



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

IDAYANA DA COSTA MARINHO

**LAGOAS DE ALTA TAXA EM ESCALA PILOTO PARA REMOÇÃO DE  
NUTRIENTES DO ESGOTO DOMÉSTICO: PRODUÇÃO DE COMPOSTOS DE  
VALOR AGREGADO**

Recife

2022

IDAYANA DA COSTA MARINHO

**LAGOAS DE ALTA TAXA EM ESCALA PILOTO PARA REMOÇÃO DE  
NUTRIENTES DO ESGOTO DOMÉSTICO: PRODUÇÃO DE COMPOSTOS DE  
VALOR AGREGADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

**Orientadora:** Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Recife

2022

Catálogo na fonte  
Bibliotecário Gabriel Luz CRB-4 / 2222

- M3381 Marinho, Idayana da Costa.  
Lagoas de alta taxa em escala piloto para remoção de nutrientes do esgoto doméstico: produção de compostos de valor agregado / Idayana da Costa Marinho. 2022.  
255 f: il.
- Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife, 2022.  
Inclui referências e apêndices.
1. Engenharia civil. 2. Remoção de nutrientes. 3. Profundidade. 4. Lipídios. 5. Compostos de valor agregado. I. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos (Orientadora). II. Título.
- UFPE
- 624 CDD (22. ed.) BCTG / 2023 - 64

IDAYANA DA COSTA MARINHO

**LAGOAS DE ALTA TAXA EM ESCALA PILOTO PARA REMOÇÃO DE  
NUTRIENTES DO ESGOTO DOMÉSTICO: PRODUÇÃO DE COMPOSTOS DE  
VALOR AGREGADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Aprovada em: 20/12/2022.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Bruna Scadolaro Magnus  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse  
Universidade Federal do Paraná

---

Dr.<sup>a</sup> Shyrlane Torres Soares Veras  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Fabrício Motteran  
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico aos meus filhos, Valentina Lis e Bento Rafael, dois presentes concedidos por Deus.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, inicialmente a Deus, causa primeira de todas as coisas;

Ao meu esposo Rodrigo Emerson de Araújo, pelo apoio, incentivo, mesmo quando eu não acreditava conseguir e aos meus filhos, Valentina Lis e Bento Rafael, que me inspiraram a alcançar essa meta;

Aos meus pais, Adones de Souza Marinho, Maria do Céu da Silva Marinho e Creuza Luzia da Costa, que me oportunizaram com o dom da vida e a educação moral;

Aos meus irmãos (*in memoriam*), vítimas do COVID-19, Maria de Fátima da Silva Marinho e Adeilson José da Silva Marinho, pelo exemplo de trabalho e dedicação;

A toda minha família dedico essa realização;

À professora Lourdinha Florêncio pela orientação, pela confiança no desenvolvimento do projeto das LATs e pela oportunidade em ser sua aluna. Pode ter certeza que essa oportunidade ficará marcada na minha vida profissional. Gratidão por todo ensinamento e paciência;

Ao professor Luiz Olinto Monteggia (UFRGS) (*in memoriam*), pelo esclarecimento de minhas dúvidas e pela imensa contribuição no projeto mecânico das LATs. Embora não presente na minha banca de defesa, estará vivo em meu coração. Que Deus abençoe seu espírito;

Ao professor Mário Kato Takayuki, primeiramente, pela oportunidade que me foi concedida para adentrar no Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil. Em seguida, pelo esforço na correção e na submissão do meu artigo científico, com o qual pude marcar minha defesa.

À professora Sávvia Gavazza, pelas importantes contribuições e por me incentivar a dar continuidade a este trabalho;

Ao professor Wanderli Leite, pelos ensinamentos na parte estatística e pelos conselhos emocionais e à professora Bruna Magnus pela oportunidade no artigo científico e pela orientação emocional na reta final desta tese;

Ao professor Tiago Leite Rolim, pela contribuição no projeto mecânico das LATs;

Ao Edmilson Marinho e Joel Santana pela especial e valorosa contribuição na área

experimental da ETE-Mangueira;

Aos técnicos do LSA, Ronaldo Melo Fonseca, Danúbia Maria e Iago José pelas contribuições nas análises, disponibilização dos equipamentos;

Aos estudantes de iniciação científica, José Claudys Eugênio Silva, Maria Eduarda Oliveira Silva, Anny Karoliny de Oliveira Barros e Bianca Nascimento de Farias, por todo apoio na realização das análises físico-químicas e microscópicas;

Ao estudante de DTI, Paulo Henrique Silva, pela realização das análises de lipídios e FAMES;

Aos amigos de projeto, os Antônios, Antônio Gustavo dos Santos Neto (Toinho) e Antônio Freire de Sá (Tonhão) pela parceria na realização do projeto das LATs, sem vocês não seria possível alcançar essa pesquisa;

Ao Luiz Galdino e à Danúbia Maria, pela amizade e preocupação com meu bem estar e por viabilizar e contribuir com as análises cromatográficas;

Aos amigos do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), Oucilane Ingret, Marcus Vinicius, Marcos Sales, Barbara Moraes, Alfredo, Natália Félix, Jucélia, Nathaly Candida, Juliana;

À Gabriela Valones, grande amiga e incentivadora e à Fernanda pelas palavras de incentivo. As duas pelas correções e a escrita de meu artigo. À Edécio, pelo apoio enorme com a fabricação das LATs;

Aos amigos do Centro Espírita União Divina (CEUD) que me encorajaram a finalizar esta pós-graduação, especialmente, a Dalva Maria Amâncio e Valéria Amâncio;

Aos amigos irmãos, Adams José Oliveira de Melo, Lindinaura Barros de Oliveira e Carolina Karen Alves Silva pelos conselhos e preocupação para o término de meu doutoramento;

À COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) e à BRK Ambiental pela permissão da instalação da área experimental da UFPE na ETE Mangueira; À Fibra Técnica pela construção e doação das LATs utilizadas na presente pesquisa;

Aos órgãos de fomento: CNPq, à FACEPE e ao INCT ETES Sustentáveis pelos recursos destinados a presente pesquisa e pelo consentimento da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE pela oportunidade de adentrar

no programa. Aos professores e professoras pelos ensinamentos adquiridos em sala de aula, na estação de tratamento e no laboratório.

## RESUMO

Avaliou-se o desempenho de um sistema de tratamento composto por três LATs de distintas alturas (30, 50 e 70 cm) para remoção de nutrientes e produção de composto de valor agregado (biomassa, lipídios, biodiesel, ácidos graxos poli-insaturados). Duas fases operacionais foram testadas, em que ambas diferenciaram pelo tempo de alimentação do afluente, fase 1 (duas alimentações de 3 h) e fase 2 (oito alimentações de 45 min). As LATs (LAT30, LAT50 e LAT70) operaram com mesmo tempo de detenção hidráulico - TDH (2 dias) e efluente UASB, como afluente. A carga superficial aplicada para a LAT30, LAT50 e LAT70 foi de 236, 393 e 550 kg/ha/d, respectivamente. O desempenho operacional mais satisfatório foi encontrado na fase 2 para as LAT30 e LAT50, respectivamente. Refere-se as citadas eficiências médias tanto uma maior remoção de nitrogênio amoniacal (90 e 73%) e ortofosfato (80%), quanto uma elevada produção de biomassa (1095 e 2190 t/ha/ano) e lipídios (27,4 e 58,4 t/ha/ano), respectivamente. Reportou-se ainda uma maior produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos (FAMES) na LAT50 (2,92 t/ha/ano). Por outro lado, a LAT mais profunda evidenciou um maior teor de lipídios médio durante a fase 2, em que, simultaneamente, observou-se uma queda na produção de clorofila. Identificou-se uma variação na comunidade fitoplanctônica para as três LATs, ao efetuar-se a transição da fase 1 para a 2. Evidenciou-se a alteração pelo desenvolvimento e crescimento das cianobactérias em detrimento das clorófitas. Na operação das LATs localizadas em Recife (à latitude baixa, próxima à Linha do Equador), a utilização de um TDH baixo na LAT70 (profundidade mais alta) auxiliou o teor de lipídios (50%) Ácidos graxos poli-insaturados de valor agregado, tais como os ácidos linoléico (C18:2 $\omega$ 6),  $\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3) e cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (C22:6 $\omega$ 3) podem ser produzidos através de LATs variando a altura da lâmina d'água. Profundidades de 50 e 70 cm foram mais propensas a estimular a produção destes FAMES. Juntamente com a escolha da profundidade, uma maior massa dos referidos ácidos é favorecida, quando o afluente é alimentado em dois ciclos de 3 h (fase 1).

**Palavras-chave:** remoção de nutrientes; profundidade; lipídios; compostos de valor agregado.

## ABSTRACT

This study evaluated the performance of a treatment system composed of three high rate algal ponds (HRAPs) of different depths (30, 50 and 70 cm) for nutrient removal and production of value-added compost (biomass, lipids, biodiesel, and polyunsaturated fatty acids). Two operational phases were tested, in which both differed by the time of feeding the effluent, phase 1 (two feeds of 3 h) and phase 2 (eight feeds of 45 min). The HRAPs (HRAP30, HRAP50, and HRAP70) operated with the same hydraulic retention time - HRT (2 days) and UASB effluent as the inflow. The surface loading applied (SLA) for HRAP30, HRAP50 and HRAP70 were 236, 393 and 550 kg COD/ha/d, respectively. The most satisfactory operational performance was found in phase 2 for HRAP30 and HRAP50, respectively. The mentioned average efficiencies refer both a higher removal of ammoniacal nitrogen (90 and 73 %) and orthophosphate (80%), and a high average production of biomass (1095 e 2190 ton/ha/year) and lipids (27.4 e 58.4 ton/ha/year), respectively. Higher fatty acid methyl ester (FAMES) productivity was also reported at HRAP50 (2.92 ton/ha/year). On the other hand, the deepest HRAP (HRAP70) evidenced a higher mean lipid content during phase 2, in which, simultaneously, a decrease in chlorophyll a production was observed. A variation in the phytoplankton community was identified for the all HRAPs as they transitioned from stage 1 to 2. This change was evidenced by the development and growth of cyanobacteria to the detriment of chlorophytes. In the operation of the HRAPs located in Recife (at low latitude, near the Equator), the use of a low HRT in HRAP70 (higher depth) helped the lipid content (50%) Value-added PUFAs, such as linoleic acids (C18:2 $\omega$ 6),  $\alpha$ -linolenic (C18:3 $\omega$ 3) and cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoic (DHA or C22:6  $\omega$ 3) acids can be produced through HRAPs by varying the depth. Depths of 50 and 70 cm were more likely to stimulate the production of these FAMES. Along with the choice of depth, a greater mass of the said acids is favored, when the HRAPs were fed in two 3 h cycles (phase 1).

**Keywords:** nutrients removal; depth; lipids; value-added compounds.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Pilares principais do INCT ETEs Sustentáveis .....	26
Figura 2 -	Mapa do Brasil mostrando a posição geográfica de Recife em relação à Linha do Equador .....	29
Figura 3 -	Rota de assimilação de nitrogênio pelas cianobactérias .....	34
Figura 4 -	Vista superior da lagoa de alta taxa com chicana longitudinal.....	35
Figura 5 -	Configurações de tratamento diferentes que englobaram as lagoas de alta taxa.....	41
Figura 6 -	Cidades brasileiras onde encontrou-se estudos com lagoas de alta taxa com fins ao tratamento de esgoto e média anual da radiação solar diária ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ). 49	49
Figura 7 -	Rotas metabólicas do nitrogênio encontradas nas LATs .....	53
Figura 8 -	Ciclo do oxigênio e produção de microalgas no tratamento de esgoto pela fotossíntese .....	58
Figura 9 -	Esquema ilustrativo do cultivo em duplo estágio para favorecer a produção de compostos de valor agregado.....	65
Figura 10 -	Representação de parâmetros físico-químicos que levam a acumulação de lipídios na célula das microalgas.....	68
Figura 11 -	Reação de transesterificação do triacilglicerol para produção da mistura de FAMES.....	79
Figura 12 -	Evolução no percentual de biodiesel adicionado ao diesel.....	80
Figura 13 -	Representação esquemática das lagoas de alta taxa de diferentes alturas de lâmina d'água tratando esgoto doméstico.....	87
Figura 14 -	Fluxograma experimental das etapas desenvolvidas nesta tese para o tratamento terciário composto pelas lagoas de alta taxa.....	88
Figura 15 -	Localização dos pontos para a medição da radiação fotossinteticamente ativa.....	91
Figura 16 -	Fluxograma resumo para apresentar visão geral dos experimentos.....	100
Figura 17 -	Fluxograma resumo para apresentar visão geral dos experimentos.....	103
Figura 18 -	Concentração de clorofila-a e pH durante operação batelada nas lagoas de alta taxas de distintas profundidades: (a) 30 cm, (b) 50 cm e (c) 70 cm ....	104
Figura 19 -	Produtividade de clorofila-a e de biomassa para operação batelada nas lagoas de alta taxas de distintas profundidades: (a) 30 cm, (b) 50 cm e (c) 70 cm.....	105

Figura 20 - Comportamento da eficiência de remoção para DQO, ortofosfato e nitrogênio amoniacal durante operação batelada.....	107
Figura 21 - Concentrações de nitrogênio em relação às suas distintas formas nas lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade .....	108
Figura 22 - Comunidade fitoplanctônica após (a) 5 dias; (b) 9 dias e (c) 13 dias de operação batelada nas LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade .....	110
Figura 23 - Vazão afluente medida em três lagoas com distintas profundidades em duas fases operacionais da operação intermitente.....	114
Figura 24 - Precipitação acumulada durante a operação das LATs nas fases 1 e 2.....	115
Figura 25 - Temperatura no afluente e no efluente das LATs de diferentes profundidades durante operação intermitente.....	115
Figura 26 - Temperaturas médias do afluente e efluente das LATs de diferentes alturas durante operação intermitente (fases 1 e 2).....	116
Figura 27 - Oxigênio dissolvido para o afluente e efluente das lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade durante operação intermitente .....	117
Figura 28 - Oxigênio dissolvido médio do afluente e efluente nas fases 1 e 2.....	118
Figura 29 - Medições de pH para o afluente e efluente das LATs de diferentes profundidades durante operação intermitente.....	119
Figura 30 - Variação do pH para o afluente e efluente das LATs de distintas profundidades durante operação intermitente.....	120
Figura 31 - Medições da condutividade elétrica para o afluente e as lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidades durante as fases 1 e 2 da operação intermitente .....	122
Figura 32 - Radiação fotossinteticamente ativa para as lagoas de diferentes profundidades sob operação intermitente composta por fases 1 e 2.....	123
Figura 33 - Concentrações de DQO no afluente e efluentes das lagoas em duas fases operacionais (Fase 1- 2 alimentações de 3 h e Fase 2 – 8 alimentações de 45 min).....	125
Figura 34 - Eficiência de remoção da DQO total/solúvel para as LATs de diferentes profundidades durante as fases 1 e 2 da operação intermitente.....	125
Figura 35 - Eficiência de remoção da DQO solúvel para as lagoas de diferentes profundidades durante as fases 1 e 2 da operação intermitente.....	126
Figura 36 - Comportamento de nitrogênio amoniacal para afluente e o efluente das LATs durante as fases 1 e 2 da operação intermitente .....	127

Figura 37 - Variação da eficiência de remoção do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> para as LATs de diferentes alturas durante operação intermitente (fases 1 e 2).....	128
Figura 38 - Comportamento das lagoas para a concentração de nitrogênio NTK durante as duas fases operacionais .....	129
Figura 39 - Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo das fases operacionais (operação intermitente) das lagoas de diferentes profundidades (LAT30, LAT50 e LAT70).....	130
Figura 40 - Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo das fases operacionais (operação intermitente) das lagoas de diferentes profundidades (LAT30, LAT50 e LAT70).....	131
.Figura 41 - Valores médios para a concentração de: (a) NTK e (b) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> nas lagoas de distintas profundidades sob duas fases de operação .....	132
Figura 42 - Variação para eficiência de remoção do ortofosfato nas fases operacionais da operação intermitente das lagoas de 30, 50 e 70 cm.....	133
Figura 43 - Variação para eficiência de remoção do fósforo total nas fases operacionais .....	134
Figura 44 - Concentração de fósforo total ao longo das fases operacionais.....	135
Figura 45 - Concentração de ortofosfato ao longo das fases operacionais.....	135
Figura 46 - Comportamento das distintas formas de nitrogênio durante operação intermitente .....	136
Figura 47 - Variação da produtividade de biomassa em termos de clorofila-a para LATs durante a operação intermitente.....	139
Figura 48 - Concentração de clorofila-a durante a operação das LATs .....	141
Figura 49 - Produtividade de biomassa (clorofila-a) durante à operação das LATs .....	141
Figura 50 - Concentração de SSV para o afluente e o efluente das LATs durante operação intermitente.....	143
Figura 51 - Concentração de SST para o afluente e efluente das LATs durante operação intermitente .....	143
Figura 52 - Produtividade de biomassa para LATs ao longo das fases operacionais.....	144
Figura 53 - Variação para produtividade de lipídios durante operação intermitente das LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade .....	145
Figura 54 - Produtividade lipídica durante a operação intermitente das LATs.....	146
Figura 55 - Variação do teor de lipídios durante a operação das LATs .....	147

Figura 56 - Teor de lipídios durante a operação intermitente das LATs .....	148
Figura 57 - Produtividade de FAME durante a operação intermitente das LATs .....	149
Figura 58 - Composição dos ésteres metílicos de ácidos graxos da biomassa (% de FAMEs totais) durante a operação intermitente das lagoas.....	151
Figura 59 - Massa do ácido linoléico (C18:2 $\omega$ 6) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios .....	155
Figura 60 - Massa do ácido $\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios.....	156
Figura 61 - Massa do ácido cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (DHA ou C22:6 $\omega$ 3) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios .....	156
Figura 62 - Dinâmica da comunidade fitoplanctônica para as lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade: (a), (b) e (c) durante operação intermitente .....	160
Figura 63 - Índice de flocculação para as lagoas durante operação intermitente.....	165
Figura 64 - Perfil nictimeral para a intensidade luminosa das lagoas (a) 5 cm da lâmina d'água e (b) no fundo das LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade .....	167
Figura 65 - Perfil nictimeral para o oxigênio dissolvido nas LATs .....	168
Figura 66 - Perfil nictimeral para o pH nas LATs de distintas profundidades medidos a 5 cm da superfície e no fundo de cada LAT.....	169
Figura 67 - Variação do pH afluente e efluente das laTS durante o perfil nictimeral .....	170
Figura 68 - Variação de alcalinidade total afluente e efluente lagoas durante perfil nictimeral .....	171
Figura 69 - Perfil nictimeral da alcalinidade total (a) e alcalinidade parcial (b) para afluente e efluente das lagoas .....	172
Figura 70 - Variação de alcalinidade parcial afluente e efluente das lagoas durante perfil nictimeral.....	173
Figura 71 - Variação da DQO bruta afluente em relação à DQO solúvel efluente (a) e variação da DQO solúvel afluente e efluente das lagoas durante perfil nictimeral .....	174
Figura 72 - Variação da eficiência de remoção da DQO total do afluente em relação à DQO solúvel da LAT30, LAT50 e LAT70 durante o perfil nictimeral .....	175
Figura 73 - Variação de eficiência de remoção de DQO solúvel nas lagoas durante perfil nictimeral .....	175

Figura 74 - Perfil nictimeral das LATs para a concentração de: (a) $\text{NH}_4^+$ , (b) nitrogênio total e .....	177
Figura 75 - Variação da concentração (a) e remoção de $\text{N-NH}_4^+$ durante perfil nictimeral (b) .....	178
Figura 76 - Variação da eficiência de remoção de fósforo nas lagoas durante o perfil nictimeral .....	179
Figura 77 - Variação da concentração de fósforo total (a) e ortofosfato (b) no afluente (AF) e nas das lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade durante o perfil nictimeral .....	180
Figura 78 - Perfil nictimeral para concentrações de nitrogênio sob diversas formas no efluente da (a) LAT30, (b) LAT50 e (c) LAT70.....	181
Figura 79 - Perfil nictimeral para os sólidos suspensos totais (a), fixos (b) voláteis e (c) nas LATs de 30 cm, 50 cm e 70 cm de profundidade .....	188
Figura 80 - Perfil nictimeral para concentração de clorofila-a nas LATs .....	189
Figura 81 - Composição dos ácidos graxos presentes no óleo obtido da biomassa da LAT30 (a) e (b) LAT50 durante perfil nictimeral .....	191

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Parâmetros de projeto encontrados em lagoas de alta taxa, em escala real e piloto.....	36
Tabela 2 -	Dimensões dos agitadores empregados em estudos anteriores.....	40
Tabela 3 -	Eficiências de remoção de nutrientes para diferentes estudos com lagoas de alta taxa.....	54
Tabela 4 -	Produtividade de biomassa e lipídios e teor de lipídios sob diferentes tempos de detenção hidráulico.....	56
Tabela 5 -	Caracterização do esgoto da ETE Mangueira.....	62
Tabela 6 -	Fatores que podem induzir a formação dos lipídios (triacilglicerol).....	69
Tabela 7 -	Produtividade lipídica e fames encontrados em investigações anteriores.....	70
Tabela 8 -	Lista de microalgas e cianobactérias encontradas em lats.....	73
Tabela 9 -	Principais reações atuantes na remoção de nutrientes pelas microalgas com as bactérias.....	76
Tabela 10 -	Produções de biomassa e lipídios para algumas espécies de microalgas.....	79
Tabela 11 -	Perfil dos ésteres de ácidos graxos metílicos para algumas espécies de microalgas.....	82
Tabela 12 -	Relação de alguns ácidos graxos poli-insaturados com valorização no mercado internacional.....	84
Tabela 13 -	Metodologias das análises realizadas na presente pesquisa.....	90
Tabela 14 -	Teor e produtividade de lipídios totais durante a operação batelada (experimento 01).....	94
Tabela 15 -	Coletas realizadas para determinação do teor de lipídios durante a operação intermitente.....	95
Tabela 16 -	Condições do cromatógrafo à gás para determinação dos FAMES.....	95
Tabela 17 -	Coletas realizadas para determinação de fame durante operação intermitente.....	96
Tabela 18 -	Identificação e nomenclatura dos FAMES presentes no padrão da Merck.....	97
Tabela 19 -	Coletas para avaliar a comunidade fitoplanctônica das LATs de diferentes profundidades durante a operação intermitente.....	99
Tabela 20 -	Composição média do efluente UASB, afluyente das LATs.....	101
Tabela 21 -	Parâmetros de campo mensurados no efluente das LATs durante operação batelada.....	101

Tabela 22 – Taxonomia para o zooplâncton encontrados nas LATs durante operação batelada .....	112
Tabela 23 - Eventos e problemas operacionais identificados nas LATs.....	113
Tabela 24 - Compêndio com as concentrações médias $\pm$ desvio padrão do nitrogênio sob suas distintas formas ao longo de cada fase operacional .....	138
Tabela 25 - Concentrações de SSV, produtividades de biomassa, lipídios, fame e teor de lipídios do presente estudo e da literatura.....	139
Tabela 26 - Analogia entre a literatura e o presente estudo para a biomassa dada em clorofila-a e a produtividade em relação à clorofila.....	142
Tabela 27 - Razão clorofila-a / SSV (%) durante a operação das LATs.....	144
Tabela 28 - Síntese da massa de FAME produzida nas lagoas de profundidades (30 e 50 cm) em duas fases sob operação intermitente.....	152
Tabela 29 - Características e propriedades estimadas para o biodiesel obtido nas LATs.....	153
Tabela 30 - Síntese da massa máxima obtida para os PUFA's (AL, ALA e DHA).....	157
Tabela 31 - Correlações de Pearson com as produtividades de biomassa, lipídios e FAME e o teor de lipídios na LAT30 durante a fase 1.....	159
Tabela 32 - Diferenças identificadas nos parâmetros após 139 dias de operação na LAT30.....	161
Tabela 33 - Correlação entre as diferentes espécies com o pH na LAT30 - fase 1 .....	164
Tabela 34 - Correlação de Pearson para índice de floculação com a taxonomia do fitoplâncton da LAT30 (dias 119, 168, 182, 193 e 203).....	166
Tabela 35 - Análise de correlação para a nitrificação/desnitrificação e amonificação na LAT30.....	184
Tabela 36 - Análise de correlação na LAT50 durante perfil nictimeral .....	186
Tabela 37 - Análise de correlação na LAT70 durante o perfil nictimeral .....	187
Tabela 38 - Análise de correlação para a clorofila a na LAT30 .....	188
Tabela 39 - Produtividade microalgal, remoção de nutrientes em LATs operadas a diferentes profundidades durante o perfil nictimeral.....	190
Tabela 40 - Propriedades do biodiesel obtido a após perfil nictimeral partir do óleo extraído da biomassa algal.....	192

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

2-OG	2-oxoglutarato
DHA	Ácido cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico
DNA	Ácido desoxirribonucleico
EPA	Ácido eicosapentaenóico (C20:5 $\omega$ 3)
MUFA	Ácido graxo mono-insaturado
SFA	Ácido graxo saturado
AL	Ácido linoléico
OAA	Ácido oxalacético
ALA	Ácido $\alpha$ -linolênico
PUFA	Ácidos graxos poli-insaturados
ATP	Adenosina trifosfato
AF	Afluentes
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis BR
ALCP	Alcalinidade parcial
ALCT	Alcalinidade total
Amt	Amônio permease
ANOVA	Análise de variância
A	Área superficial da lagoa
BBM	Bold's Basal Medium
BOA	Bactérias Oxidantes de Amônia
BON	Bactérias Oxidantes de Nitrito
COV	Carga Orgânica Volumétrica
TCA	Ciclo do ácido tricarbóxico ou ciclo de Krebs
A	Coefficiente adimensional
CTT	Coliformes termotolerantes
CT	Coliformes totais
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
NifHDK	Complexo de nitrogenase
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cyc	Cyclotella sp.
MDH	Dehidrogenase malato
DBO	Demanda bioquímica por oxigênio
DQO	Demanda química por oxigênio
DQO <sub>B</sub>	Demanda química por oxigênio bruta
DQO <sub>F</sub>	Demanda química por oxigênio filtrada
DQO <sub>S</sub>	Demanda química por oxigênio solúvel
DAG	Diacilglicerol
DGTS	Diacilgliceroltrimetilhomoserina
DGDG	Digalactosildiacilglicerol
EF	Efluentes
DGGE	Eletroforese em Gel de Gradiente Desnaturante
ENL	Enzima enolase
PEPC	Enzima fosfoenolpiruvato carboxiquase
PGK	Enzima fosfoglicerato quinase
PRK	Enzima fosforibose quinase
PRK	Enzima fosforibulose quinase

FBP	Enzima frutose 1,6 bifosfatase
ALDO	Enzima frutose-1,6-bifosfato-aldolase
ALDO	Enzima frutose-1,6-bisfosfato aldolase
GPDH	Enzima gliceraldeído-3-fosfato
PK	Enzima piruvato quinase
RPI	Enzima ribose-5-fosfato-isomerase
Rubisco	Enzima ribulose-1,5-bifosfato carboxilase
RPE	Enzima ribulose-fosfato 3-epimerase
TPI	Enzima triosefosfato isomerase
TPI	Enzima triosefosfato isomerase
EB	Escala de bancada
EP	Escala piloto
ER	Escala real
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAME	Ésteres metílicos de ácidos graxos
FdxH	Ferredoxina específica de heterocisto
PEP	Fosfo-enolpiruvato
PSII	Fotosistema II
GPDH	Gliceraldeído-3-fosfato dehidrogenase
GOGAT	Glutamato sintase
GI	Grau de insaturação
HRAP	High rate algal pond
HRAP30	High rate algal pond at depth of 30 cm
HRAP50	High rate algal pond at depth of 50 cm
HRAP70	High rate algal pond at depth of 70 cm
II	Índice de iodo
IS	Índice de saponificação
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
LAT	Lagoa de alta taxa
LAT30	Lagoa de alta taxa com 30 cm de altura de lâmina d'água
LAT50	Lagoa de alta taxa com 50 cm de altura de lâmina d'água
LAT70	Lagoa de alta taxa com 70 cm de altura de lâmina d'água
MVA	Maior valor de aquecimento
me	Massa específica
Mer	Merismopedia sp.
Mel	Melosira
MAG	Metilacilglicerol
Mic	Micractinium sp.
Nar	Nitrato redutase
Nir	Nitrito redutase
Nit	Nitzschia sp.
NBR	Norma Brasileira
NC	Número de cetano
OD	Oxigênio dissolvido
PPP	Pentose fosfato
PK	piruvato quinase
PVC	Policloreto de vinila
PEAD	Polietileno de alta densidade
E <sub>p</sub>	Potencial de evaporação entre as amostras semanais

pH	Potencial hidrogeniônico
PCA	Principal component analysis (Análise de componentes principais)
P <sub>FAME</sub>	Produção de ácidos graxos metílicos
P <sub>L</sub>	Produção de lipídios
RFA	Radiação fotossinteticamente ativa
R	Radiação solar da média semanal
PCR	Reação em Cadeia da Polimerase
Sc	Scenedesmus sp.
SBP	Sedoheptulose-1,7-bifosfato
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
T	Temperatura média semanal
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TL	Teor de lipídios
N <sub>rt</sub>	Transportador de nitrato/nitrito do tipo ABC
U <sub>rt</sub>	Transportador de ureia do tipo ABC
TAG	Triacilglicerol
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (Reator anaeróbio de manta de lodo)

## LISTA DE SÍMBOLOS

C20:0	Ácido araquídico
C20:1 $\omega$ 9	Ácido araquidônico (ARA) ou gadoleico
C22:0	Ácido behênico
C6:0	Ácido caprótico
C22:6 $\omega$ 3	Ácido cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico
C20:1 $\omega$ 11	Ácido cis-eicosenoato
C20:5 $\omega$ 3	Ácido eicosapentaenóico
C18:0	Ácido esteárico
C18:4 $\omega$ 3	Ácido estearidônico
C12:0	Ácido láurico
C24:0	Ácido lignocêrico
C18:2 $\omega$ 6	Ácido linoleico
C14:0	Ácido mirístico
C14:1	Ácido miristoléico
C18:1 $\omega$ 9	Ácido oleico
C16:0	Ácido palmítico
C16:1	Ácido palmitoleico
C15:0	Ácido pentadecanoico
C18:3 $\omega$ 3	Ácido $\alpha$ -linolênico
C18:3 $\omega$ 6	Ácido $\gamma$ -linolênico
NH <sub>3</sub>	Amônia
AS	Área superficial
cal	Caloria
<i>Chl-a</i>	Clorofila a
Ks	Coeficiente de afinidade
L	Comprimento da chicana da lagoa
L <sub>a</sub>	Comprimento do agitador
L+I	Comprimento total da lagoa
D <sub>pás</sub>	Diâmetro das pás
d <sub>i</sub>	Diâmetro externo
d <sub>e</sub>	Diâmetro interno
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
D <sub>CA</sub>	Distância da chicana ao agitador
D <sub>FA</sub>	Distância do fundo da lagoa ao agitador
D <sub>FE</sub>	Distância do fundo da lagoa ao eixo do agitador
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fósforo na forma de fosfato
PT	Fósforo total
ha	Hectare
I	Inverno
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon amônio
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Íon fosfato
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon nitrato
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Íon nitrito
J	Joule
l	Largura da lagoa

la	Largura do agitador
w	Largura do canal da lagoa
L/ha	Litro por hectare
M	Mega
Mha	Mega hectare
MJ	Mega Joule
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de nitrato
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de nitrito
N <sub>-org</sub>	Nitrogênio orgânico
NT	Nitrogênio total
N	Norte
W	Oeste
E	Oeste
O	Outono
P <sub>motor</sub>	Potência do motor das pás impulsoras
PRI	Primavera
H	Profundidade da lagoa ou altura da lâmina d'água
H <sub>T</sub>	Profundidade total da lagoa
S	Sul
T <sub>E</sub>	Taxa de evaporação na lagoa
ton	Tonelada
Q	Vazão
VE	Verão
V	Volume da lagoa

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>26</b>
<b>2</b>	<b>HIPÓTESES.....</b>	<b>30</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>31</b>
3.1	GERAL .....	31
3.2	ESPECÍFICOS.....	31
<b>4</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>32</b>
4.1	FITOPLÂNCTON E BACTERIOPLÂNCTON .....	32
<b>4.1.1</b>	<b>Microalgas .....</b>	<b>33</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Cianobactérias.....</b>	<b>34</b>
4.2	LAGOAS DE ALTA TAXA .....	34
<b>4.2.1</b>	<b>Configurações de tratamento.....</b>	<b>41</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Efeito das variáveis sobre a produtividade da biomassa.....</b>	<b>42</b>
4.2.2.1	Recirculação da biomassa.....	43
4.2.2.2	Velocidade de circulação do líquido.....	44
4.2.2.3	Sazonalidade .....	45
4.2.2.4	Profundidade.....	47
4.2.2.5	Radiação .....	49
4.2.2.6	Dióxido de carbono e pH.....	52
4.2.2.7	Tempo de detenção hidráulico.....	55
4.2.2.8	Oxigênio .....	58
4.2.2.9	Modo de operação.....	59
<b>4.2.3</b>	<b>Colheita da biomassa .....</b>	<b>59</b>
4.2.3.1	Filtros de pedra .....	60
4.2.3.2	Recirculação seguida de decantador .....	60
4.2.3.3	Autofloculação.....	60
4.2.3.4	Flotação por ar dissolvido.....	60
4.3	FATORES INTERFERENTES NA PRODUÇÃO DE BIOMASSA E LIPÍDIOS.....	61
4.4	ESTRATÉGIAS PARA PRODUZIR COMPOSTOS DE VALOR AGREGADO.....	64
<b>4.4.1</b>	<b>Rotas energéticas .....</b>	<b>66</b>
4.5	PRODUÇÃO DE LIPÍDIOS E BIODIESEL .....	70

4.6	COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA ENCONTRADA NAS LAGOAS DE ALTA TAXA.....	71
4.7	PROBLEMAS OPERACIONAIS E LIMITAÇÕES DAS LAGOAS DE ALTA TAXA .....	74
4.8	PARÂMETROS IMPORTANTES NO CRESCIMENTO DAS MICROALGAS .....	75
<b>4.8.1</b>	<b>Intensidade luminosa, sólidos dissolvidos totais e turbidez .....</b>	<b>75</b>
<b>4.8.2</b>	<b>pH.....</b>	<b>75</b>
<b>4.8.3</b>	<b>Razão nitrogênio fósforo .....</b>	<b>76</b>
4.9	VALORIZAÇÃO DA BIOMASSA DAS LAGOAS DE ALTA TAXA .....	78
<b>4.9.1</b>	<b>Lipídios .....</b>	<b>78</b>
<b>4.9.2</b>	<b>Biodiesel.....</b>	<b>80</b>
4.9.2.1	Rendimento em biodiesel .....	80
4.9.2.2	Estimativa das propriedades físico-químicas.....	81
<b>4.9.3</b>	<b>Ácidos graxos poli-insaturados.....</b>	<b>83</b>
4.10	Nitrificação e desnitrificação .....	84
<b>5</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>86</b>
5.1	Lagoas de alta taxa.....	86
5.2	Fluxograma experimental .....	86
5.3	Monitoramento das lagoas de alta taxa .....	88
<b>5.3.1</b>	<b>Experimento 1 (operação batelada) .....</b>	<b>89</b>
5.3.1.1	Variáveis ambientais.....	89
5.3.1.2	Parâmetros físico-químicos .....	89
<b>5.3.2</b>	<b>Experimento 2 (operação intermitente).....</b>	<b>91</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Perfil nictimeral .....</b>	<b>91</b>
5.4	Cálculos realizados .....	92
<b>5.4.1</b>	<b>Carga mássica .....</b>	<b>92</b>
<b>5.4.2</b>	<b>Carga orgânica volumétrica e superficial.....</b>	<b>92</b>
<b>5.4.3</b>	<b>Concentração de amônia livre .....</b>	<b>93</b>
<b>5.4.4</b>	<b>Produtividade de biomassa .....</b>	<b>93</b>
<b>5.4.5</b>	<b>Teor de lipídios.....</b>	<b>94</b>
<b>5.4.6</b>	<b>Produtividade de lipídios .....</b>	<b>95</b>
<b>5.4.7</b>	<b>Produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos .....</b>	<b>95</b>
<b>5.4.8</b>	<b>Rendimento em produtos de valor agregado .....</b>	<b>97</b>

5.4.9	Índice de floculação .....	97
5.4.10	Coefficiente de atenuação vertical .....	98
5.5	Teste estatísticos e análise de correlação .....	98
5.6	Comunidade fitoplanctônica .....	99
5.7	Identificação de predadores .....	99
6	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>100</b>
6.1	EXPERIMENTO 1 – OPERAÇÃO BATELADA .....	100
6.1.1	Caracterização do afluente das LATs.....	100
6.1.2	Parâmetros medidos <i>in loco</i> .....	101
6.1.3	Produção de biomassa e clorofila-a .....	102
6.1.4	Remoção de nutrientes .....	106
6.1.5	Nitrificação .....	108
6.1.6	Comunidade fitoplanctônica .....	110
6.1.7	Predadores .....	111
6.2	EXPERIMENTO 2 - OPERAÇÃO INTERMITENTE .....	112
6.2.1	Vazão e parâmetros medidos <i>in loco</i> .....	112
6.2.2	Remoção de matéria orgânica .....	124
6.2.3	Remoção de nutrientes .....	126
6.2.4	Nitrificação e desnitrificação .....	136
6.2.5	Produtividade de biomassa .....	138
6.2.6	Produtividade de lipídios.....	145
6.2.7	Produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos .....	148
6.2.8	Composição dos ésteres de ácidos graxos metílicos (FAME) da biomassa .....	149
6.2.9	Estimativa das propriedades do biodiesel .....	152
6.2.10	Compostos de valor agregado.....	154
6.2.11	Correlação de Pearson na fase 1.....	158
6.2.12	Comunidade fitoplanctônica .....	160
6.2.13	Índice de colheita da biomassa .....	164
6.3	Perfil nictimeral .....	166
6.3.1	Radiação fotossinteticamente ativa .....	167
6.3.2	Oxigênio dissolvido .....	168
6.3.3	pH das lagoas.....	169
6.3.4	Alcalinidade.....	170
6.3.5	Remoção de matéria orgânica e carga orgânica .....	173

6.3.6	Remoção de nitrogênio.....	176
6.3.7	Remoção de fósforo.....	179
6.3.8	Nitrificação e desnitrificação .....	181
6.3.9	Correlação de Pearson .....	183
6.3.10	Produção de biomassa .....	187
6.3.11	Produtos de valor agregado e composição do óleo .....	191
7	CONCLUSÕES.....	193
	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	195
	REFERÊNCIAS.....	196
	APÊNDICE A.....	212
	APÊNDICE B.....	225
	APÊNDICE C.....	228
	APÊNDICE D.....	236
	APÊNDICE E .....	239
	APÊNDICE F .....	247
	APÊNDICE G .....	251
	APÊNDICE H .....	254

## 1 INTRODUÇÃO

No que se refere ao conceito das estações de tratamento de esgoto (ETEs) tradicionais, o esgoto configura-se como um problema. Porém, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETEs Sustentáveis (INCT) inaugura uma nova visão das ETEs, em que elas seriam situadas dentro do contexto do tratamento como indústria geradora de produtos e não subprodutos (Figura 1). No ano de 2022, o governo brasileiro destinou R\$ 767,32 milhões de reais à área de saneamento. Em 2023, está previsto que o orçamento alcance R\$ 1,14 bilhão (PORTAL DA TRANSPARÊNCIA, 2023).

Figura 1 – Pilares principais do INCT ETEs Sustentáveis



Fonte: ETEs Sustentáveis, 2022

Dentro do conceito de ETEs Sustentáveis, urge destacar o esgoto doméstico saindo da posição de problema ou mesmo passivo ambiental, para receber uma nova denominação, chamada agora de recurso (ETEs Sustentáveis, 2022). Especificamente, considera-se dois diferentes recursos para tratamento de esgoto mediante LATs: o primeiro engloba a fase líquida (efluente tratado); E o segundo, refere-se a fase sólida, designada pela biomassa. Neste trabalho, propõe-se para o efluente das LATs um reuso não potável, agrícola, cuja aplicação pode ser voltada para culturas não consumidas cruas. No caso da biomassa, a proposta é aplicá-la especificamente para extração dos lipídios e posterior produção do biodiesel.

Em relação à qualidade do efluente, a Resolução CONAMA nº 430/2011 apresenta os padrões de lançamento para disposição no corpo receptor (BRASIL, 2011). No entanto, esta legislação deixou várias lacunas, uma vez que apenas o nutriente oriundo do nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) é descrito no padrão de lançamento, que apresenta um valor máximo de 20 mg N.L-1. No caso do fósforo, a CONAMA nº 430 afirma que o órgão ambiental competente deve estabelecer padrões específicos de lançamento, com base no histórico de floração de cianobactérias no corpo receptor.

As microalgas apresentam forte potencial para extração de triglicerídeos, os quais são matéria prima para produção de biodiesel (CHISTI, 2007; TREDICI et al., 2008; RAZON et al., 2011; CHU et al., 2013). No Brasil, este biocombustível é adicionado no diesel na proporção de 13% (BRASIL, 2021), sendo produzido através de uma reação de transesterificação, da qual podem ser segregados os ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs). Por exemplo, para a microalga *Scenedesmus obliquus*, cerca de 100 g rende em média 0,06 g de  $\beta$ -caroteno, 38 g de biodiesel, 2 g de ômega-3, 3 g de glicerol e 17 g de álcool (MANDAL e MALICK, 2015). A espécie *Scenedesmus obliquus* pode atingir um teor de lipídios de 43% sobre deficiência de fosfato (MANDAL e MALICK, 2015).

Demonstrou-se que as microalgas podem integrar uma biorefinaria produzindo distintos compostos de valor agregado (MANDAL e MALICK, 2015; MALIK et al., 2022). O rendimento dos diferentes produtos, entre estes dos tri-acilgliceróis, depende da espécie e da linhagem empregada (HU et al., 2008), dos fatores nutricionais disponíveis no meio de cultivo, da disponibilidade de radiação, da sazonalidade (MEHRABADI et al., 2016), bem como do sistema de cultivo das microalgas. Geralmente, os sistemas mais conhecidos são os fotobioreatores e as lagoas de alta taxa (LATs). Majoritariamente, as plantas industriais produtoras de commodities lipídicos oriundos das microalgas empregam LATs abertas (SANTIN et al., 2022), embora sejam mais suscetíveis à contaminação e invasão de predadores (SATHYA et al., 2023).

As LATs abertas têm se destacado frente aos fotobioreatores fechados, pois apresentam menor custo e manutenção, bem como maior facilidade operacional (CRAGGS et al., 2013). Fotobioreatores costumam requerer 10 vezes mais energia para bombeamento e injeção de ar para mistura do que as LATs, as quais necessitam apenas de energia para acionamento das pás (MOHSENPOUR et al., 2021). Além disso, o custo pode cair ainda mais, se os nutrientes

utilizados forem oriundos de fontes alternativas, tais como esgoto doméstico bruto ou tratado. Dessa forma, os nutrientes disponíveis no esgoto podem ser removidos por distintos processos biológicos, químicos ou mesmo físicos, tais como assimilação pelas microalgas ou por processos de volatilização, precipitação, adsorção, sedimentação, nitrificação e desnitrificação. Ao final do cultivo do fitoplâncton, obtém-se biomassa rica em bactéria/alga e um efluente com qualidade superior ao afluente.

Três aspectos podem ser destacados como imprescindíveis ao analisarmos a LAT tratando esgoto doméstico. Primeiramente, enfatiza-se a remoção dos nutrientes do esgoto, de modo que este atinja um padrão de lançamento coerente e compatível com a legislação ambiental vigente, considerando sempre o enquadramento do corpo receptor (VASSALE *et al.*, 2021). O segundo aspecto se refere à biomassa de microalgas obtida após o tratamento de esgoto. Entre as possíveis formas de destinar a biomassa algal podem ser destacadas a produção de metano, a extração de compostos de valor agregado ou a utilização? Entre algumas das diversas aplicações, identificou-se a biodigestão e/ou co-digestão da biomassa para fins de produção de biogás (PASSOS *et al.*, 2015; VASSALE *et al.*, 2021), a extração dos lipídios (MEHRABADI *et al.*, 2016), visando a obtenção do biodiesel ou a fabricação de ração para alimentar peixes (SANTIN *et al.*, 2022).

Identificou-se alguns gargalos envolvidos na produção de lipídios a partir do tratamento de esgoto doméstico com as lagoas de alta taxa (LATs). Destaca-se o baixo teor de lipídios ( $17,4 \pm 1,5\%$ ) como o primeiro aspecto desafiador ao realizar a produção de lipídios/biodiesel via LATs alimentadas com esgoto doméstico (PASSOS *et al.*, 2013). Dependendo das condições de operação das LATs ou mesmo das espécies presentes esse valor pode aumentar. Dentro deste contexto, verificou-se que foi possível alcançar maior valor de teor de lipídios em LATs tratando esgoto doméstico com a espécie *Chlorella sorokiniana* (ARORA *et al.*, 2020). A produção de lipídios pode ser estimulada pela maior intensidade dos raios solares presente na cidade do Recife, próxima à Linha do Equador (latitude baixa,  $-8^\circ$ ) (Figura 2)? Ácidos graxos de valor agregado (ômega 3 e 6) podem ser produzidos através de sistemas de tratamento de esgoto doméstico compostos por LATs, variando a altura da lâmina d'água.

Figura 2 - Mapa do Brasil mostrando a posição geográfica de Recife em relação à Linha do Equador



Fonte: Instituto Claro (2022)

O terceiro e último aspecto relacionado às LATs alimentadas com esgoto doméstico diz respeito à predação do fitoplâncton pelo zooplâncton (MONTENEZANNI *et al.*, 2017). Salienta-se, portanto, que este terceiro ponto apresenta ligação com o segundo, referente à produção da biomassa. Uma vez que na ausência de medidas de controle e contingenciamento dos predadores, pode ocorrer diminuição da produtividade de biomassa, com possível repercussão sobre a remoção dos nutrientes do esgoto doméstico.

Portanto, este estudo inova, pois apresenta como objetivo verificar a influência da profundidade das LATs (30, 50 e 70 cm), sobre a produção de compostos de valor agregado (lipídios, biodiesel e ômega-3) e a remoção de nutrientes do efluente UASB, desligando o agitador na fase escura. Nenhuma espécie de microalga e/ou cianobactéria foi inoculada. Além disso, investigou-se a influência da fase operacional (número de alimentações) sobre a produção destes compostos e o tratamento de esgoto.

## 2 HIPÓTESES

- Quais os gargalos de visualizarmos uma ETE como fornecedora de recurso (efluente tratado)? No caso específico desta tese, em que uma das principais temáticas se refere aos sistemas de tratamento baseado em LATs, como essas lagoas podem fornecer dois diferentes recursos passíveis de serem aplicados?
- Há possibilidade de um sistema de tratamento formado por um reator UASB e uma LAT ser eficaz na remoção de nutrientes, e simultaneamente, produzir óleo/biodiesel a partir do esgoto doméstico?
- É admissível tratar uma carga mais elevada de nutrientes modificando apenas o regime de alimentação das LATs e a profundidade da lâmina d'água?
- Quais são os gargalos envolvidos na produção de lipídios a partir do tratamento de esgoto doméstico com as lagoas de alta taxa (LATs)?
- Como agregar valor à biomassa algal obtida com o tratamento nas LATs? Quais pontos devem ser considerados na decisão do que fazer com a biomassa da LAT?
- Ácidos graxos de valor agregado (ômega 3 e 6) podem ser produzidos através de sistemas de tratamento de esgoto doméstico compostos por LATs, variando a altura da lâmina d'água?

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 GERAL

Avaliar a utilização de lagoas de alta taxa (LATs) operadas com três profundidades diferentes (30, 50 e 70 cm) no tratamento terciário de efluentes do reator UASB, produção de biomassa e de compostos de valor agregado (lipídios, biodiesel e ômegas 3 e 6).

#### 3.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência duas fases de alimentação (fase 1 - duas alimentações de 3 h e fase 2 – oito alimentações de 45 min) em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades (30, 50 e 70 cm de altura) na eficiência do tratamento terciário de efluente de reator UASB, produção de biomassa e lipídios;
- Determinar a qualidade do biodiesel produzido, após esterificação ácida dos lipídios extraídos da biomassa de LATs operadas com três diferentes profundidades e duas configurações de alimentação intermitente;
- Quantificar a produção de ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs) de cadeia longa, ácido linoléico (C18:2 $\omega$ 6), ácido  $\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3) e de cadeia curta EPA-ácido eicosapentaenóico(C20:5 $\omega$ 3) e o DHA-docosahexaenoico (C22:6 $\omega$ 3) pela biomassa presente nas LATs;
- Determinar a abundância relativa do fitoplâncton e identificar a presença de zooplâncton presente nas LATs sob dois diferentes regimes de alimentação intermitente e três profundidades.

## 4 REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo abordar-se-ão os principais aspectos e temáticas envolvidas com o contexto desta investigação científica. No referente ao tratamento de esgoto, sabe-se que algumas das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) precisam lidar com a problemática da geração de lodo digerido. Costuma-se destinar este lodo de esgoto ao aterro sanitário, em virtude deste resíduo apresentar em sua constituição metais pesados.

Um outro aspecto a ser avaliado é que a maioria das ETEs foram concebidas e projetadas para realizar tratamento primário ou tratamento conjunto, primário e secundário. Dessa forma, o efluente é destinado ao corpo receptor sem antes passar por um tratamento terciário, em que os nutrientes seriam removidos adequadamente. Pode-se gerar o crescimento desenfreado de fitoplâncton no corpo receptor pela disposição contínua e desenfreada de nutrientes. Por outro lado, pode-se aproveitar e destinar corretamente os nutrientes presentes no efluente.

Embora o esgoto doméstico possa ser um problema, na verdade ele é a solução. O esgoto doméstico é a matéria prima que a indústria ainda não descobriu. O desafio lançado nessa tese é provar que as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) podem funcionar como verdadeiras indústrias de produtos de valor agregado (óleo, biodiesel, ácidos graxos de valor agregado) ou biorefinarias tratadoras de esgoto doméstico. O próprio efluente tratado pode ser considerado uma matéria prima, uma vez que pode ser comercializado como água de reuso. Esta comercialização dependerá da sua qualidade físico-química e bacteriológica para utilização na desobstrução de tubulações, na irrigação de culturas não consumidas cruas ou na irrigação de pastagens, lavagens de veículos. A legislação recomendada a dispor sobre água de reuso é a NBR 13969/97. Incluem-se entre as possíveis aplicações da água de reuso: (i) lavagens de carros (classe 1); (ii) lavagens de pisos e calçadas (classe 2); (iii) irrigação de jardim (classe 2); (iv) manutenção paisagística de lagos (classe 2); (v) reuso em vasos sanitários (classe 3) e (vi) reuso em alguns cultivos ou pastagens (classe 4).

### 4.1 FITOPLÂNCTON E BACTERIOPLÂNCTON

A palavra fitoplâncton (algas suspensas) tem sido empregada para referir-se aos organismos aquáticos, que são transportados pela coluna d'água e apresentam clorofila a em sua constituição. Adicionalmente, estes organismos costumam ser divididos em seis grandes

grupos: (i) Bacillariophyta (diatomáceas); (ii) Chlorophyta (algas verdes); (iii) Cyanophyta (cianobactérias); (iv) Pyrrophyta (dinoflagelados); (v) Euglenophyta (euglenofíceas) e (vi) Chrysophyta (crisofíceas). Embora as cianobactérias tenham sido classificadas como fitoplâncton, já foi encontrada literatura que as classificam como bacterioplâncton ou plâncton-bactéria (SIEBURTH, 1978). Grande parte do fitoplâncton apresenta dimensões de 20 a 200  $\mu\text{m}$  (ZEITZSCHEL, 1978) e tem capacidade de produzir materiais poliméricos como reserva de energia, a partir da fotossíntese. Além das microalgas que vivem na superfície, há algumas algas bentônicas, que vivem no fundo e apresentam potencial para remoção de nutrientes.

#### 4.1.1 Microalgas

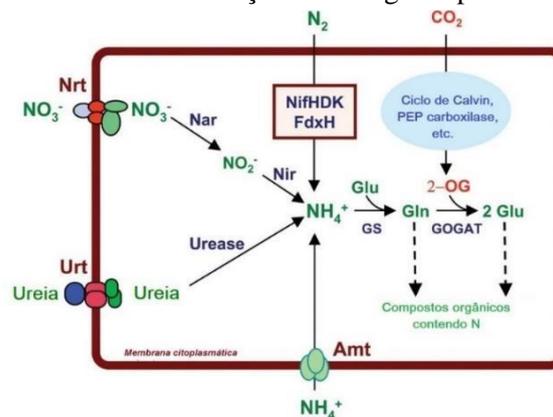
As microalgas são seres foto-autotróficos, que na presença de luz captam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e metabolizam-no para compostos orgânicos mais complexos, tais como proteínas, lipídios, carboidratos, ômega 3,  $\beta$ -caroteno, etc. Alguns autores afirmaram que cada 1 kg da biomassa de microalgas necessita e absorve de 1,8 a 2,0 kg de  $\text{CO}_2$  para crescimento. Já em termos de N, a microalga requer de 80 g.  $\text{kg}^{-1}$  a 160 g.  $\text{kg}^{-1}$  de  $\text{CO}_2$  (WEISSMAN *et al*, 1987; RODOLFI *et al*, 2008; GREENWELL *et al*, 2010). No que se refere à produção de oxigênio, 1 kg de biomassa seca gera 1,35 g de  $\text{O}_2$  (OSWALD *et al*, 1955). Embora as microalgas sejam majoritariamente autotróficas, há algumas espécies que são mixotróficas (autotróficos e heterotróficos), requerendo no modo heterotrófico uma fonte de carbono oriunda de compostos mais simples, tais como acetato, glicose ou açúcares com um menor número de carbonos (BRENNAN e OWENDE, 2009).

Algumas algas bentônicas, as quais habitam o fundo dos ambientes aquáticos, realizam quimiossíntese na ausência de oxigênio. As microalgas são seres eucariontes, com separação definida entre membrana, citoplasma e núcleo. Neste grupo estão enquadrados quatro representantes do fitoplâncton, com exceção das cianobactérias. Todos os representantes possuem clorofila a (*chl a*) em sua composição, porém além deste pigmento apresentam um outro tipo de pigmento (caroteno, licopeno, ficoeritrina, astaxantina,  $\beta$ -caroteno, etc). A composição química elementar da microalga consiste em  $\text{CH}_{1,7}\text{O}_{0,4}\text{N}_{0,15}\text{P}_{0,0094}$ , sendo 4 a 8% de seu peso seco referente ao N, enquanto os teores correspondentes ao fosfato e enxofre são de <0,1% e 0,5%, respectivamente (RASUL *et al*, 2017).

### 4.1.2 Cianobactérias

Assim como as microalgas, as cianofíceas podem ser foto-autotróficas ou mixotróficas, porém, na ausência de oxigênio, algumas espécies podem realizar quimiossíntese. Por outro lado, uma das diferenças encontradas nas cianofíceas em relação às microalgas é a presença de um pigmento azul, conhecido pelo nome de ficocianina e uma semelhança é a presença de clorofila *a* (*chl a*). Devido à presença dos dois pigmentos, surgiu o nome cianofíceas. Ao contrário das microalgas, as cianobactérias fixam nitrogênio atmosférico, de forma aeróbia ou anaeróbia, como pode ser observado na **Figura 3**.

Figura 3 - Rota de assimilação de nitrogênio pelas cianobactérias.



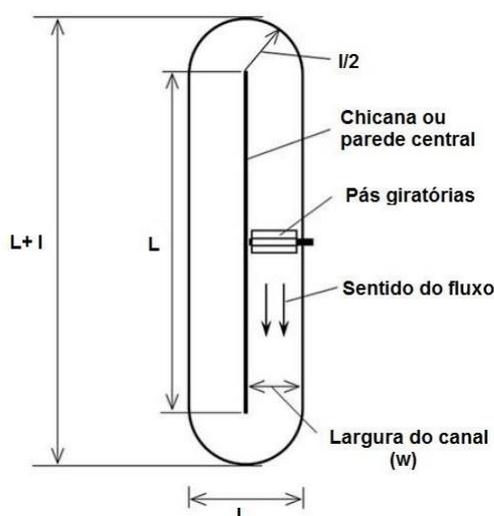
Legenda: Nrt, transportador de nitrato/nitrito do tipo ABC; Urt, transportador de ureia do tipo ABC; Amt, amônio permease; Nar, nitrato redutase; Nir, nitrito redutase; NifHDK, complexo de nitrogenase; FdxH, ferredoxina específica de heterocisto; PEP carboxilase, fosfo-enolpiruvato carboxilase; 2-OG, 2- oxoglutarato; GS, glutamina sintetase; GOGAT, glutamato sintase.

Fonte: Adaptado de Flores e Herrero (2005)

## 4.2 LAGOAS DE ALTA TAXA

As lagoas de alta taxa (LATs), conhecidas no inglês por *high rate ponds (HRAP)* ou *raceways ponds*, são rasas, apresentam formato retangular, tendo as extremidades menores semi-arredondadas com um canal de largura  $w$  (Figura 4). As dimensões de códigos,  $L+l$  e  $l$ , são o comprimento e a largura da lagoa. O fluxo da LAT ocorre de duas formas. Primeiramente, pela ação do vento, e segundo pelo movimento mecânico de um rotor formado um conjunto de pás giratórias e acionadas a partir de um motor-redutor de potência ( $P_{\text{motor}}$ ) (Figura 4). Após atravessar as pás giratórias, o efluente percorre todo o corredor central das chicanas e parte do fluxo é encaminhado à saída do efluente (AZOV e SHELEF, 1982; CHRISTI, 2016).

Figura 4 - Vista superior da lagoa de alta taxa com chicana longitudinal



Fonte: Adaptada de Christi, 2016

Na Tabela 1, podem ser visualizados os principais parâmetros de projeto, que têm sido empregados na construção das LATs, bem como algumas variáveis de operação, tais como: tempo de detenção hidráulico (TDH), carga hidráulica superficial, potência do motor empregado no giro das pás e a velocidade do rotor ( $v$ ). Os parâmetros geométricos, comumente empregados no projeto das LATs são comprimento total da lagoa ( $L+1$ ), largura da lagoa ( $l$ ), número de canais e relação comprimento / largura ( $L/l$ ). A relação comprimento/largura é referente ao tamanho da parede divisória central, isto é, o comprimento de um único canal sem curvas, dividido pela largura de canal único.

Em geral, do ponto de vista hidráulico dois canais são preferíveis, porque se a lagoa é suficientemente grande, esta configuração pode ser vantajosa (WEISSMAN e GOEBEL, 1987; CHISTI, 2016). Em relação ao TDH, tem-se empregado uma faixa de valores entre 2 a 10 dias, o qual geralmente sofre mudança de acordo com a variação sazonal e radiação. Além disso, identificou-se maiores TDHs para o inverno e menores para o verão (PICOT *et al*, 1993; GARCÍA *et al*, 2006; SUTHERLAND *et al*, 2014c; MEHRABADI *et al*, 2016). No entanto, foi encontrado um estudo, em que foram testados os mesmos TDHs (3 e 4 dias), operando para as quatro estações do ano (AZOV e SHELEF, 1982).

Tabela 1 - Parâmetros de projeto encontrados em lagoas de alta taxa, em escala real e piloto

Escala	$A_s$ (m <sup>2</sup> )	L+l (m)	l (m)	L/l	H (m)	V (m <sup>3</sup> )	v (m/s)	$P_{\text{motor}}$ ou rotação	TDH (d)	Referência
Piloto 3 LAT	80	-	-	-	0,05 0,12 0,20	5 13 17	-	-	-	Sánchez Zurano <i>et al.</i> (2021)
Piloto 2 LAT	19 14	10	2	5	0,30	6	-	-	-	Lage <i>et al.</i> (2021)
Piloto 2 LAT	0,68	1,70	-	-	0,30	0,205	-	-	8	Vassale <i>et al.</i> (2020, 2021)
Piloto 4 LAT	3,3	2,86	1,28	-	0,30	0,99	-	0,5 hp	10	Assis <i>et al.</i> (2020)
Piloto 4 LAT	1.10 <sup>3</sup>	-	-	-	0,30	2900	0,20	-	8	Sutherland <i>et al.</i> (2020a)
B/P/R 3 LAT	5 330 1.10 <sup>5</sup>	-	-	-	0,30	1,5 90 2900	0,20	-	8	Sutherland <i>et al.</i> (2020b)
Piloto	-	3,87	0,19	19	0,11	0,08	-	11,6 rpm	4 e 8	Pham <i>et al.</i> (2020)
Mini	-	1	0,5	-	0,15	0,07	-	-	-	Arora <i>et al.</i> (2020)
Piloto 2 LATs	1,5	-	-	-	0,30	0,47	0,17	-	4,5	Arashiro <i>et al.</i> (2019)
Piloto 3 LATs	192 208 226	30,0	2,50	12,0	0,32 0,43 0,55	-	0,20	0,75 kW	4,5 6,4 9,1	Buchanan <i>et al.</i> (2018)
Piloto 3 LATs	7,2	5,00	0,60	-	0,05 0,10 0,15	0,36 0,72 1,08	0,30	-	-	Jebali <i>et al.</i> (2018)
Piloto 2 LATs	1,93	2,53	0,75	3,00	0,15 0,30	0,27 0,53	0,20 a 0,30	5,00 rpm	-	Arbib <i>et al.</i> (2017a; 2013)
Piloto 1 LAT	32,0	-	-	-	0,30	9,60	0,30	7,00 rpm	7 <sup>I</sup> , 5 <sup>P</sup> e 3 <sup>V</sup>	Arbib <i>et al.</i> (2017b)
Piloto 4 LATs	-	2,37	-	-	0,30	-	-	-	4 e 6	Ibekwe <i>et al.</i> , (2016)

Continuação Tabela 1

Escala	$A_s$ (m <sup>2</sup> )	L+l (m)	l (m)	L/l	H (m)	V (m <sup>3</sup> )	v (m/s)	P <sub>motor</sub> ou rotação	TDH (d)	Referência
Piloto 4 LATs	-	2,37	-	-	0,30	-	-	-	4 e 6	Ibekwe <i>et al.</i> , (2016)
Bancada 2 LATs	3,20	-	-	-	0,25	0,80	0,28	-	-	Huessman <i>et al.</i> (2017)
Piloto 3 LATs	3,50	-	-	-	0,30	10,5	0,10	10,0 rpm	4,2	Solimeno <i>et al.</i> (2017)
Simuladas	-	2,00	0,70	3,00	0,30	-	0,14 0,21 0,27 0,35	5,00/8,00 10,00/12,00 rpm	-	Chen <i>et al.</i> (2016)
Real 1 LAT	200	30,0	5,00	6,00	0,32	-	0,20	-	5	Young <i>et al.</i> (2016)
Piloto 2 LATs	1,54	-	-	-	0,30	0,47	0,10	5 rpm	4; 6 e 8 8 8 <sup>I</sup> ; 6 <sup>OP</sup> ; 8 <sup>I</sup>	Gutiérrez <i>et al.</i> (2016) Passos <i>et al.</i> (2015) Safi <i>et al.</i> (2016) Park <i>et al.</i> (2011b) Park <i>et al.</i> (2013a)
Real 2 LATs	480 320	30,0	10,0	3,00	0,50 0,30	144 96	- 0,30	- -	3 e 6,1 3	Barroso Jr (2015) Vargas e Silva e Monteggia (2005)
Bancada 2 LATs	0,10	0,50	0,30	2,00	0,06	0,007	0,10	28rpm	7	Alcántara <i>et al.</i> (2015)
Piloto 5 LATs	3,30	2,86	1,28	2,00	0,30	1,00	0,10 - 0,15	1 cv	4	Couto <i>et al.</i> (2015)
Piloto 3 LATs										Assemany <i>et al.</i> (2015)
Piloto 3 LATs	2,23	2,20	1,02	2,00	0,20 0,30 0,40	0,446 0,669 0,892	0,20	-	4; 6; 8 4; 6; 9	Sutherland <i>et al.</i> (2015d) Sutherland <i>et al.</i> (2014a)
Piloto 1 LAT	-	-	-	-	0,30	0,06	0,30	-	2; 4; 6 e 8	Kim <i>et al.</i> (2014)
Real	-	-	-	-	0,40	-	-	3,5; 8; 12,5 rpm	4,5	Hreiz <i>et al.</i> (2014)

Continuação Tabela 1

Escola	$A_s$ (m <sup>2</sup> )	L+l (m)	l (m)	L/l	H (m)	V (m <sup>3</sup> )	v (m/s)	P <sub>motor</sub> ou rotação	TDH (d)	Referência
Real 4 LATs	12500	510	24,5	21,0	0,35	4375	0,20	3 kW	9 <sup>i</sup> ; 7 <sup>OP</sup> ; 5,5 <sup>V</sup>	Sutherland <i>et al.</i> (2014b)
Real	-	50,0	2,00	25,0	0,20	-	-	35 kW	-	Mendoza <i>et al.</i> (2013)
Real	1400	510	28,0	18	0,35	4375	0,20	3 kW	-	Craggs <i>et al.</i> (2012)
Piloto 2 LATs	1,54	2,3	0,70	3,00	0,30	0,464	0,20	5	10	Ferrero <i>et al.</i> (2012)
Bancada 2 LATs	0,07	0,40	0,20	2,00	0,30	0,021	0,10	2400	7	De Godos, Muñoz e Guieysse (2012)
Piloto 2 LATs	1,54	-	-	-	0,30	0,47	0,09	-	7 e 4 10 e 8 7 e 5 10 <sup>IO</sup> ; 7 <sup>VEP</sup>	García <i>et al.</i> (2000) García <i>et al.</i> (2006)
Real	37,5	18,0	2,20	8,00	0,20	7,50	-	0,125 kW	2	Craggs <i>et al.</i> (2004)
Piloto 3 LATs	44,6	12,0	4,00	3,00	0,30 0,45 0,60	-	-	1,5 cv	9 6 3	Nascimento (2001)
Real	3023	-	-	-	0,40	1209	0,15	2kW	4 2	El Hamouri <i>et al.</i> (1995)
Piloto - 2 LATs	12,5	-	-	-	0,60	7,50	-	-	3 <sup>VE</sup> 6 <sup>I</sup>	El Hamouri <i>et al.</i> (1994)
Piloto - 2 LATs	24,0	-	-	-	0,50	12,0	0,15	0,5 kW	-	-
Piloto - 2 LATs	4,70	-	-	-	0,30	1,40	-	-	-	-
Piloto - 2 LATs	45,0	-	10,0	-	0,30 0,45 0,60	-	0,15	5 e 20 rpm	3 5 7	Al-Shayji <i>et al.</i> (1994)
Piloto - 2 LATs	100	13,4	7,45	2,00	0,45	-	0,15	-	4 <sup>VE</sup> 8 <sup>I</sup>	Picot <i>et al.</i> (1993)
Real 24 LATs	8000	1015	86,0	12,0	0,20	-	0,20	11,2 kW	4	Weissman e Goebel (1987)
Piloto 2 LATs	1000	-	-	-	0,30 0,45 0,60	450	3 25-5	-	3 4	Azov e Shelef (1982)

$A_s$ : área superficial da lagoa; L: comprimento da chicana; l: largura da lagoa; L+l: comprimento total da lagoa; H: altura da lâmina d'água ou profundidade útil; t: tempo de detenção hidráulico; V: volume da lagoa; Q: vazão; <sup>I</sup>: inverno; <sup>O</sup>: outono; <sup>P</sup>: primavera; <sup>VE</sup>: verão; <sup>e</sup>: este TDH foi usado nos três últimos meses do experimento; <sup>I</sup>: troca diária de 25% da cultura, totalizando 16 dias; EB: escala de bancada; ER: escala real; EP: escala piloto

Neste contexto, Azov e Shelef (1982) verificaram a influência da variação do tempo de detenção hidráulico (TDH) (de 3 para 4 dias), em cada uma das estações do ano, sobre a produção de sólidos suspensos totais (SST), de algas e da produtividade primária, bem como nas remoções de proteínas, que foram expressas como SST, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e algas (dadas em SST). Eles obtiveram como resultado que a maior e a menor produtividade, bem como a concentração de algas foram obtidas no mesmo TDH de 3 dias, para a primavera e o inverno, respectivamente. Em termos de proteínas, em SST e da remoção em DBO, os valores obtidos foram bem semelhantes, tanto para 3 dias, quanto para 4 dias, em todas as estações do ano.

El-Hamouri *et al.* (1995) observaram que o TDH tem influência na remoção dos ovos de helmintos, os quais foram removidos em quase 100%, para um TDH igual a 8,2 dias e uma velocidade de circulação na superfície de  $0,15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Além disso, obteve-se esta remoção aplicando uma carga orgânica de 86 e 97  $\text{kg DBO}_5\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , durante o verão e o inverno, respectivamente. Considerando que seja realizado um tratamento preliminar em lagoa anaeróbia com TDH de 4 dias, antes do tratamento em lagoas de alta taxa, cujo TDH foi de 4,2 dias. Entre as investigações encontradas, observou-se que a maioria foram desenvolvidas em lagoas de alta taxa têm elegido velocidade do rotor (pás giratórias) na faixa de 0,09 a 0,20 m/s (WEISSMAN e GOEBEL, 1987; EL-HAMOURI *et al.*, 1994; GARCÍA *et al.*, 2006; CRAGGS *et al.*, 2012; PARK *et al.*, 2013a; ALCÁNTARA *et al.*, 2015; SAFI *et al.* 2016).

Alguns estudos têm demonstrado que a configuração dos rotores, bem como a geometria dos mesmos afetam a hidrodinâmica e a eficiência de mistura da fase líquida, pelos quais verificou-se a influência primordial do vento na hidrodinâmica das LATs, mesmo que em velocidades de moderada intensidade (HREIZ *et al.*, 2014; CHEN *et al.*, 2016). Em alguns destes estudos, as pás giratórias eram fabricadas de policloreto de vinila (PVC) (COUTO *et al.*, 2015; ARASHIRO *et al.*, 2019), em outro em polietileno de alta densidade (PEAD) ou mesmo de aço galvanizado (CRAGGS *et al.*, 2012; CRAGGS *et al.*, 2004).

No fundo da lagoa, exatamente na posição do rotor, deve haver uma depressão, a fim de evitar um *back flow* (ARBIB *et al.*, 2013), bem como evitar que algum objeto fique preso e difícil de ser retirado. Acoplado ao rotor, há um motor, que tem a finalidade de promover a mistura e uniformidade da massa líquida no interior da lâmina d'água (WARN 2011; ASSEMAN Y *et*

*al.*, 2015; COUTO *et al.*, 2015; ASSIS, 2016). Além das diferenças na velocidade do rotor e no material de que são fabricados, há rotores com distintos número de pás, que variam de quatro (ARBIB *et al.*, 2013), cinco (HREIZ *et al.*, 2014), seis (ZENG *et al.*, 2016) ou oito paletas (CRAGGS *et al.*, 2012; SUTHERLAND *et al.*, 2014b; CRAGGS *et al.*, 2004), conforme pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Dimensões dos agitadores empregados em estudos anteriores

(L+1).l (m <sup>2</sup> )	H <sub>T</sub> (cm)	H (cm)	D <sub>FA</sub> (cm)	D <sub>FE</sub> (cm)	D <sub>CA</sub> (m)	D <sub>pás</sub> (m)	La (m)	l <sub>a</sub> (m)	n <sup>o</sup> pás	Ref
(4,5).1,9	35	30	10	40	-	0,64	0,32	-	-	Zeng <i>et al.</i> (2016)
(2,7).0,7	40	30	-	45	2	0,86	0,33	0,26	8	Chen <i>et al.</i> (2016)
-	60	40	19	84	-	0,165 <sub>(di)</sub> 0,325 <sub>(de)</sub>	-	1,75	5	Hreiz <i>et al.</i> (2014)
(510).28	-	35	-	-	-	-	6	0,8	8	Craggs <i>et al.</i> (2012)
(18).2,2	-	20	-	-	-	0,65	-	1	8	Craggs <i>et al.</i> (2004)
(1015).86	50	20	5	-	-	1,22	-	32,30	6	Weissman e Goebel (1987)

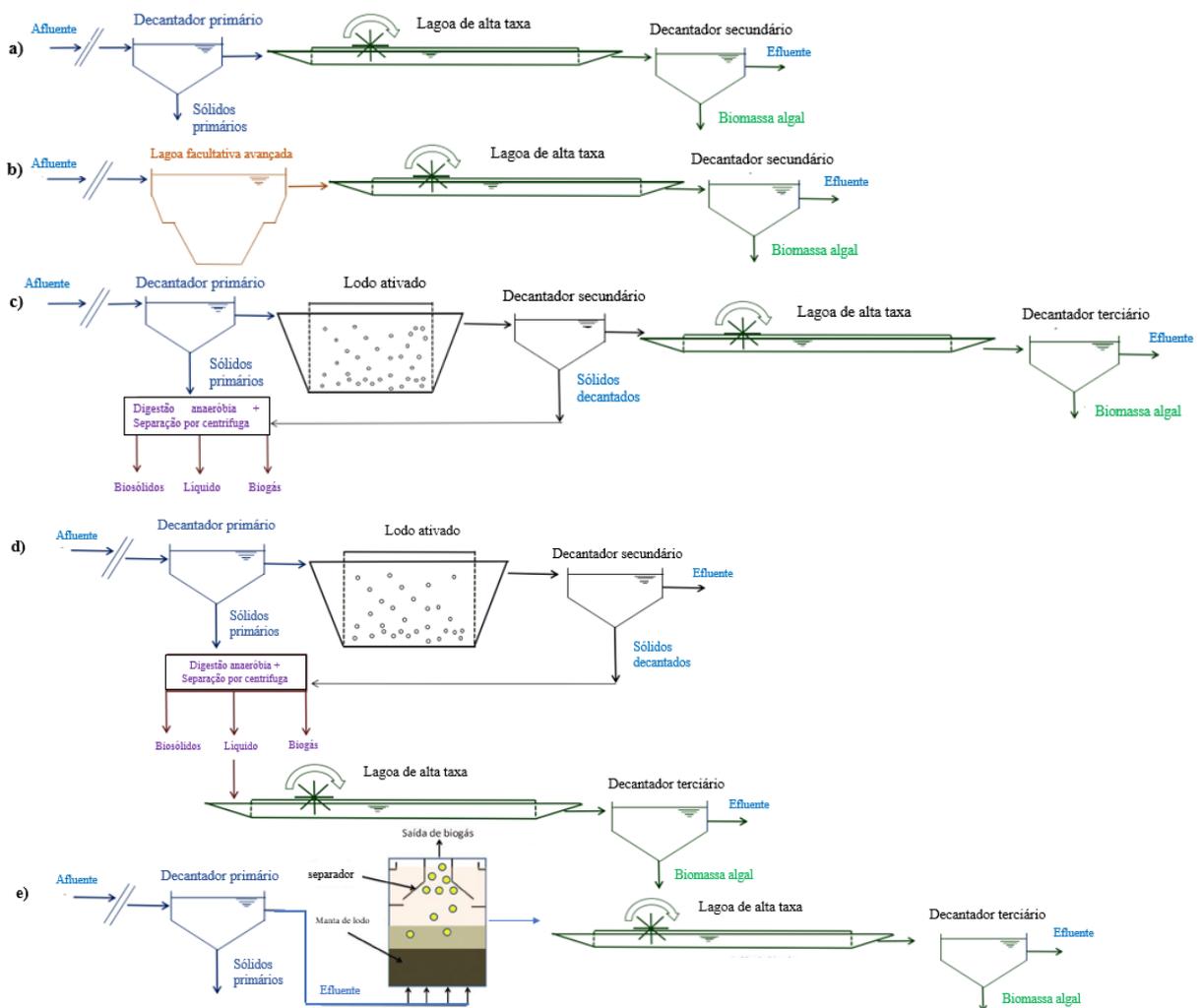
L+ l: comprimento da LAT; l: largura da lagoa; H<sub>T</sub>: altura total da lagoa; H: altura da lâmina d'água; D<sub>FA</sub>: distância do fundo da lagoa ao agitador; D<sub>FE</sub>: distância do fundo ao eixo do agitador; D<sub>CA</sub>: distância da chicana ao agitador; di: diâmetro interno; de: diâmetro externo; La: comprimento do agitador; l<sub>a</sub>: largura do agitador; Ref: referência

A mistura das LATs foram consideradas uma das etapas mais importantes na construção e concepção, uma vez que podem melhorar em até 10x a produtividade da biomassa (HREIZ *et al.*, 2014). Além disso, o custo dos agitadores e do sistema de mistura costuma integrar de 20 a 60% do capital envolvido no projeto das LATs (WEISSMAN e GOEBEL, 1987; HREIZ *et al.*, 2014).

#### 4.2.1 Configurações de tratamento

As LATs podem ser combinadas com outras espécies de tratamento, de modo a auxiliar, inicialmente, na remoção de um determinado contaminante. Na **Figura 5**, são apresentados diferentes arranjos de tratamento, em que as LATs se encontram inseridas.

Figura 5 - Configurações de tratamento diferentes que englobaram as lagoas de alta taxa



Fonte: Adaptado de Posadas; Muñoz e Guieysson (2017); Couto et al. (2015)

Na Figura 5(a), o afluente entrou na LAT praticamente bruto, uma vez que apenas os sólidos decantáveis foram previamente removidos por decantador primário, de forma semelhante encontrou-se outras publicações (PICOT *et al*, 1993; PARK *et al*, 2011b; PARK *et al*, 2013a). Após o tratamento da LAT, a biomassa foi separada do efluente por um decantador secundário. No arranjo da Figura 5(b), o afluente da LAT foi tratado previamente por uma lagoa facultativa, onde uma parcela da matéria orgânica pode ser degradada. O afluente da terceira LAT (Figura 5(c)), diferentemente das figuras anteriores, é precedido por um tratamento primário (decantador primário) e um secundário (lodo ativado/decantador secundário), onde a LAT funcionou como um tratamento terciário, de forma semelhante ao realizado por Arbib *et al* (2017a; 2013).

No arranjo da Figura 5(d), de forma semelhante ao arranjo anterior, a LAT surge como opção de tratamento terciário, com o diferencial de que seu afluente foi a biomassa do decantador secundário e não o efluente. Assim, estes arranjos mostraram que a combinação, a ordem e a disposição dos tratamentos têm sido influenciadas pelo objetivo a ser alcançado. Finalmente, na configuração de tratamento da Figura 5(e), a LAT é precedida por dois tratamentos, um primário (decantador primário) e um secundário (reator UASB), assim em torno de 90% da matéria orgânica é removida pelo reator anaeróbio, onde também ocorre transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. O estudo de Couto *et al*. (2015) e Assemany *et al*. (2015) utilizaram esta configuração.

#### 4.2.2 Efeito das variáveis sobre a produtividade da biomassa

Como visto anteriormente, diversas variáveis costumam ser elegidas e/ou controladas no tratamento realizado por lagoas de alta taxa, entre as quais destacam-se: recirculação, velocidade de circulação do líquido (controlada pelo giro do motor), sazonalidade, altura da lâmina d'água (relacionada à carga hidráulica superficial), vazão, radiação, TDH e CO<sub>2</sub>. A seguir, são descritos como maior detalhamento os efeitos de cada uma das variáveis especificadas anteriormente.

#### 4.2.2.1 Recirculação da biomassa

Alguns estudos têm investigado o efeito da recirculação da biomassa sobre a produtividade das lagoas de alta taxa (PARK *et al*, 2011b; PARK *et al*, 2013a; PARK *et al*, 2013b; GUTIÉRREZ *et al*, 2016). Por dois anos, Park *et al* (2011b) avaliaram o efeito da recirculação em LATs com injeção de CO<sub>2</sub>, e, ao final da investigação inferiram que a recirculação de parte da biomassa produzida, é uma simples estratégia operacional que pode manter, consideravelmente, a predominância de uma determinada espécie. Ademais, devido à recirculação, aumentou-se a colheita das microalgas e diminuiu-se a quantidade de sólidos suspensos totais, uma vez que foi melhorada a sedimentação da biomassa.

A recirculação ainda favoreceu a predominância da espécie *Pediastrum* sp. (>90%), em relação à condição controle, a qual não houve recirculação (53%), assim como aumentou o tamanho das colônias (13-30%), uma vez que o tempo de residência das células sofreu aumento. Embora as Chlorophytas, das espécies *Pediastrum* sp. (*boryanum* e *duplex*), tenham sido as mais predominantes em ambos os casos (sem e com recirculação), outros gêneros foram encontrados, tais como *Desmodesmus* sp., *Micractinium pucillum*, *Dictyosphaerium* sp. e *Chlorella* sp., corroborando com estudos anteriores em LATs alimentadas por esgoto doméstico.

Ocasionalmente, identificou-se nove espécies diferentes nas LATs sem e com recirculação, sendo oito delas referentes ao filo Chlorophyta e uma referente à Bacillariophyceae, que é uma diatomácea. As diatomáceas apresentam sílica em sua constituição, assim, provavelmente tenham sido encontradas, devido ao arraste de areia no afluente, uma vez que este foi apenas decantado antes de ser alimentado nas LATs. Das oito espécies encontradas, três espécies foram distintas entre ambas as LATs.

Dois anos depois, estes autores publicaram (PARK *et al*, 2013a) um *paper* sobre recirculação, no qual foi avaliada o ganho da produtividade de biomassa, devido ao efeito da recirculação. A diferença entre os trabalhos consistiu principalmente, no afluente das LATs, uma vez que, no estudo de 2011, o afluente era o esgoto bruto apenas decantado, enquanto que no de 2013 o mesmo esgoto era diluído com água da torneira (1:1). Inferiu-se, pois, que a recirculação melhorou em cerca de 58% a produtividade, em relação à LAT sem recirculação, aumentando-

se a produção de 5,8 para 9,2 g.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>. Após um ano que a LAT foi submetida à recirculação, identificou-se que a clorofícea, *Pediastrum boryanum* foi a espécie predominante. Esta biomassa foi inoculada na LAT sem recirculação (que então passa a ter), onde após 5 meses da introdução da cepa, apresentou uma mudança na dominância da espécie, que passou de 89% da *Dictyosphaerium* sp. para 90% da *Pediastrum boryanum*. Outra vantagem da LAT com reciclo, em detrimento da outra foi o crescimento na produção energética da biomassa, que subiu cerca de 66% (118 para 195 kJ.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), deste percentual 32% corresponde a um aumento na produtividade da biomassa, 60% na eficiência de decantação e 8% no teor energético.

Gutiérrez *et al* (2016) utilizaram duas LATs, sendo uma com recirculação da biomassa microalgal (LAT-CR) e outra sem recirculação (LAT-SR). A produção da biomassa microalgal foi superior na LAT-CR do que na LAT-SR, obtendo-se as seguintes faixas de produção: 92-94% e 75-89%, respectivamente. Os resultados da pesquisa apontaram que a recirculação de 10% da biomassa de microalgas para a LAT melhorou em torno de 94% a recuperação da biomassa, bem como auxiliou na remoção de sólidos suspensos totais (SST). No efluente da LAT-CR, alcançou-se uma concentração dos SST abaixo de 35 mg.L<sup>-1</sup>.

#### 4.2.2.2 Velocidade de circulação do líquido

Alguns estudos foram encontrados a respeito do efeito da velocidade de circulação do líquido, sobre o desempenho das LATs (MENDONZA *et al*, 2013; CHEN *et al*, 2016). Através de simulações computacionais, a segunda investigação avaliou o efeito da velocidade do rotor, como também das chicanas sobre os ciclos luz/escuro nas LATs.

Mendonza *et al* (2013) averiguaram a comportamento do consumo específico da potência no motor (W.m<sup>-3</sup>) com a variação da altura da lâmina d'água e da velocidade das pás giratórias (rotor). Neste aspecto inferiram que, aumentando-se a velocidade rotacional das pás, cuja consequência é o aumento da velocidade de circulação, aumenta-se também o consumo específico da potência no motor, a qual se relaciona com a frequência do motor. Inferiu-se, pois, que o consumo de potência específico se relaciona de forma exponencial com a frequência do motor.

A presença de chicanas na LAT causa uma maior redução na velocidade de circulação do líquido, em relação à LAT sem chicanas. Por exemplo, se uma frequência do motor de  $12 \text{ s}^{-1}$  for utilizada, alcança-se, nas LATs sem chicanas e com chicanas as seguintes velocidades do líquido:  $0,2 \text{ m.s}^{-1}$  e  $0,12 \text{ m.s}^{-1}$ . Com uma maior velocidade de circulação do líquido, diminui-se o tempo de mistura. Nas LATs, sem e com chicanas, o tempo de mistura variaram de 1,4 - 2,0 h e 4,8 - 5,9 h. Além disso, afirmaram que ciclo luz/escuro de  $0,3$  a  $1,0 \text{ s}^{-1}$  pode trazer benefícios, uma vez que podem favorecer a taxa de crescimento.

#### 4.2.2.3 Sazonalidade

Há situações em que a mudança da estação do ano pode influenciar o desempenho das LATs. A sazonalidade tem sido objeto de estudo em diversas investigações com lagoas de alta taxa, onde alguns estudos afirmam que ela pode comprometer a produtividade de biomassa, a eficiência de remoção nas LATs, bem como afetar os processos de nitrificação (AZOV e SHELEF, 1982; EL-HAMOURI *et al*, 1995; GARCÍA *et al*, 2000; CRAGGS *et al*, 2012; SUTHERLAND *et al*, 2014a; 2014b; ASSEMANY *et al*, 2015; PASSOS *et al*, 2015; IBEKWE *et al*, 2016). Porém, poucos trabalhos avaliaram o efeito da variação sazonal sobre o teor de lipídios (MEHRABADI *et al*, 2015).

Estes pesquisadores observaram que, fatores ambientais praticamente não alteram o percentual dos lipídios. Embora a variação sazonal não altere o percentual de lipídios, esta pode interferir sobre o pH, uma vez que, pela manhã, predomina a fotossíntese e a noite, a respiração. A respiração das microalgas pode causar redução de pH em até 6,1, enquanto na fotossíntese é recomendado que não ultrapasse 8,1 (MEHRABADI *et al*, 2016).

Adicionalmente, a sazonalidade pode influenciar na remoção de nutrientes, principalmente para o nitrogênio, fato que interfere na produção de biomassa, como destacado no estudo de Passos *et al*. (2015). O referido estudo apontou que a maior produtividade foi alcançada na primavera ( $23 \text{ g SST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), valor que poderia ser diferente se o mesmo experimento fosse realizado em outro clima. Embora a sazonalidade tenha afetado a produtividade, ela praticamente não interferiu na composição macromolecular, de carboidratos (22%), proteínas (58%) e lipídios (20%).

Muitos estudos têm inclusive elegido tempos de detenção hidráulico (TDHs) diferentes, para distintas estações do ano (Tabela 1). Por exemplo, Sutherland *et al.* (2014b) observaram que as remoções de  $N-NH_4^+$  variaram conforme a mudança sazonal, sendo esta remoção média, em %, igual a  $47 \pm 17$  no outono,  $57 \pm 14$  no inverno,  $79 \pm 13$  na primavera e  $77 \pm 11$  no verão. Em termos de fósforo dissolvido, as remoções foram iguais a  $37 \pm 17$ ,  $22 \pm 11$ ,  $49 \pm 22$  e  $20 \pm 9$ , no outono, inverno, primavera e verão, respectivamente. A produtividade de biomassa variou com a sazonalidade, sendo maior no verão ( $703 \text{ mg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ) do que no outono e no inverno ( $287$  e  $364 \text{ mg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ ), da mesma forma ocorreu com a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal. Ao passo que Craggs *et al.* (2012) obtiveram uma faixa de produtividade e concentração de biomassa de  $4,4$  a  $11,5 \text{ g SSV. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e  $0,143$  a  $163 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

Em um clima de zona árida ou tropical quente (Kuwait), Al-Shayji *et al.* (1994) avaliaram o efeito da variação sazonal sobre a produtividade das microalgas, onde obtiveram-se uma produtividade maior no verão do que no inverno ( $220 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$  versus  $150 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ). Observaram ainda que uma ótima profundidade para lâmina d'água foi  $0,45 \text{ m}$ , TDH de  $7 \text{ d}$ , pelos quais obtiveram uma faixa de produtividades de  $200-300 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ , para o inverno e  $300-400 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ , para o verão. Sob estas condições, um teor de sólidos suspensos abaixo de  $20-30 \text{ mg.L}^{-1}$  foi suficiente para garantir uma sedimentação satisfatória. A matéria orgânica (DQO), o oxigênio dissolvido (OD) e o pH do efluente variaram de  $50-85 \text{ mg DQO.L}^{-1}$ ,  $6,4$  a  $16,6 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$  e  $7,3$  a  $7,9$  (manhã) e  $7,8$  a  $8,5$  (tarde). Já El-Hamouri *et al.* (1995) verificaram que a operação no período quente foi favorável, principalmente, em relação às remoções de nitrogênio amoniacal e fosfato, que podem ter sido favorecidas pelo maior OD ( $15,8 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e pH ( $9,4$ ).

Sob condições climáticas continentais (León-Espanha), obteve-se eficiências de remoção de carbono e nitrogênio de  $76$  e  $88\%$ , respectivamente (DE GODOS *et al.*, 2009). Devido à grande capacidade de tamponamento presente no efluente de porcos, somente  $10\%$  do fósforo foi removido. Na primavera e no verão, graças a junção de moderadas temperaturas/irradiação solar, além de altas cargas orgânicas, obteve-se grande diversidade de microalgas. Com o bloqueio de  $30\%$  da radiação, ocorreu uma menor variação na comunidade fitoplanctônica, e também um aumento na produtividade, a qual foi acompanhada por uma maior densidade de indivíduos.

Na cidade de Viçosa, onde o clima é tropical de altitude (648 m) e temperatura média de 20,6°C, Assemany *et al.* (2015) estudaram o efeito da radiação solar sobre a comunidade fitoplanctônica em três LATs, alimentadas com o efluente do reator UASB. Nesta pesquisa identificaram que a Classe Chlorophyceae foi dominante, em que o gênero *Desmodesmus* prevaleceu no verão e no outono. Na primavera e no inverno, a predominância foi pelo gênero *Chlorella*. Conforme os autores, as espécies *Desmodesmus* sp. e *Chlorella* sp. costumam ser encontradas em ambientes com alta carga de matéria orgânica. Assim, observou-se uma mudança nos gêneros das microalgas com a variação sazonal. Em relação à quantidade de fitoplâncton, o menor percentual foi obtido no outono. O pH e o OD mostraram um comportamento semelhante ao observado pela radiação solar, os quais apresentaram influência direta da sazonalidade, uma vez que aumentaram no verão e na primavera, ocorrendo o contrário no outono e no inverno.

Num clima Mediterrâneo continental, Passos *et al.* (2015) investigaram o efeito da variação climática, sobre as LATs. Eles indicaram que, a produção da biomassa mudou de acordo com a variação sazonal, sendo maior produção em maio (23 g SST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), quando a radiação solar estava em torno de 800 W.m<sup>-2</sup>, e menor no inverno (3 g SST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), quando o nível de radiação foi menor (150 W.m<sup>-2</sup>). Os pesquisadores também afirmaram que, a produção de biomassa foi influenciada pela disponibilidade de carbono inorgânico (CO<sub>2</sub> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

A biomassa obtida apresentou a seguinte composição média: 22% de carboidratos; 58% de proteínas e 20% de lipídios. Em relação às espécies de microalgas mais abundantes, identificou-se os seguintes gêneros: *Monoraphidium*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Stigeoclonium*., *Navícula* e *Nitzschia*. Estas espécies, segundo os autores, suportam variações ambientais e apresentam parede celular mais resistente, sendo frequentemente encontradas em LATs que tratam esgoto doméstico. Predadores destas microalgas também foram identificados, tais como protozoários.

#### 4.2.2.4 Profundidade

Segundo Branco (1986), no projeto de uma lagoa, sua profundidade é um parâmetro fundamental para que haja eficiência no tratamento, principalmente porque pode limitar a penetração da radiação solar. Ainda conforme o autor, para regiões com temperaturas médias

elevadas e com bom regime de mistura (permitida pela ação do vento), as melhores eficiências são obtidas com profundidades entre 60 cm a 1 m. Caso haja uma camada espessa de microalgas na superfície da lagoa, esta faixa de profundidade pode variar.

Alguns trabalhos têm destacado o efeito da profundidade (altura da lâmina d'água) de lagoas alimentadas por esgoto doméstico, sobre a remoção de nutrientes, a produtividade da biomassa, bem como sobre a taxa da fotossíntese e o consumo de energia (AZOV e SHELEF, 1982; EL HAMOURI *et al.*, 1994; NASCIMENTO, 2001; GARCÍA *et al.*, 2006; MENDONZA *et al.*, 2013; SUTHERLAND *et al.*, 2014a; 2014c; 2015a; 2015d; COUTO, 2016; ARBIB *et al.*, 2017a). O último destes trabalhos destaca que, a maior altura da lâmina d'água auxiliou tanto na remoção de nutrientes, como na produção de lipídios. Mendonza *et al.* (2013) afirmaram que o consumo de potência específico está relacionado diretamente com a altura de lâmina d'água (profundidade da água), e com o número de leitos na lagoa. Para uma profundidade de 10 cm, 20 cm e 30 cm, consome-se em média 7,7 a 10,4 W.m<sup>-3</sup>, 1,5 a 8,4 W.m<sup>-3</sup> e 2,6 a 12,2 W.m<sup>-3</sup>.

Sutherland *et al.* (2015d) observaram que havia uma maior disponibilidade e absorção de luz às microalgas, quando o TDH diminuiu. Por outro lado, quando a profundidade e o TDH aumentaram a quantidade de luz absorvida pelas microalgas caiu. Do ponto de vista da produção de biomassa, Couto (2016) avaliou o desempenho de sete LATs operadas com e sem a adição de CO<sub>2</sub>, empregando-se diferentes profundidades (20, 30 e 40 cm), além de outra com 40 cm, com desinfecção prévia. Na LAT 20 cm, alcançou-se o melhor crescimento das microalgas, quando da adição de CO<sub>2</sub>, a remoção dos nutrientes também sofreu interferência da adição de CO<sub>2</sub>.

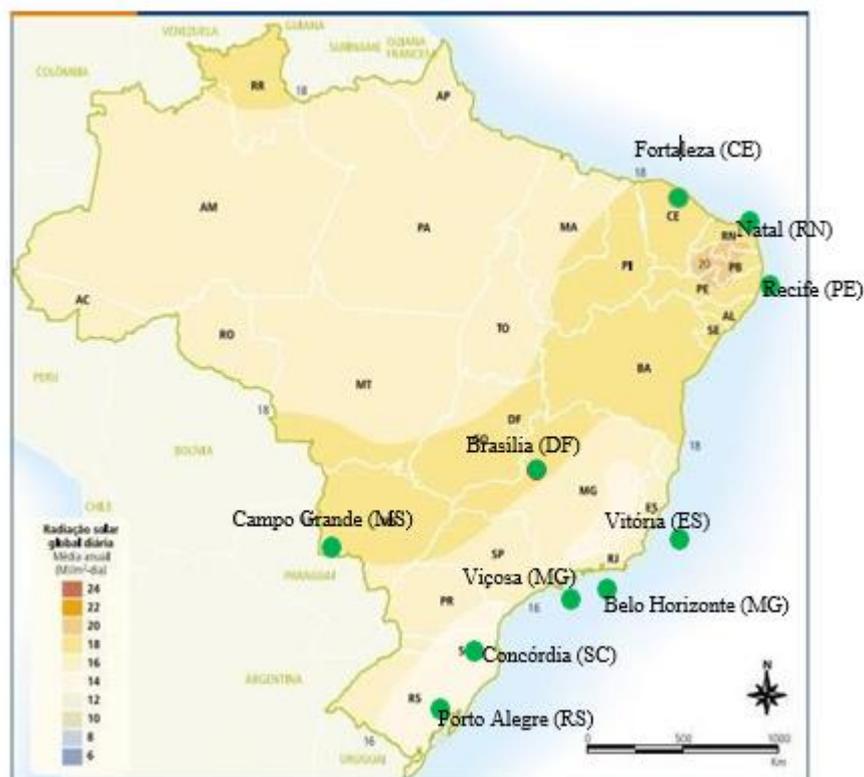
Além disso, a dissolução do CO<sub>2</sub> não foi influenciada pela profundidade, porém a assimilação de CO<sub>2</sub> pelas microalgas sofreu interferência desta. A profundidade de 40 cm favoreceu a degradação da matéria orgânica, ao invés da remoção dos nutrientes. Ao passo que a diminuição na quantidade de CO<sub>2</sub>, juntamente, com a desinfecção prévia do afluente, permitem empregar uma LAT de maior profundidade. Arbib *et al.* (2017a) empregaram duas LATs com altura de lâmina d'água diferentes (0,15 e 0,30 m), que eram alimentadas com esgoto doméstico, tratado previamente por lodo ativado, e observaram que a menor lagoa, mostrou a

maior taxa de crescimento específica, tanto com o fornecimento de  $\text{CO}_2$ , como sem este fornecimento.

#### 4.2.2.5 Radiação

No Brasil, embora haja uma relevante disponibilidade de radiação solar (Figura 6), poucos trabalhos utilizaram esgoto doméstico para alimentar LATs, visando a produção de biomassa ou remoção de nutrientes (MONTEGGIA e TESSELE, 2001; BARTHEL *et al.*, 2008; ALVES, 2012; SANTIAGO *et al.*, 2013; BARROSO JR, 2015; COUTO *et al.*, 2015; VARGAS E SILVA & MONTEGGIA, 2015; VASSALE *et al.*, 2021). Estes estudos foram realizados em algumas cidades brasileiras, Fortaleza (CE), Natal (RN), Brasília (DF), Concórdia (SC), Viçosa (MG), Belo Horizonte (MG), e Porto Alegre (RS), Vitória (E) destacadas no mapa da **Figura 6**.

Figura 6 - Cidades brasileiras onde encontrou-se estudos com lagoas de alta taxa com fins ao tratamento de esgoto e média anual da radiação solar diária ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ).



Fonte: Adaptado de Atlas Solarimétrico do Brasil, 2022.

Em relação ao Nordeste Brasileiro, a maioria destas cidades estão localizadas em regiões com

pouca disponibilidade de radiação solar e de clima de subtropical úmido. Por outro lado, no clima de Brasília (tropical de altitude) o estudo é muito antigo e pouco foi estudado, havendo a necessidade de maior aprofundamento em regiões com radiação semelhante (PINTO e ONAYAMA, 1991). Como a quantidade de radiação influencia a produção de biomassa, supostamente, um cultivo realizado em Recife (tropical úmido), por exemplo, seria mais promissor do que realizado nestas cidades, considerando que o esgoto tenha uma demanda química de oxigênio (DQO) solúvel semelhante ao esgoto destas cidades.

Diversos trabalhos têm avaliado o efeito da radiação sobre a remoção de alguns contaminantes, ou mesmo sobre a produtividade das LATs, que tratam esgoto doméstico (AZOV e SHELEF, 1982; GARCÍA *et al.*, 2006; COUTO *et al.*, 2015; SUTHERLAND *et al.*, 2015d). Neste aspecto, Azov e Shelef (1982) destacaram que a operação ótima da LAT depende principalmente de dois fatores externos, a temperatura e a taxa de radiação. Ambos os fatores estão relacionados à condição climática do local, sendo fundamentais e determinantes para a produtividade da biomassa. Enquanto a concentração de microalgas está relacionada a profundidade de penetração da luz, cuja relação matemática é computada de acordo com Borowitzka (2016). A radiação ultravioleta (UV) solar tem faixa de 290 a 400 nm, já a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) tem outra faixa 400 a 700 nm. A radiação na faixa de 290 a 400 nm é responsável pela morte dos micro-organismos patógenos (CRAGGS *et al.*, 2004). No critério de operação das LATs, Couto *et al.* (2015) mensuraram a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e correlacionaram com parâmetros, tais como temperatura, OD e pH.

García *et al.* (2006) observaram que, ao longo do dia, o licor misto das LATs pode sofrer variações de temperatura, bem como de outros parâmetros, tais como oxigênio dissolvido e pH. Provavelmente, estas variações ocorrem, devido à incidência da radiação solar. Como o oxigênio dissolvido e o pH sofrem mudança, conseqüentemente, a taxa de nitrificação também deve ser afetada. À noite, as concentrações de nitrito, de nitrato e a volatilização da amônia diminuem, uma vez que a taxa fotossintética diminui, bem como o pH. Da mesma forma, atrelada à queda do pH, gera-se uma diminuição na precipitação do ortofosfato, devido ao crescimento de sua concentração no licor misto e um aumento na concentração de fósforo orgânico. Além disso, os pesquisadores inferiram que embora tenha havido variações, ao longo do dia, nas concentrações de sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) para o efluente, as mesmas não afetaram, de maneira geral, o tratamento de esgoto.

No estudo de Couto *et al.* (2015) foram empregadas cinco LATs, as quais eram alimentadas com efluente do reator UASB. Esta pesquisa permitiu avaliar o efeito das diferentes intensidades de radiação solar, sobre a produção de biomassa e nitrogênio. Na lagoa controle, permitiu-se a passagem de 100% da radiação solar. Enquanto nas demais lagoas realizou-se um bloqueio da radiação, o qual permitiu a transmissão de apenas: 9%, 18%, 30% e 60% da radiação solar incidente. A remoção do nitrogênio ocorreu majoritariamente pela nitrificação, o que pode ter sido causado pelo  $\text{CO}_2$  (pH), uma vez que a volatilização da amônia pode ter sido prejudicada. O percentual de bloqueio da radiação não influenciou a remoção do nitrogênio, nem a produção de biomassa bacteriana, porém comprometeu a produtividade das microalgas. Verificou-se ainda uma variação na temperatura das lagoas, devido ao bloqueio da radiação incidente, já pH e OD não mostraram diferenças entre os bloqueios.

Sutherland *et al.* (2015d) avaliaram de que forma um clima mais ameno (estação do outono), modificado por variações na profundidade da lagoa, no tempo de detenção hidráulico (TDH) e na alternância luz/escuro, pode causar prejuízos na absorção e no emprego de luz pelas microalgas. Utilizou-se três valores de profundidades (0,2 m; 0,3 m; e 0,4 m), onde cada profundidade foi combinada com três TDHs diferentes, cujos valores foram 4, 6 e 8 dias. Destacam-se entre os resultados encontrados que, a absorção de luz pelas microalgas é mais afetada pelo aumento do TDH, em virtude do crescimento do fenômeno auto sombreamento. Além disso, se paralelamente à diminuição do TDH (de 8 para 4 dias), a profundidade da LAT for aumentada, de 0,2 para 0,4 m, a eficiência da fotossíntese também aumenta.

Assemany *et al.* (2015) avaliaram três lagoas, semelhantes às lagoas estudadas por Couto *et al.* (2015), em termos de dimensões, embora distintas no quesito radiação. A primeira lagoa de alta taxa (LAT) permitia a transmissão de 100% da radiação incidente, e, as duas outras LATs bloqueavam 30% e 80% da radiação solar, respectivamente. Em termos de crescimento da biomassa e maior massa de clorofila, o melhor resultado alcançado foi aquele com bloqueio de 30% da radiação incidente. Com esta configuração, também se observou uma maior uniformidade na comunidade fitoplânctônica. Por outro lado, na LAT com transmissão de apenas 20% da radiação incidente (80% de bloqueio), houve uma baixa densidade de organismos, uma variabilidade maior de gênero de fito plâncton, porém foi a lagoa com a melhor remoção de matéria orgânica e nutrientes. Durante o inverno, também se observou uma

maior variação da comunidade fitoplanctônica.

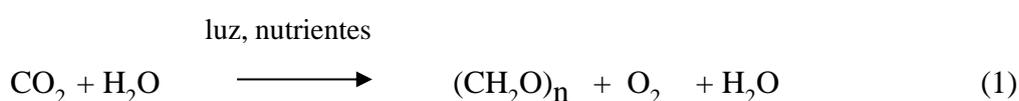
No estudo de Mehrabadi *et al.* (2016), obteve-se uma média de radiação solar na faixa de 0,9 a 11,9 MJ.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 21,2 a 32,3 MJ.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, para o inverno e verão, respectivamente. Para os mesmos períodos, as faixas de temperatura foram na faixa de 6,2 a 24,8°C. Em relação ao pH houve uma queda para para faixa ácida, devido a variação sazonal que ocorreu. Mesmo havendo queda de pH, juntas as lagoas atingiram uma remoção média, para nitrogênio, em torno de 70%.

#### 4.2.2.6 Dióxido de carbono e pH

Na produção de microalgas por LATs, tem sido habitual a adição de uma fonte de carbono inorgânico, que pode ser CO<sub>2</sub>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>. Dependendo do pH, uma das três formas de carbono inorgânico pode apresentar predominância frente a outra (WEISSMAN *et al.*, 1988; PARK *et al.*, 2011a; WARD, 2011; SUTHERLAND *et al.*, 2015b; 2015c; COUTO *et al.*, 2015; ARBIB *et al.*, 2017; MEHRABADI *et al.*, 2017b).

Para um pH na faixa de 6 a 9, a forma predominante do carbono é HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e considerando que um pH médio de 8 ou 8,3 é favorável ao desenvolvimento de micro-organismos heterotróficos (PARK e GRAGGS, 2011). Enquanto, recomenda-se um pH de aproximadamente 9 para o cultivo de microalgas (YU *et al.*, 2017). Diante deste contexto, dentro do cultivo em LATs é importante encontrar um pH médio que favoreça a sintrofia entre os diferentes grupos de microalgas e bactérias consumidoras da matéria orgânica.

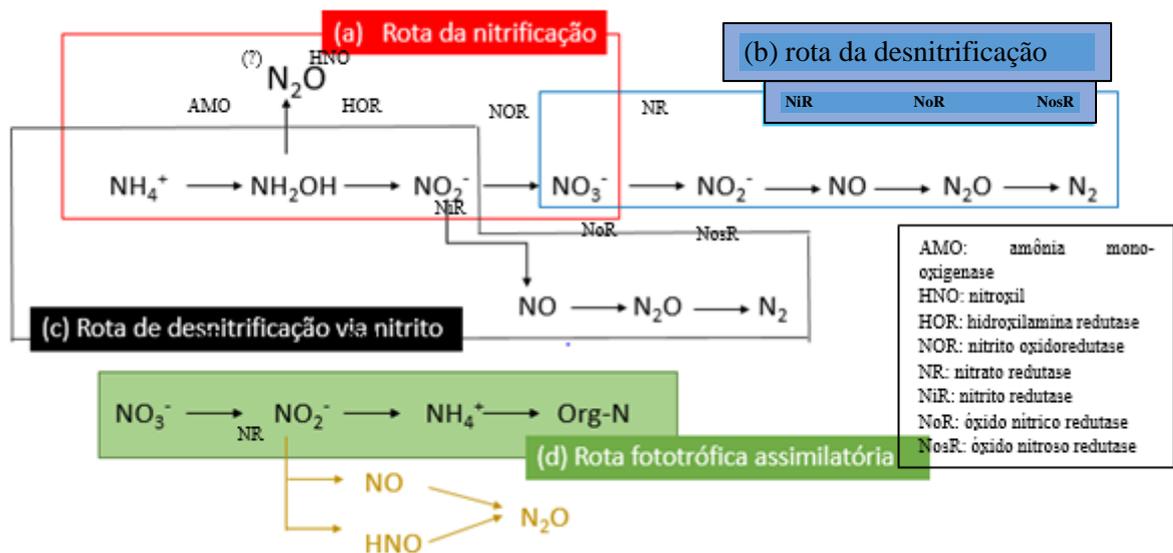
O emprego do CO<sub>2</sub> pode ser justificado por três aspectos: (i) na fase clara, as microalgas fixam carbono (Reação 1). Para isso, necessitam de luz, nutrientes e CO<sub>2</sub>. Logo, o CO<sub>2</sub> aumenta a relação C/N; (ii) com a fixação de carbono, ocorre a produção de hidroxila (OH<sup>-</sup>), que aumenta o pH, assim introdução de CO<sub>2</sub> permite evitar um pH > 8,5.



Com o controle do pH, evita-se que haja maior *stripping* da amônia (**Figura 7**), quantificado

pela produção de amônia livre, a qual pode ser tóxica para algumas espécies de microalgas, dependendo da concentração deste gás. Quando a concentração de amônia é igual ou maior do que  $28 \text{ mg.L}^{-1}$  e pH maior do que 8 pode ocorrer toxicidade para as microalgas (KÖNIG, 2000). Com maior pH e maior *stripping*, o nitrogênio que deveria ser fixado pelas microalgas, será liberado diretamente para atmosfera, podendo depois ser convertido a outras espécies de nitrogênio com maior toxicidade, do que a própria amônia livre.

Figura 7 - Rotas metabólicas do nitrogênio encontradas nas LATs



Além disso, LATs com injeção de  $\text{CO}_2$  podem apresentar flocos de microalgas com maior diâmetro (PARK e CRAGGS, 2010), o que facilita uma posterior sedimentação. Muito embora também tenha ocorrido boa sedimentação nas lagoas de alta taxa em que não havia fornecimento de  $\text{CO}_2$ . Esse comportamento pode ser justificado porque a colheita das microalgas está mais relacionada à morfologia das espécies presentes e o peso. Mehrabadi *et al.* (2017b) verificaram que, no verão, há uma relação entre a produtividade da biomassa e o teor de  $\text{CO}_2$ .

A Tabela 3 apresenta os afluentes mais comumente empregados nas LATs e suas eficiências de remoção de nutrientes.

**Tabela 3** - Eficiências de remoção de nutrientes para diferentes estudos com lagoas de alta taxa.

Afluente da LAT	Eficiência de Remoção (%)					Referências
	DQO	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PT	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	pH	
EDB, EDD	28-93	-	5-80	-	4-10	Pham <i>et al</i> (2020)
	-	>95	-	>85	-	Mehrabadi <i>et al</i> (2017a)
ED	61-77	23-78	-	40-72	8,5-9,4	El Hamouri <i>et al</i> (1995)
	-	67 <sup>a</sup> 86 <sup>b</sup> 81 <sup>c</sup> 49 <sup>d</sup>	-	-	6,1-8,0	Mehrabadi <i>et al</i> (2016)
	80	97	-	-	-	Gutiérrez <i>et al</i> (2016)
	-	47-79*	-	-	8,6-10,3	Sutherland <i>et al</i> (2014b)
EDD	-	64-67	-	14-24	9,1-9,3	Craggs <i>et al</i> (2012)
	-	69	-	52	8,4-9,4	El Hamouri <i>et al</i> (1994)
	81	94	-	89	9,3	Picot <i>et al</i> (1993)
ES	86-91	99	-	84	8,8	Alcántara <i>et al</i> (2015)
EF UASB	60-92	94-99	-	-	7,5	Passos <i>et al</i> (2015)
	68	95	-	-	8,0	Passos <i>et al</i> (2013)
EDDD	-	86-98 90-96	-	50-75 52-68	-	Park <i>et al</i> (2011b)
SEU	76	88	-	-	8,4	De Godos <i>et al</i> (2009)

\* 47±17 no outono, 57±14% no inverno, 79±13% na primavera e 77±11 no verão. a: primavera; b: verão; c: outono; d: inverno; ED: esgoto doméstico; EDB: esgoto doméstico bruto; EDD: esgoto doméstico decantado; ES: esgoto sintético; EDDD: esgoto doméstico decantado e diluído; EF-UASB: efluente do reator UASB; SEU: efluente da suinocultura; DQO: eficiência de remoção de DQO; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal; PT: eficiência de remoção de fósforo total; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: eficiência de remoção de ortofosfato; Fonte: a autora, 2022

No verão e no inverno, se o pH é mantido entre 6-7 e 7-8, tanto a produção de biomassa, quanto a sedimentação das microalgas melhoram. A adição de CO<sub>2</sub> auxiliou na produção de lipídios, no entanto, os autores Arbib *et al* (2017a) afirmaram que a produção de lipídios foi maior sem a injeção de CO<sub>2</sub>. Uma das diferenças encontradas entre os estudos foi o efluente utilizado, pois Mehrabadi *et al* (2017b) empregaram o esgoto bruto decantado, e Arbib *et al* (2017a), o efluente do lodo ativado.

Além disso, Arbib *et al* (2017a) cultivaram a microalga *Scenedesmus obliquus* em laboratório

( $T=20^{\circ}\text{C}$ ;  $250\ \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  e fotoperíodo de 14h:10h). Depois, as microalgas foram retiradas do cultivo *indoor* para um *outdoor*, de forma a expandir o cultivo antes de inocular na LAT. Posteriormente, inoculou-se ambas LATs, com 10% de seu volume correspondente às microalgas, sob operação batelada (com e sem  $\text{CO}_2$ ), e contínua (com  $\text{CO}_2$ ). As LATs apresentavam profundidade de 15 e 30 cm, em que maiores produtividades de biomassa ( $26,2\ \text{g SST}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) e lipídios ( $6,0\ \text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) obtidas a 30 cm, quando  $\text{CO}_2$  era injetado, através da operação contínua.

No modo batelada, as LATs com fornecimento de  $\text{CO}_2$  apresentaram maior remoção de nutrientes (N, P), bem como maior produção de biomassa (SST). A lagoa mais rasa (15 cm) mostrou maior produtividade de biomassa ( $10,2\ \text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), do que a lagoa mais funda ( $6,6\ \text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Para remoção de nutrientes, obteve-se melhores resultados com a LAT mais funda. No modo batelada e sem injeção de  $\text{CO}_2$ , obteve-se um maior teor em lipídios ( $\sim 32\%$ ), para a LAT mais funda ( $h = 30\ \text{cm}$ ), enquanto no modo contínuo a faixa do teor em lipídios foi de 18 a 23%.

Como resultado da maior atividade fotossintética, que ocorreu entre 13 e 15 h, Picot *et al* (1993) observaram uma maior taxa de saturação de oxigênio e um alto pH ( $\text{pH} > 9$ ), juntamente com uma baixa alcalinidade total. O aumento do pH gera a volatilização do nitrogênio amoniacal, bem como a precipitação do fósforo, na forma do fosfato de cálcio. No período da noite, aumenta-se a respiração e diminui-se a fotossíntese, causando uma queda no pH e no oxigênio dissolvido, acompanhada de um aumento na alcalinidade total. Os resultados também mostraram que as eficiências de remoção do  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{P-PO}_4^{3-}$  apresentam forte correlação com o pH.

#### 4.2.2.7 Tempo de detenção hidráulico

No tratamento de esgoto por lagoas de alta taxa, o tempo de detenção hidráulico (TDH) tem sido uma das variáveis mais estudadas, sendo frequentemente associado à estação do ano (OSWALD *et al.*, 1955; AZOV e SHELEF, 1982; AL-SHAYJI *et al.*, 1994; GARCÍA *et al.*, 2000; SUTHERLAND *et al.*, 2014a; 2014b; 2015d; BARROSO JR, 2015; GUTIERREZ *et al.*, 2016; CASAGLI *et al.* 2021). Na Tabela 4, descreve-se as maiores e menores produtividades de biomassa e lipídios, bem como seus respectivos TDHs.

Tabela 4 – Produtividade de biomassa e lipídios e teor de lipídios sob diferentes tempos de detenção hidráulico

TDH (dias)	<i>Chl-a</i> (mg/m <sup>3</sup> )	P <sub>B</sub> (a, b ou c)	P <sub>L</sub> (g SST.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	Lipídios (%)	Referência
4,5	1100-1700	9-27a	-	19,8-25,0	Arashiro <i>et al.</i> (2019)
7	-	15-40g	-	-	Al-Shayji <i>et al.</i> (1994)
10	-	12,7 e 14,8b	-	-	García <i>et al.</i> (2006)
3	-	0,500 e	0,051	21	Kim <i>et al.</i> (2014)
2	-	0,218b	0,103	23	Kim <i>et al.</i> (2014)
8	-	0,201 c	-	-	Sutherland <i>et al.</i> (2014a)
4	-	0,100 c	-	-	Sutherland <i>et al.</i> (2015d)
8	-	23 b	-	20	Passos <i>et al.</i> (2015)
3	-	6,2 e 9,1a	-	4,7±0,2	Barroso Jr (2015)
6	-	3,3 e 25,8 b	-	-	Gutierrez <i>et al.</i> (2016)
4	-	5,9a	-	45	Mehrabadi <i>et al.</i> (2016)
8	-	7,73 e	-	-	Arbib <i>et al.</i> (2017b)
5	-	28,13a	-	-	Arbib <i>et al.</i> (2017b)
7	-	13 e 7a	-	-	Ibekwe <i>et al.</i> (2017)
3	-	4,5 – 12,41	0,42 -1,30	10,5	Koley <i>et al.</i> (2019)
4	-	20-26 <sup>1</sup>	6,1	-	Ramírez-López <i>et al.</i> (2019).
6	-	12,9 - 16,2	-	-	Davis <i>et al.</i> (2021)

TDH: tempo de detenção hidráulico; *chl-a*: concentração de clorofila-a; P<sub>B</sub>: produtividade de biomassa; P<sub>L</sub>: produtividade de lipídios; a: unidade de produtividade em g SSV. m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>; b: unidade de produtividade em g SST. m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>; c: g *chl-a*.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>;

Fonte: a autora, 2022

García *et al.* (2000) estudaram o efeito de dois TDHs (10 dias e 4 dias) sobre a remoção de nutrientes, então obtiveram uma maior eficiência de remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> quando utilizaram um TDH de 10 dias. A maior produtividade de biomassa nas LATs está relacionada ao mais baixo TDH (GARCÍA *et al.*, 2006), que geralmente associa-se ao verão, uma vez que nesta estação ocorre maior disponibilidade de fótons (usado pela fotossíntese) para produzir O<sub>2</sub>, que é gerado pela fotossíntese. A produção diária total deste O<sub>2</sub> é 11,3 e 25,3 g O<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, no inverno e verão, respectivamente (ARBIB *et al.*, 2017 b). Estes autores identificaram que 1 g SSV consumiu 1,31 g de O<sub>2</sub>, outros autores citaram uma faixa de 0,99 a 1,92 g de O<sub>2</sub> por g de peso seco (MENDONZA *et al.*, 2013).

Kim *et al.* (2014) obtiveram uma remoção de sólidos totais satisfatória, uma vez que estes foram reduzidos de 780 para 8 mg.L<sup>-1</sup>. Para TDH 8 dias, em 28 dias de operação semi-contínua, os FAMES predominantes foram os seguintes: linolenato (C18:3); linoleato (C18:2); oleato (C18:1); palmitoleato (C16:1) e mirístico (C14:0), cuja composição do C18:3 foi cerca 40% do total. Embora a biomassa tenha aumentado com o TDH, as produtividades de biomassa e lipídios diminuíram, já o teor de lipídios, praticamente não variou com o TDH (Tabela 4).

Alguns gêneros de microalgas dominantes foram *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. e *Stigeoclonium* sp, sendo a última microalga um organismo que auxilia na sedimentação da biomassa e que tem seu crescimento limitado pela deficiência de fosfato, é muito provável que tenha um bom desenvolvimento em esgoto com escassez deste nutriente. Os autores também constataram que o aumento do TDH, causou uma redução na remoção da demanda química de oxigênio (DQO), no carbono orgânico total (COT) e na remoção de nutrientes.

Sutherland *et al.* (2014a) obtiveram maior produtividade no verão, com menor TDH (4 dias) e maior profundidade (40 cm), do que na primavera (6 dias) e inverno (9 dias). Da mesma forma, Sutherland *et al.* (2014b) verificaram que para menor TDH (verão), a concentração diária de biomassa (703 mg.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) e as eficiências de remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (77%) aumentaram. Ao passo que a eficiência de conversão de luz para biomassa diminuiu (0,08 mg chl a μmol<sup>-1</sup>). Por outro lado, os mesmos pesquisadores, um ano depois descobriram que o aumento do TDH de 4 para 8 dias, para uma LAT de 40 cm, teve uma resposta positiva sobre a produtividade microalgal, a qual subiu de 0,079 para 0,100 g chl.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Barroso Jr (2015) observou que um menor TDH causa aumento na produtividade, no entanto, a qualidade do efluente é reduzida. Alguns estudos da Tabela 4 são corroborados com essa afirmação de Barroso Jr (2015), uma vez que a produtividade de biomassa foi melhorada com o menor TDH, utilizado geralmente no verão (GARCÍA *et al.*, 2006; KIM *et al.*, 2014; GUTIÉRREZ *et al.*, 2016; ARBIB *et al.*, 2017b; IBEKWE *et al.*, 2017).

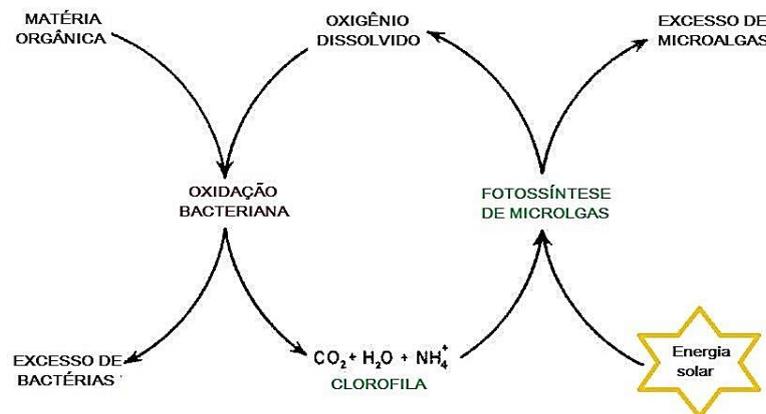
Na Tabela 4, observa-se que Mehrabadi *et al.* (2016) alcançaram um teor de lipídios máximo de 45%, quando o TDH foi 5 dias (durante o verão) e com uma concentração de amônia do efluente < 1 mg.L<sup>-1</sup>. Comparando os valores médios para diferentes TDHs, o teor de lipídios

foi praticamente o mesmo. O teor de lipídios da biomassa é inversamente proporcional à concentração de amônia nas LATs (do efluente)(MEHRABADI *et al.*, 2016), que deve ter um valor abaixo de 5 mg.L<sup>-1</sup>.

#### 4.2.2.8 Oxigênio

Além da biomassa de microalgas obtida nas LATs, o oxigênio é um dos principais produtos da fotossíntese das microalgas, sendo sua taxa afetada pela energia solar (radiação), foto-período, pH, disponibilidade de nutrientes e dióxido de carbono (OSWALD *et al.*, 1955). Quando as microalgas realizam simbiose com os micro-organismos heterotróficos (responsáveis pela degradação da matéria orgânica), o oxigênio produzido pelo fitoplâncton é consumido na degradação da matéria orgânica, cujo produto é o CO<sub>2</sub>, a fonte de carbono preferida pelos seres autotróficos (Figura 8).

**Figura 8** - Ciclo do oxigênio e produção de microalgas no tratamento de esgoto pela fotossíntese



Fonte: modificada de Oswald *et al.*, 1955.

Na fase escura da fotossíntese, o O<sub>2</sub> também pode ser consumido (SOLIMENO *et al.*, 2017). A utilização de esgoto doméstico no cultivo de microalgas tem sido uma prática recorrente em alguns estudos, como se observou na Tabela 3. A grande vantagem desta prática é o reuso do esgoto como matéria prima, pois neste caso há utilização indireta do CO<sub>2</sub> e da amônia gerada pela degradação da matéria orgânica, como ilustrado pela Reação (2) (OSWALD *et al.*, 1955).



Dessa maneira, OD e pH estão relacionados com o ritmo da fotossíntese, que por sua vez estão associados com a variação na eficiência do tratamento. Pela manhã, há consideráveis variações e aumento no OD e pH, o que favorece a volatilização da amônia. À noite, pelo contrário, estes caem, devido à predominância da respiração sobre a fotossíntese. A alcalinidade parcial do carbonato apresenta correlação com as variáveis pH, OD, radiação,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e sólidos suspensos (PICOT *et al.*, 1993). Assim, na utilização do esgoto doméstico como afluente das LATs, não há necessidade do fornecimento de oxigênio para remover matéria orgânica, nem tampouco emprego de cilindros de  $\text{CO}_2$ , a fim de auxiliar o crescimento das microalgas.

#### 4.2.2.9 Modo de operação

As LATs podem ser operadas no modo contínuo e/ou batelada. A preferência por um dos modos de operação depende do objetivo do tratamento. Por exemplo, Huesemann *et al.* (2017) iniciaram a operação de duas LATs no modo batelada por 30 dias. Seguidamente, operaram-nas no modo semi-contínuo, cujo meio nutriente foi substituído, primeiro, por um diluído a taxa de  $0,45 \text{ d}^{-1}$  (de 33º ao 48º dia). Finalmente, diminuiu-se a taxa de diluição para  $0,21 \text{ d}^{-1}$  (do dia 48º ao 61º).

De forma semelhante, Sánchez-Zurano *et al.* (2021) também optaram por iniciar a operação das LATs batelada e mudar para o modo semi-contínuo, quando nenhuma alteração foi observada para concentração de biomassa. Sutherland *et al.* (2020) operaram duas LATs em modo paralelo, com TDH 8 dias, e duas LATs em série, com TDH 4 dias. No modo paralelo, ambas LATs foram alimentadas com efluente do digestor anaeróbio. Porém no modo em série, a alimentação da segunda LAT foi diferente, porque ao invés do efluente do digestor anaeróbio, este foi oriundo do tratamento de uma lagoa de maturação.

#### 4.2.3 Colheita da biomassa

Entre os principais gargalos da produção de microalgas, seja por LATs ou por fotobioreatores é a colheita da biomassa. Estes desafios podem ser superados através de algumas medidas mitigadoras ou processos de separação. Incluem-se entre estes processos de remoção de sólidos suspensos, microalgas e/ou cianobactérias: filtros de pedra (SANTOS, 2014), flotação por ar dissolvido (BARROSO JR, 2015), biofloculação, centrifugação, extração através de solventes,

floculação (química, nanopartículas magnéticas e alga-bactéria) liquefação hidrotérmica, autofloculação, floculação assistida por fungos (LIBER *et al.*, 2020), sedimentação por placas, recirculação da biomassa para as LATs seguida de decantador. Dependendo do método de colheita utilizado ele poderá contribuir com até 15% do custo da produção de microalgas.

#### 4.2.3.1 Filtros de pedra

Os filtros de pedra podem ser classificados em horizontal e vertical, em que costumam ser utilizados como pós-tratamento das lagoas de estabilização de acordo com estudos anteriores (MARTINS, 2012; SANTOS, 2014). Entre as principais vantagens deste pós-tratamento destacam-se: o baixo custo de implantação e operação (MIDDLEBROOKS, 1988), além de remoção acima de 95% (SANTOS, 2014).

#### 4.2.3.2 Recirculação seguida de decantador

Neste processo uma parte ou toda biomassa algal é recirculada para a LAT a fim de auxiliar no processo de sedimentação. Park *et al.* (2011b, 2013) avaliaram o efeito da recirculação sobre a produtividade da biomassa, em que observaram melhora na colheita e também na produção de biomassa.

#### 4.2.3.3 Autofloculação

Caracteriza-se a autofloculação como um processo em que células algais blindam umas as outras, dando origem a agregados, os quais também podem ser induzidos por uma alga floculante para uma não floculante. Além disso, mudanças no pH podem contribuir com a autofloculação. Entre as linhagens algais reportadas por apresentar autofloculação incluem-se: *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella vulgaris* e *Ankistrodesmus falcatus*. Por exemplo, a cianobactéria *Phormidium* pode ser empregada para colheita da *C.vulgaris*. Em relação a autofloculação induzida pelo pH, um exemplo é *C. vulgaris* em pH 10,5-11, sob adição de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  com eficiência de colheita superior a 90% (WU *et al.*, 2012; LIBER *et al.*, 2020).

#### 4.2.3.4 Flotação por ar dissolvido

Processo responsável pela formação de inúmeras bolhas de ar com diâmetros na faixa de 100 a 150  $\mu\text{m}$ . As partículas em suspensão são removidas por aprisionamento, arraste, nucleação

ou colisão nas bolhas de ar dissolvido que foram originadas no tanque sob pressão (BARROSO JR, 2015).

#### 4.3 FATORES INTERFERENTES NA PRODUÇÃO DE BIOMASSA E LIPÍDIOS

Alguns estudos têm inovado no cultivo de microalgas, uma vez que fogem do modo tradicional e antigo para produzir biomassa. Esta inovação consiste em submeter o fitoplâncton a condições estressantes, retirando ou diminuindo algum (uns) nutriente (s) (nitrogênio ou fósforo) ou mesmo alterando alguma condição ambiental (luminosidade, precipitação) na solução, onde a microalga é cultivada (HU *et al.*, 2008; RAI *et al.*, 2017). Dependendo da espécie e de sua linhagem, o modo de crescimento autotrófico, muitas vezes, perde espaço para as condições heterotróficas ou mixotróficas (LIANG *et al.*, 2009; FENG *et al.*, 2011; FENG *et al.*, 2012; CHU *et al.*, 2013).

Liang *et al.* (2009) investigaram as produtividades de biomassa e lipídios pela *Chlorella vulgaris*, sobre diferentes condições (autotróficas, heterotróficas e mixotróficas). Embora o teor de lipídios tenha sido mais alto na condição autotrófica (sem e com nitrato), a produtividade de lipídios foi menor. Esta produtividade foi superior na condição heterotrófica (54 mg.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) e com luz, onde uma concentração de glicose de 1% foi utilizada. Na mesma condição heterotrófica, alcançou-se a maior produtividade de biomassa (254 mg.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>).

Em fotobioreatores *outdoor*, Feng *et al.* (2011) avaliaram a produção de lipídios pela espécie *Chlorella zofingiensis*, onde sob deficiência de nitrogênio (0,04 g NaNO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) alcançou-se um teor de lipídios maior do que sob quantidade suficiente (1 g NaNO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>), cujo teores obtidos foram 54,5% e 27,3%, respectivamente. Na condição com limitação de nitrogênio, obteve-se ainda peso seco, concentração e produtividade de lipídios iguais a 0,275 g.L<sup>-1</sup>, 150 mg.L<sup>-1</sup> e 6,3 mg.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Eles mostraram que a disponibilidade de nitrogênio afeta consideravelmente o teor de lipídios.

No ano seguinte, Feng *et al.* (2012) também avaliaram a produção de lipídios pela mesma espécie, porém o diferencial foi a avaliação da deficiência de fósforo, além da carência de nitrogênio na investigação anterior. O estudo permitiu inferir que a indisponibilidade de nitrogênio foi mais favorável a produção de lipídios, do que a deficiência de fósforo. Para um

déficit na concentração de nitrogênio, obteve-se 65,1% para o teor de lipídios, e na carência de fosfato este valor diminuiu para 44,7%.

Morais (2011; 2015) realizou a caracterização do esgoto doméstico da Estação de Tratamento da Mangueira, em Recife-PE. Na Tabela 5, observa-se as variáveis físico-químicas determinadas, bem como sua relação C/N para as diversas etapas do tratamento.

Tabela 5 - Caracterização do esgoto da ETE Mangueira

Parâmetros	Afluente	Efluente UASB	Efluente lagoa de polimento
pH	7,3 ± 0,2	6,9 ± 0,3	7,4 ± 0,5
T (°C)	29 ± 2	28 ± 2	28 ± 2
Alcalinidade total (mg.L <sup>-1</sup> )	220 ± 40	303 ± 92	255 ± 40
DQO <sub>bruta</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	475 ± 174	206 ± 88	156 ± 38
DQO <sub>solúvel</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	200 ± 89	75 ± 30	58 ± 28
N-NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	40 ± 7	34 ± 18	28 ± 13
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	28 ± 3	20 ± 13	17 ± 8
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,2 ± 0,5	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,3
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,1 ± 0,1	0,03 ± 0,05	0,04 ± 0,05
Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )	6 ± 2	4 ± 2	6 ± 2
C <sub>bruto</sub> /N	12	6	6
C <sub>solúvel</sub> /N	5	2	2
C <sub>bruto</sub> /N/P	79:7:1	52:9:1	26:5:1
C <sub>solúvel</sub> /N/P	33:7:1	19:9:1	10:5:1
C/P	33:1	19:1	10:1
N/P	7	9	5
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	649 ± 144	633 ± 194	570 ± 136
STF (mg.L <sup>-1</sup> )	399 ± 132	445 ± 167	389 ± 102
STV (mg.L <sup>-1</sup> )	239 ± 70	171 ± 92	165 ± 81
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	171 ± 78	303 ± 92	112 ± 67
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	109 ± 36	71 ± 40	66 ± 39

T: temperatura; DQO bruta : demanda química de oxigênio bruta; DQO solúvel : demanda química de oxigênio solúvel; N-NTK: nitrogênio Kjeldahl; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> : nitrogênio na forma de nitrito; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : nitrogênio na forma de nitrato; C bruto /N: razão carbono bruto nitrogênio; C bruto /N: razão carbono bruto nitrogênio C solúvel /N/P: o razão carbono solúvel nitrogênio fósforo; C/P: razão carbono fósforo; N/P: razão nitrogênio fósforo; ST: sólidos totais; STF: sólidos totais fixos; STV: sólidos totais voláteis; SST: sólidos suspensos totais; SSF: sólidos suspensos fixos; SSV: sólidos suspensos voláteis.

Fonte: Adaptado de Morais (2011; 2015)

Na **Tabela 5**, considerando a DQO bruta, observa-se que a relação (C/N/P) foi igual a 52:9:1. Neste sentido Oswald (1960), precursor do cultivo de microalgas em LATs, recomendou que a razão C/N/P para o crescimento das microalgas em lagoas de estabilização fosse 48:8:1. No entanto, Couto *et al.* (2015) conseguiram cultivar as microalgas com o efluente do UASB que tinha a razão C/N/P de 22:12:1, obtendo uma produtividade de biomassa de 11-240 mg *chl-a*.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. No entanto, os pesquisadores não pretendiam obter o percentual de lipídios. Segundo

Benemann (2003), o esgoto doméstico apresenta uma razão C/N de 3 a 7, valor diferente do recomendado para o cultivo de microalgas, que é entre 6 e 15.

Chiu *et al.* (2015) em seu artigo de revisão reúne vários estudos relacionados ao cultivo de microalgas em esgoto doméstico, em que mostram diferentes razões de C/N, que têm sido utilizadas para produção de lipídios. Segundo os pesquisadores, uma razão N/P de 8:1 é considerada ótima para a produção de biomassa de algas. Neste aspecto, observa-se que o afluente da ETE Mangueira apresenta um pouco menos do que esse valor, enquanto o efluente do UASB tem valor ligeiramente maior do que 8. Assim, o afluente da ETE e o efluente da lagoa mostram uma deficiência de nitrogênio, por outro lado o efluente do UASB apresenta um ligeiro excesso de nitrogênio. De Bhowmick *et al.* (2015) afirmam que uma razão N/P de 7:1 a 10:1 é uma condição importante para acumulação de lipídios pelas microalgas.

-

Zhan *et al.* (2016) cultivaram a *Chlorella* sp. em esgoto doméstico sintético sob diferentes fontes de nitrogênio (deficiência de nitrogênio, N-ureia, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), bem como sobre diferentes razões de C/N (0, 1, 3 e 5), de forma a monitorar a taxa de crescimento da microalga, verificar o teor de lipídios e obter a constante cinética (d<sup>-1</sup>). A melhor produtividade de lipídios, do tipo triacilglicerol (TAG) foi obtida no cultivo com N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e sem adição de carbono (C/N = 0). O teor de lipídios máximo, do tipo TAG (44,16%) também foi obtido com N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, já em termos de lipídios totais o melhor foi a solução com deficiência de nitrogênio.

Uma degradação da clorofila pode ocorrer devido à biossíntese dos TAG, por isso é comum observar um licor misto mais de cor amarela do que de cor verde. Já a maior densidade celular foi obtida com a solução de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. O carbono utilizado na relação C/N foi proveniente do NaHCO<sub>3</sub>. Os experimentos foram conduzidos em laboratório, com ciclo luz/escuro de 14/10 h na temperatura e 25°C e sobre uma intensidade luminosa de 60 μmol fótons m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>. Partindo do pressuposto que a qualidade deste efluente, ao final da última etapa de tratamento (lagoa de polimento) não tenha sido enquadrada na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), devido ao alto percentual de N amoniacal. Provavelmente, ele tem potencial para ser utilizado como fonte de nutrientes pelas microalgas nas LATs.

#### 4.4 ESTRATÉGIAS PARA PRODUZIR COMPOSTOS DE VALOR AGREGADO

Chu *et al.* (2013) verificaram um aumento na produção de lipídios da espécie *Chlorella vulgaris* quando na deficiência de nitrogênio, juntamente com o fornecimento suficiente de fósforo. Acumula-se este fósforo na célula como polifosfatos. Do estudo de Spoehr e Milner (1956) resultou uma patente para produção de lipídios sobre deficiência de nitrogênio, com as seguintes espécies de microalgas: *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella vulgaris* (clorófitas) e *Stichococcus bacillaris* (diatomáceas). Rai *et al.* (2017) obtiveram um percentual de lipídios de 50,34% (m/m), após 120 h de escassez de nitrogênio (stress), com uma concomitante queda nos percentuais de proteínas, carboidratos e clorofila.

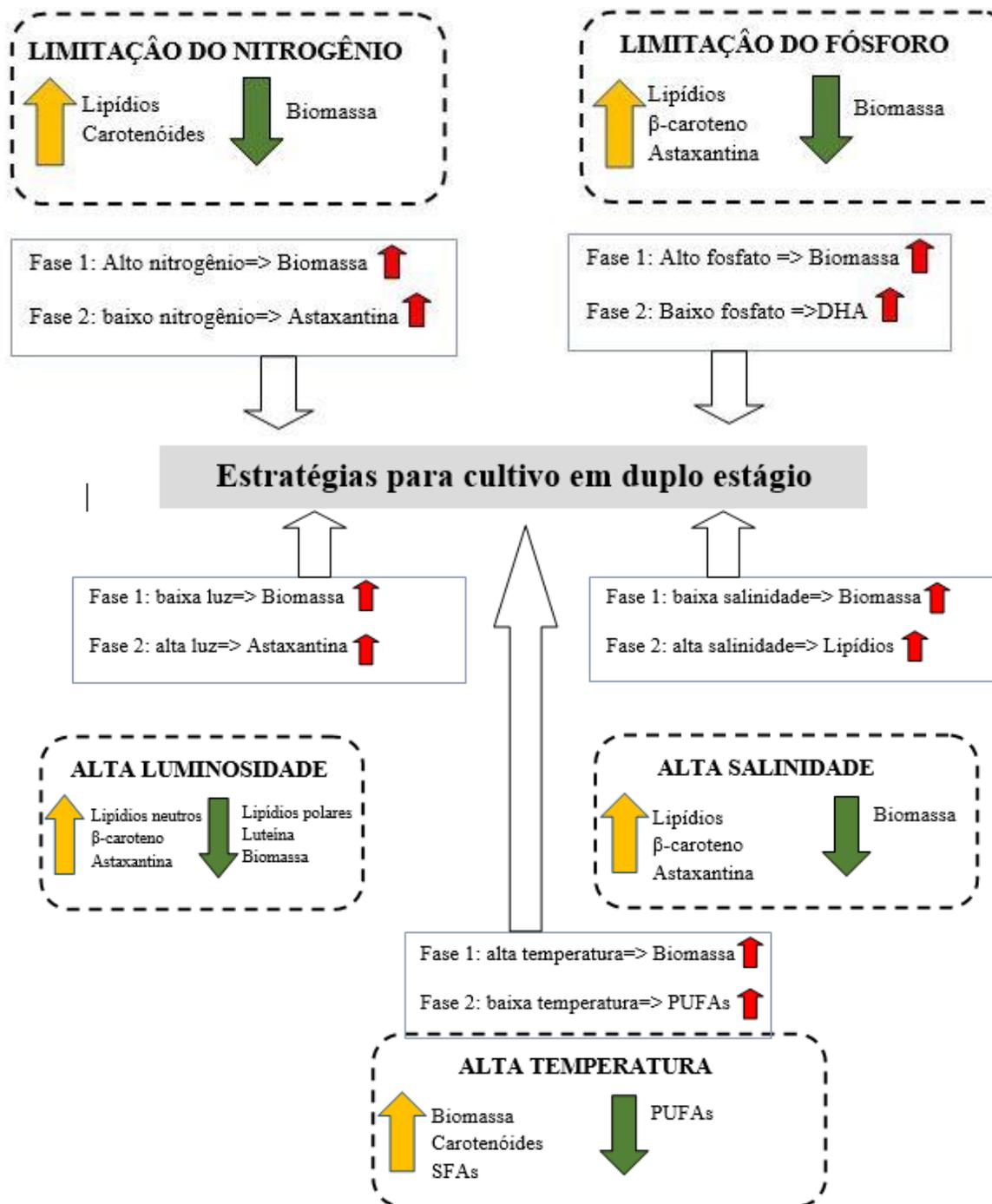
A falta de nitrogênio está geralmente associada à redução na eficiência fotossintética, principalmente devido à clorose (RAI *et al.*, 2017). Porphobilinogen deaminase, envolvida no processo de biossíntese da clorofila, foi regulada negativamente por 1,3 vezes durante a fase inicial da carência de N (40 h) e corresponde bem à fisiologia. O declínio nos níveis de clorofila durante a carência de N é freqüentemente associado à cessação rápida em sua síntese e diluição por crescimento celular, em vez de sua degradação conforme relatado em *C. reinhardtii*.

Mairet *et al.* (2010) reportaram a otimização da produção de triglicerídeos na espécie *Isochrysis affinis galbana*, em que encontraram um coeficiente (C/N) da síntese de ácidos graxos igual a 3,5 mg C / mg N. Ao passo que o coeficiente de mobilização dos ácidos graxos foi 3,0 mg C / mg N. Esta investigação foi realizada sob várias condições de limitação de nitrogênio. Verificou-se uma máxima produção de biomassa sob uma quota mínima de nitrogênio e uma escassez prolongada de nitrato.

A carência de ortofosfato é outro fator que pode causar a acumulação de lipídios neutros nas microalgas, *Scenedesmus* sp. e *Chlorella vulgaris* e causa ainda queda na produtividade de biomassa (SINGH *et al.*, 2016). Além disso, os autores citam estratégias combinadas tais como cultivo em duplo estágio, stress combinado por fatores abióticos e concentração de nutrientes, uso de fitohormônios, suplementação nutritiva pelo uso do ácido tetraacético etileno-diamina (EDTA), melhorando as condições de iluminação (uso de lâmpadas de LED) ou ainda adicionando no cultivo aditivos químicos.

O esquema abaixo apresenta diferentes estratégias de cultivo para aumento na produtividade de compostos de valor agregado, presentes na biomassa fitoplanctônica (**Figura 9**) (SINGH *et al.*, 2016; SUN *et al.*, 2018).

**Figura 9** – Esquema ilustrativo do cultivo em duplo estágio para favorecer a produção de compostos de valor agregado



SFA: ácidos graxos saturados; PUFA: ácidos graxo poli-insaturado; DHA: ácido docosa-hexaenóico; PUFA: ácido graxo poli-insaturado. Fonte: Sun *et al.*, 2018

Diversas proteínas fotosintéticas, incluindo o conjunto do fotosistema II, (PSII) ferredoxina-NADP redutase, E1ZFB3 (proteína hepática do tilacóide) e citocromo 3 regularam o processo. Já se tem mostrado que o novo isolamento da *Chlorella* sp. deriva energia e carbono para a síntese de um novo tri-acilglicerol (TAG) a partir da fotossíntese durante a carência de N (MSANNE *et al.*, 2012), embora os rendimentos fotossintéticos sejam comprometidos devido ao teor reduzido de clorofila (IWAI *et al.*, 2008) e à fixação fotossintética do carbono (OLCER; LLOYDER e RAINES, 2001).

A última é devida principalmente para travar a regeneração da enzima Ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase / oxigenase (RuBisCO) (SAIBO *et al.*, 2009); expressões reduzidas da enzimas PRK (fosforibulose quinase) e SBP (sedoheptulose-1,7-bifosfato) é talvez o passo de limitação de taxa, embora outras enzimas relacionadas com a fotossíntese sejam reguladas.

#### **4.4.1 Rotas energéticas**

As enzimas intituladas ferredoxina-NADP redutase e as envolvidas no fotosistema II (PSII) participam da fotofosforilação, que atende os requisitos de energia da célula. No entanto, em condições desfavoráveis, a energia é redirecionada para a acumulação de lipídios, que serve como reserva de energia para a célula durante as situações prolongadas de estresse (RODOLFI *et al.*, 2009). Os requisitos de energia aumentam para sintetizar compostos de alta energia são alcançados por glicólise, ciclo de Krebs (ciclo TCA – ciclo do tri-acidocarboxílico) e a rota não-oxidativa da pentose-fosfato (PPP). Do mesmo modo, as células *Chorella* sp. apresentaram atividades elevadas de metabolismo energético com cobertura significativa das proteínas ligadas à glicólise, ao ciclo de Krebs (ciclo TCA) e às rotas não-oxidativa de pentose-fosfato (PPP).

A rota não-oxidativa PPP está envolvida, principalmente, na conversão interativa de açúcares que podem voltar a entrar na glicólise ou na PPP (rota pentose-fosfato) oxidativa para geração de equivalentes redutores (NADPH). Esses redutores, além de seu papel na manutenção de redox (particularmente superando o estresse oxidativo), também encontram função para apoiar a biossíntese de novos ácidos graxos (DEBERARDINIS *et al.*, 2007) e a assimilação de N (JOHNSON e ALRIC, 2013).

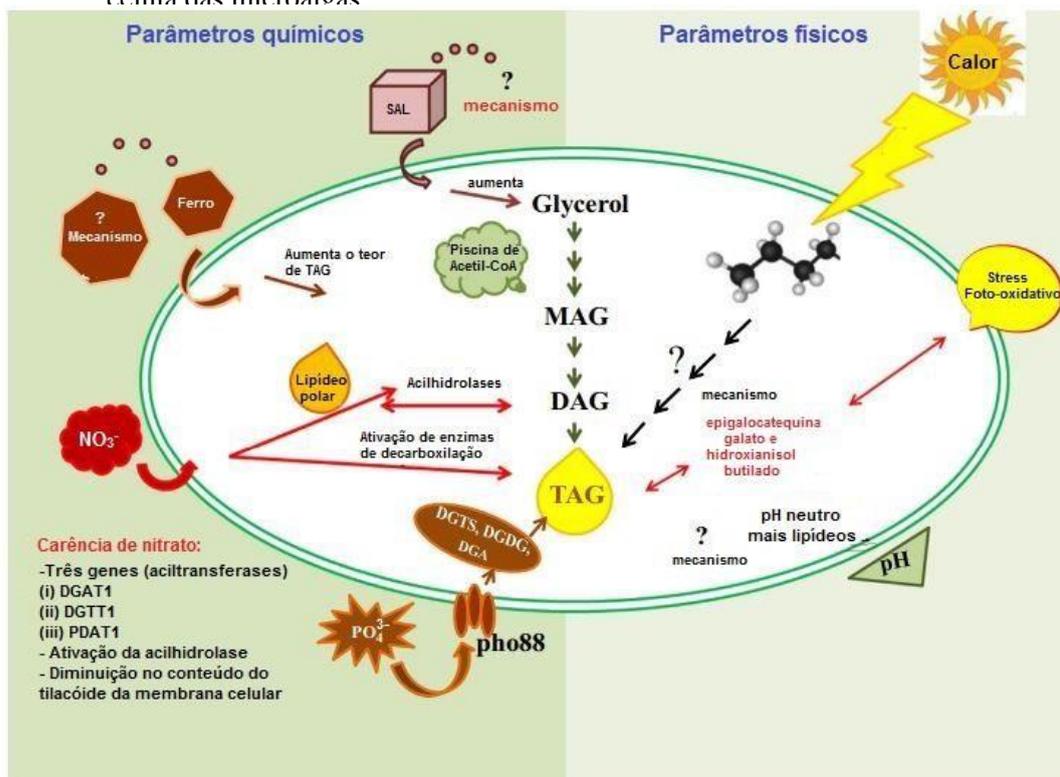
O envolvimento de enzimas glicolíticas, chamadas de GPDH (gliceraldeído-3-fosfato desidrogenase), ALDO (frutose-1,6-bisfosfato aldolase), TPI (triosefosfato isomerase) e PK (piruvato quinase), tem sido relatado como sendo os principais reguladores da indução lipídica em *Scenedesmus dimorphus* oleaginosos, *S. quadricauda* e *Mucor circinelloides* (SHARMA e CHAUHAN, 2016; TANG et al., 2016). A expressão coordenada das enzimas, durante a carência de N redireciona o fluxo de carbono dos carboidratos para a biossíntese lipídica neutra através do piruvato, que é o precursor chave para a acetil-CoA. Do mesmo modo, as enzimas ribose-5-fosfato isomerase (RPI) e ribulose-fosfato-3-epimerase (RPE) diminuem, de maneira a fornecerem carbono e limitar o NADH necessário para a biossíntese lipídica.

A análise transcriptômica de *Neochloris oleoabundans* com carência de N revelou a expressão excessiva de pentose fosfato (PPP) (RISMANI-YAZDI et al., 2012). No presente estudo, as enzimas GPDH (gliceraldeído-3-fosfato desidrogenase), PGK (fosfoglicerato quinase), ENL (enolase), FBP (Frutose-1,6- bisfosfatase), ALDO (frutose-1,6-bisfosfato aldolase), TPI (triosefosfato isomerase) e PK (piruvato quinase) pertencentes a rota glicolítica, e as enzimas intituladas pelas siglas RPI (ribose-5-fosfato isomerase) e RPE (ribulose-fosfato-3-epimerase), da rota não-oxidativa PPP (rota pentose-fosfato) trabalham de forma cordial para gerar NADPH e piruvato, que pode ser convertido em ATP. Juntos eles podem satisfazer as necessidades de energia das células *Chorella* sp. para sustentar a carência de N. Além disso, aumentando-se a regulação das enzimas desidrogenase malato (MDH) e fosfoenolpiruvato carboxiquase (PEPC), converte-se malato em ácido oxalacético (OAA) em fosfoenolpiruvato (PEP), que posteriormente é convertido em piruvato pela rota piruvato-quinase (rota PK). Então, o piruvato pode entrar no ciclo de Krebs (ciclo TCA ou ciclo do ácidotricarboxílico) e contribuir para a produção de citrato mitocondrial, que pode então alimentar a síntese de novos ácidos graxos após a sua exportação para o citoplasma (JONES e THOMPSON, 2009).

Em estudo realizado com *Chorella* sp., verificou-se que a fosfo-enolpiruvato (PEP) não é um fator limitante para a geração de ATP e piruvato, ao elevar os níveis de uma enzima glicolítica complementar, a enolase (ENL). O PEP pode servir como umamolécula precursora para a biossíntese de isoprenóides e glicerolípideos, através de piruvato e acetil-CoA (POLLE et al., 2014). Curiosamente, a abundância da enolase (ENL) e piruvato-quinase (PK) está de acordo com a acumulação de lípidios temporais em células *Chorella* sp. com deficiência de N.

Entre os principais fatores responsáveis pela acumulação de lipídios nas microalgas destacam-se temperatura, pH, intensidade luminosa, *stress* pela ação de luz (foto-oxidativo). Em relação aos parâmetros químicos mais citados incluem-se: a carência de nutrientes (nitrato, fósforo, ferro) e a salinidade. Quando da deficiência de algum nutriente, a rota metabólica do crescimento celular é desativada, cedendo prioridade para biosíntese, a qual resulta na acumulação de lipídios, sob a forma de triacilglicerol (TAG). Provavelmente, a ativação da enzima diacilglicerol transferase, responsável pela conversão de acetil CoA para TAG também cause a acumulação de lipídios. Por exemplo, na carência de nitrato três eventos seguidos podem ocorrer: (a) ativação dos genes das enzimas aciltransferases (DGAT, DGATT, PDAT), (b) ativação das enzimas acilhidrolases e (c) diminuição no teor de membrana celular no interior do tilacoide (organela do cloroplasto) (Figura 10).

**Figura 10** - Representação de parâmetros físico-químicos que levam a acumulação de lipídio célula das microalgas



MAG: metilacilglicerol; DGA: diacilglicerol; TGA: triacilglicerol; DGTS: diacilgliceroltrimetilhomoserina; DGDG: digalactosildiácilglicerol; *pho88*: transportador de fosfato; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: ortofosfato; DGAT1: gene da expressão da enzima diácilglicerolaciltransferase ativada na carência de nitrato; DGTT1: gene da expressão de uma enzima do tipo aciltransferase ativada na carência de nitrato; PDAT1: gene da expressão de uma enzima do tipo aciltransferase ativada na carência de nitrato.

Fonte: Modificado de De Bhowmick *et al.*, 2015

No caso da deficiência de fosfato, provavelmente, acumula-se lipídios (TAG) pela ativação das enzimas diacilgliceroltrimetilhomoserina (DGTS) e digalactosildiacilglicerol (DGDG) e alteração no transportador de fosfato (Figura 10); O aumento da salinidade e ferro resulta na formação de TAG, mas o mecanismo exato é desconhecido (DE BHOWMICK *et al.*, 2015). Em alguns casos, a flutuação no pH, o estresse foto-oxidativo e as flutuações na intensidade da luz também resultam na acumulação de lipídios, mas o mecanismo provável para a acumulação de lipídios não é conhecido. A formação de lipídios pode ser induzida através de alguns fatores apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6** - Fatores que podem induzir a formação de lipídios (triacilglicerol)

<b>Fator que provoca formação de triacilglicerol (causa stress)</b>	<b>Referência</b>
Deficiência de nitrogênio	GAIGNARD <i>et al.</i> (2021)
Deficiência de fósforo	SINGH <i>et al.</i> (2016)
Fitohormônios, EDTA	SINGH <i>et al.</i> (2016)
Co-cultivo microalga-bactéria	SINGH <i>et al.</i> (2016)
Deficiência de sulfato	HU <i>et al.</i> (2008)
Escassez prolongada de nitrato	MAIRET <i>et al.</i> (2010); RAI <i>et al.</i> (2017)
Relação C/N	WILHELM <i>et al.</i> (2006)
Silício	WILHELM <i>et al.</i> (2006); D'IPPOLITO <i>et al.</i> (2015)
Temperatura, luminosidade	HU <i>et al.</i> (2008); CAMPENNI' <i>et al.</i> (2013)
Salinidade	CAMPENNI' <i>et al.</i> (2013)
Adição de fitohormônios	YANG <i>et al.</i> (2023)

EDTA: ácido triacético etileno-diamino; C/N: relação carbono nitrogênio;

Fonte: a autora (2022)

Observou-se na Tabela 6 que diversos fatores podem contribuir para melhorar o teor de lipídios das microalgas. Porém, somente por uma abordagem integrada da engenharia genética e das técnicas da engenharia bioquímica, pode-se compreender os genes envolvidos na ativação ou na desativação de enzimas responsáveis pela acumulação de lipídios. Além disso, compreende-se como utilizar modelos metabólicos em escala de genoma, em que seja possível intervir ou modificar partes de uma rota metabólica.

#### 4.5 PRODUÇÃO DE LIPÍDIOS E BIODIESEL

Comumente, é dificultoso encontrar produção de lipídios/biodiesel em LATs alimentadas com esgoto doméstico. No entanto, foi possível identificar os seguintes estudos abordando a presente temática (LUNDQUIST *et al.*, 2010; CHINNASAMY *et al.*, 2010; CRAGGS *et al.*, 2013; MEHRABADI *et al.*, 2015; 2016; DOMA *et al.*, 2016; DRIRA *et al.*, 2016; EUSTANCE *et al.*, 2016; RAMÍREZ- LÓPEZ *et al.*, 2019; DAVIS *et al.*, 2021). Entre eles, o primeiro a ser destacado, refere-se a um estudo realizado na Nova Zelândia em duas LATs com volume total de 8 m<sup>3</sup> e profundidade de 30 cm (MEHRABADI *et al.*, 2016).

Como aflente das LATs foi empregado um esgoto doméstico primário decantado. Dois TDHs foram utilizados, sendo o mais baixo no verão (5 dias) e o maior para o inverno (8 dias). Eles testaram ainda o efeito das diferentes concentrações de CO<sub>2</sub> e seu efeito na produtividade de biomassa, lipídios e FAME. A variação nas produtividades de biomassa e lipídios foram aproximadamente em torno de 1,7 -13,6 g SSV/m<sup>2</sup>.d e 0,4 – 3,7 g/m<sup>2</sup>.d, respectivamente. A Tabela 7 são apresentados as produtividades de lipídios e de FAMES, bem como o percentual total de FAME reportadas em investigações anteriores.

**Tabela 7** – Produtividade lipídica e FAMES encontrados em investigações anteriores

LAT (cm)	P <sub>L</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	P <sub>FAME</sub> (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	FAME (%)	Principais FAMES	Referência
7,5-9 15-18 20-24	-	6,43-12,69	11,8-22,3	-	Eustance <i>et al.</i> (2016)
ni	-	-	67,4-86,2	C16:0, C18:0, C18:2 e C18:3	Drira <i>et al.</i> (2016)
30	0,42-1,19	0,58-0,60	-	-	Koley <i>et al.</i> (2019)
15	6,1	-	-	C16:0, C18:0, C18:1 e C18:3	Ramírez-López <i>et al.</i> (2019)
30	0,5-2,6	0,9-1,1	39,8-47,9	C16:0, C16:1, C18:0, C18:1 e C18:3	Mehrabadi <i>et al.</i> (2016)

ni: não informada; PL: produtividade de lipídios; P<sub>FAME</sub>: produtividade de FAME

Fonte: a autora, 2022

Para espécie *Micractinium inermum* foi comparada a produção de lipídios e FAME utilizando meio nutriente BBM (*Bold's Basal Medium*) como controle e os meios de cultivo em *blends* na mistura do esgoto doméstico com efluente de sinulcultura nas proporções de 5-15% (PARK

et al., 2015). Inferiu-se dos estudos com os *blends*, que a carência de nutrientes estimulou ou induziu a acumulação e a produção de lipídios. Quando ocorreu a carência de nutrientes, atingiu-se o teor máximo de lipídios igual a 39,10%. Porém, quando havia nutrientes em excesso esse valor foi reduzido para 8,90%. Ainda foi reportado na literatura o estudo de DOMA *et al.* (2016) em Giza no Egito, em que monitoraram uma LAT precedida por uma lagoa facultativa primária. Essa LAT foi operada com profundidade de 30 cm e TDH de 6 dias. Verificou-se uma predominância dos seguintes FAMES: C16:0, C18:0, C18:1, C18:3 com percentuais de 34%, 18%, 10,3 e 13,8%, respectivamente.

#### 4.6 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA ENCONTRADA NAS LAGOAS DE ALTA TAXA

Em um período total de 48 h (perfil nictimeral), eles verificaram que a noite a eficiência de remoção dos nutrientes era reduzida pela ocorrência da respiração e a queda do pH (PICOT *et al.*, 1993). Portanto, era mais coerente interromper o fluxo das LATs no período informado. Os pesquisadores identificaram uma maior predominância no gênero da microalga *Micractinium sp.* (77%), seguida pelo gênero *Chlorella sp.* (21%). Já Craggs *et al.* (2012) também detectaram o gênero *Micractinium sp.*, mas encontraram *Desmodesmus sp.*, ao invés de *Chlorella sp.* Em corpos hídricos contaminados com alta carga de matéria orgânica, costuma-se encontrar o gênero *Chlorella* e/ou *Desmodesmus* (ASSEMANY *et al.*, 2015).

Gutiérrez *et al.* (2016) realizaram um estudo em duas LATs, sendo uma com recirculação da biomassa e outra sem. Para ambas as lagoas, a espécie de microalga *Chlorella sp.* apresentou a maior abundância. Outras espécies também foram encontradas, entre elas: microalgas bentônicas, as diatomáceas (*Nitzschia sp.* e *Navícula sp.*) e uma filamentosa *Stigeoclonium sp.*

Mehrabadi *et al.* (2016) estudaram duas LATs (uma posicionada a oeste e outra a leste), alimentadas com esgoto doméstico decantado TDH foi de 5 a 8 dias. Incluem-se entre as espécies encontradas: *Pediastrum sp.*, *Micractinium sp.*, *Ankistrodesmus sp.*, *Monoraphydium sp.*, *Desmodesmus sp.*, *Scenedesmus sp.*, *Actinastrum sp.*, *Coelastrum sp.* e a *Mucidosphaerium sp.* Mudanças observadas na incidência destas espécies foram relacionadas, principalmente, ao aumento de um determinado predador da espécie. No inverno e outono, as espécies mais facilmente decantáveis foram substituídas por outras menos, tais como *Mucidosphaerium sp.*, *Micractinium sp.* e *Monoraphydium sp.* As espécies *Pediastrum sp.*, *Micractinium sp.* e

*Coelastrum* sp. foram menos atacadas pelos predadores, devido aos seus tamanhos. A Tabela 8 apresenta algumas espécies de microalgas e cianobactéria comumente identificadas nas lagoas de alta taxa. Alguns estudos produziram microalgas em LATs inoculando-as com uma determinada espécie. Sutherland *et al.* (2014a) inocularam com uma mistura de microalgas cultivada em esgoto doméstico, com 90% da espécie de microalga verde *Mucidosphaerium pulchellum*, e ao final do estudo alcançaram uma dominância média de 85%. Outras espécies foram encontradas entre elas *Ankistrodesmus falcatus*, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Desmodesmus abundans* e *D. communis*.

Já Alcántara *et al.* (2015) utilizaram a espécie *Chlorella vulgaris* em escala de bancada com luz artificial e Park *et al.* (2011b) inocularam a espécie *Pediastrum* sp. Craggs *et al.* (2012) identificaram apenas dois gêneros semelhantes àqueles identificados por Mehrabadi *et al.* (2016), os quais foram a *Desmodesmus* sp. e *Micractinium* sp. Enquanto Passos *et al.* (2015) detectaram *Monoraphydium* sp., *Oocystis* sp., *Scenedesmus* sp., *Stigeoclonium* sp., *Nitzschia* sp., e *Navicula* sp.

Ibekwe *et al.* (2017) avaliaram a comunidade microbiana presente em LATs, alimentadas com efluente oriundo da agricultura. Os pesquisadores inferiram que as variáveis intituladas como: tempo de detenção hidráulico (TDH), nitrogênio total (NT), N inorgânico, fósforo total (PT), alcalinidade, pH, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) influenciaram nas comunidades microbianas encontradas. Várias espécies de *Scenedesmus* sp foram dominantes, no entanto, também foram identificadas *Chlorella* sp e *Desmodesmus* sp., além de *Cyanobacteria*, *Alpha*, *Beta*, *Gamma*-, *Epsilon*-, *Delta-proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes* e *Planctomycetes*.

Portanto, diversas comunidades fitoplanctônicas já foram encontradas nas lagoas de alta taxa (LATs), cuja diversidade sofre influência da variação sazonal, do TDH, da radiação e dos dados físico-químicos. Por outro lado, a presença destas microalgas depende do tipo de espécie inoculada na LAT, bem como de fatores ambientais ou mudanças bruscas realizadas na operação. Os gêneros de microalgas comumente identificados são: as clorofíceas, *Chlorella* sp., *Desmodesmus* sp., *Micractinium* sp., *Scenedesmus* sp., *Monoraphydium* sp., *Oocystis* sp., *Stigeoclonium* sp., *Pediastrum* sp., *Ankistrodesmus* sp., *Chlamydomonas* sp., *Coelastrum* sp. e a *Mucidosphaerium* sp, bem como as diatomáceas *Nitzschia* sp. e *Navicula* sp.

**Tabela 8** - Lista de microalgas e cianobactérias encontradas em LATs

<b>Espécies encontradas</b>	<b>Radiação média (MJ.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Afluente das LATs</b>	<b>País</b>	<b>Referência</b>
<i>Micractinium</i> sp. e <i>Chlorella</i> sp.	23	Esgoto doméstico decantado	Méze (França)	Picot <i>et al.</i> (1993)
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> , <i>Micractinium pusillum</i> , <i>Scenedesmus armatus</i> e <i>Scenedesmus</i>	6 a 26	Esgoto doméstico decantado	Barcelona (Espanha)	García <i>et al.</i> (2000)
<i>Micractinium</i> sp. e <i>Desmodesmus</i> sp	15 a 27,5 (verão); 5 a 15 (outono); 5 a 7,5 (inverno) e 13 a 25 (primavera)	Esgoto doméstico decantado	Ilha Sul (Nova Zelândia)	Craggs <i>et al.</i> (2012)
<i>Chlorella</i> sp., <i>Nitzschia</i> sp., <i>Navícula</i> sp. e <i>Stigeoclonium</i> sp.	20 a 39	Esgoto doméstico decantado	Barcelona (Espanha)	Gutierrez <i>et al.</i> (2016)
<i>Pediastrum</i> sp., <i>Micractinium</i> sp., <i>Ankistrodesmus</i> sp., <i>Monoraphidium</i> sp., <i>Desmodesmus</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp., <i>Actinastrum</i> sp., Diatomáceas, <i>Coelastrum</i> sp. e a <i>Mucidosphaerium</i>	21,2 a 32,3 (verão); 0,9 a 11,9 (inverno); 17,5 (primavera) e 12,8 (outono)	Esgoto doméstico decantado	Hamilton (Nova Zelândia)	Mehrabadi <i>et al.</i> (2016)
<i>Chlorella</i> sp.; <i>Nitzschia</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.,	>33,5 e <33,5	Efluente de suinocultura	Concórdia (SC) Brasil	Barthel <i>et al.</i> (2008)
<i>Microcystis aeruginosa</i> f. <i>aeruginosa</i> (>95%) <i>Desmodesmus opoliensis</i> (60%) e <i>Mucidosphaerium</i> <i>pulchellum</i> (30%)		Paralelo LAT30 -1 (afluente digestor anaeróbio) Paralelo LAT30 -2 (afluente digestor anaeróbio)		
<i>Coelastrum microporum</i> (76%) e <i>Micractinium pusillum</i> (22%)	8-18,4	Série LAT30 -1 (afluente digestor anaeróbio)	Ilha Norte (Nova Zelândia)	Sutherland <i>et al.</i> (2020)
<i>Microcystis aeruginosa</i> f. <i>aeruginosa</i> (75%) e <i>C.</i> <i>Microporum</i> (20%)		Série LAT30 -1 (lagoa de maturação)		

Fonte: a autora, 2022

#### 4.7 PROBLEMAS OPERACIONAIS E LIMITAÇÕES DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

Assim como qualquer sistema de tratamento de esgoto doméstico, as LATs apresentam suas limitações e problemas operacionais, que podem comprometer seu desempenho. Dentre estas limitações ressalta-se a contaminação por fungos, parasitas, zooplânctons e protozoários predadores (PASSOS *et al.*, 2015; GUTIÉRREZ *et al.*, 2016; MEHRABADI *et al.*, 2016; MONTEMEZZANI *et al.*, 2017a; 2017b), bem como dificuldades para sedimentação da biomassa (MONTEGGIA e TESSELE, 2001).

No caso da contaminação por predadores, os cladóceros (filo Cladocera) e os rotíferos, (filo Rotifera), dois integrantes do zooplâncton foram identificados como os principais responsáveis pelo consumo das microalgas benéficas em LATs (MONTEMEZZANI *et al.* 2017b). No entanto, outros zooplânctons competidores têm sido utilizados para controlar e/ou reduzir a população de rotíferos. Entre estes destacam-se o cladóceros (*Moina tenuicornis*) ou o ostrácodo (*Heterocypris incongruens*), que uma vez aumentado pode levar a uma redução na densidade dos rotíferos, predadores das microalgas. O controle de um zooplâncton predador, por outro menos agressivo ao fitoplâncton é conhecido por biocontrole. Embora haja aspectos negativos da presença do zooplâncton nas LATs, há também os positivos. Às vezes, há liberação de substâncias químicas pelos rotíferos, favorecendo a formação de colônias, que por sua vez facilitam a separação e a colheita das microalgas (MONTEMEZZANI *et al.*, 2015).

Já Passos *et al.* (2015) detectaram a presença de protozoários predadores, pertencentes as ordens Gymnamoebae e Hypotrichidae. Como medida mitigadora da população de zooplânctons predadores, Montemezzani *et al.* (2017a) propõem o aumento da concentração de CO<sub>2</sub> durante a noite, para causar asfixia dos predadores. Eles observaram que dependendo da concentração, esta medida pode ser eficiente, causando também um crescimento nos SSV, na produtividade de biomassa e na eficiência de sedimentação da biomassa. Além disso, quando a concentração de amônia é maior que 5 mg.L<sup>-1</sup>, os teores de lipídios e biomassa tendem a diminuir, além de aumentar a incidência de predadores zooplâncton (MEHRABADI *et al.*, 2016).

Outro problema operacional pode ser causado pela lenta sedimentação da biomassa, uma vez que as microalgas apresentam partículas de tamanho microscópico (1-40 µm), e algumas vezes baixa concentração de fitoplâncton (MONTEGGIA e TESSELE, 2001). Esta dificuldade

operacional é rapidamente solucionada pela instalação de uma unidade adicional de coagulação/floculação e flotação por ar-dissolvido (BARROSO JR, 2015) ou apenas uma floculação espontânea (biofloculação), usando um decantador programado para recircular de 2 a 10% da biomassa alga-bactéria (GUTIÉRREZ *et al*, 2016).

#### 4.8 PARÂMETROS IMPORTANTES NO CRESCIMENTO DAS MICROALGAS

##### 4.8.1 Intensidade luminosa, sólidos dissolvidos totais e turbidez

Entre os parâmetros mais relevantes para o crescimento algal destacam-se a intensidade luminosa, que segundo reportado pela literatura não deve exceder o limite máximo de  $420 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  (SINGH e SINGH, 2015). Porém um estudo mais recente relata ter havido crescimento algal na intensidade luminosa de  $1707 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  em cerca de 65 diferentes colônias de microalgas (PIKOLI *et al.*, 2019). Ele também aponta que outros parâmetros devem ser considerados nesta análise do crescimento da biomassa de microalgas, entre os quais destacam os sólidos dissolvidos totais e a turbidez. Uma vez que os sólidos dissolvidos totais (SDT) podem indicar a presença de minerais inorgânicos dissolvidos que, provavelmente, foram oriundos da decomposição de materiais orgânicos que promovem crescimento algal. No caso da turbidez, este parâmetro pode ser um indício uma elevada densidade para a comunidade do plâncton.

##### 4.8.2 pH

A flutuação do pH pode refletir o avanço e a atividade da fotossíntese, a qual promove a conversão do íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) ao gás dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e cuja reação causa aumento de pH devido à formação do ânion hidroxila ( $\text{OH}^-$ ). A maior neutralização do pH alcalino apresenta dependência do cátion  $\text{H}^+$  que pode também advir de processos paralelos que ocorrem juntamente com a fotossíntese ou mesmo da etapa escura da fotossíntese. Algumas espécies de microalgas têm um crescimento ótimo para uma determinada faixa de pH. A espécie *Micractinium* sp., por exemplo, apresenta crescimento ótimo na faixa de pH entre 9 e 10 (SKRUPSKI *et al.*, 2013).

Além disso, a produtividade de biomassa e o teor de lipídios também podem sofrer modificações devido a mudanças de pH. Cada espécie de microalga pode ser afetada de forma diferente com o aumento do pH, onde algumas podem ter incremento da produtividade outras não. Porém já foi reportado haver um aumento na produção de triacilgliceróis (lipídios), devido ao estresse provocado pelo incremento no pH (SKRUPSKI *et al.*, 2013).

Na bactéria *Streptococcus mutans*, por exemplo, verificou-se que o cultivo em pH ácido (~5), aumenta a proporção de ácidos graxos de cadeia longa, em relação ao cultivo em pH neutro (~7). Uma maior proporção da soma dos ácidos graxos C14:0 e C16:0 foi encontrada sob pH 7 (68%), todavia em pH 5 notou-se maior presença do C18:1 e C20:1 (48%). Uma vez que o encurtamento ou alongamento da cadeia dos ácidos graxos depende sobretudo da exposição a fatores adversos de cultivo.

#### 4.8.3 Razão nitrogênio fósforo

A Tabela 9 apresenta as principais reações bioquímicas responsáveis pela remoção de nutrientes na parceria das microalgas com as bactérias.

**Tabela 9** - Principais reações atuantes na remoção de nutrientes pelas microalgas com as bactérias

Microalgas	Tipo de reação
$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_4^+ + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{biomassa de microalgas} + \text{O}_2$	Fotossíntese
$\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + 7\text{OH}^-$	Redução do nitrato
Bactérias	
$\text{DQO} + \text{O}_2 + \text{nutrientes} \rightarrow \text{biomassa bacteriana} + \text{CO}_2$	Assimilação bacteriana
$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	Nitrificação
$8\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow 8\text{HCO}_3^- + 6\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2 + 4\text{N}_2$	Desnitrificação

DQO: demanda química de oxigênio;  $\text{NH}_4^+$ : íon amônio;  $\text{PO}_4^{3-}$ : íon ortofosfato;  $\text{H}_2\text{O}$ : água;  $\text{CO}_2$ : gás dióxido de carbono;  $\text{O}_2$ : gás oxigênio;  $\text{NO}_3^-$ : íon nitrato;  $\text{OH}^-$ : íon hidroxila;  $\text{H}^+$ : íon hidrogênio;  $\text{CH}_3\text{COOH}$ : ácido acético;  $\text{HCO}_3^-$ : íon bicarbonato;  $\text{N}_2$ : gás nitrogênio.

Fonte: Acién *et al.* (2016)

A razão mássica crítica entre a concentração total de nitrogênio e fósforo (N/P), abaixo das quais as cianobactérias fixadoras de  $N_2$  atingem a maior quantidade de biomassa apresentou valores entre 30 e 40, considerando dois lagos de profundidade de 7,1 e 2,8 m com variação de temperatura entre 0-20°C (março a novembro), respectivamente (NÖGES *et al.*, 2008). As cianobactérias e fixadoras de  $N_2$  mostraram valores máximos quando essa razão esteve abaixo de 20 para N/P e NS/PS (razão entre o nitrogênio e fósforo solúvel). Todos os valores encontrados neste estudo são mais elevados daqueles reportados na razão mássica de Redfield, a qual é de aproximadamente 7.

Estudos realizados no presente ano, em duas LATs de mesma altura (30 cm), com tempo de detenção hidráulico (TDH) = 8 d, operadas em paralelo (LAT30-1 e LAT30-2), e seguidas de duas lagoas de maturação (LM1 e LM2), em série, levaram a distintas razões N/P no efluente final de cada conjunto de lagoas (N/P = 12 e N/P=5), assim como a diferentes dominâncias do fitoplâncton (SUTHERLAND *et al.*, 2020a). Uma predominância de cianobactérias *Microcystis aeruginosa* foi observada no conjunto 1 das lagoas (LAT30+LM1+LM2), que apresentou razão N/P = 12. Ao contrário do conjunto 2, formado majoritariamente por clorofíceas *Desmodesmus apoliensis* com N/P = 5. Em ambos sistemas ocorreram a mesma remoção de nitrogênio inorgânico dissolvido, bem como igual concentração de SST, SSV (matéria orgânica) e clorofila-a. Porém, uma maior remoção de fósforo dissolvido foi verificada no conjunto 1 operando em paralelo e TDH de 8 dias.

Choi e Lee (2014) investigaram a variação da razão nitrogênio fósforo (N/P = 1 a 80) sobre a produtividade da biomassa da espécie *Chlorella vulgaris* em esgoto doméstico oriundo do tanque de sedimentação numa mistura com um meio *Jaworki's*. As concentrações de fósforo total (PT), ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ), nitrogênio total (NT) e nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) variaram de 5,07 a 15,58; 5,09 a 11,15; 33,53 a 49,24 e 24,80 a 43,45  $mg.L^{-1}$ , respectivamente. A razão média N/P do esgoto doméstico foi de 4,33.

Para a produtividade da biomassa em fotobioreator de bancada com lâmpada de LED, os resultados apontaram que a uma variação ótima da razão N/P foi de 11 a 19. Porém outro estudo reportou um modelo, no qual a variação ótima para a razão N/P situou-se entre 8,2 a 45, de acordo com as condições ecológicas existentes no meio. Para uma razão C/N/P de 50:8:1, verificou-se um satisfatório crescimento das microalgas (HALL *et al.*, 2005), ao passo

que o esgoto doméstico costuma apresentar uma razão C/N/P em torno de 20:8:1 (NIEUWERBURGH *et al.*, 2004).

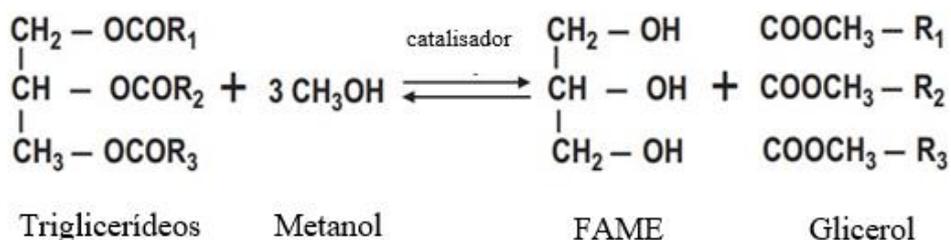
#### 4.9 VALORIZAÇÃO DA BIOMASSA DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

A biomassa microalgal obtida a partir do tratamento de esgoto nas lagoas de alta taxa (LATs) tem sido cada vez mais valorizada, configurando-se como produto de valor agregado dentro do mercado internacional. Demonstra-se tal potencial devido ao seu uso como ração animal, biofertilizante, biometano, bio-hidrogênio, bioplásticos, extração lipídica, produção de biodiesel, e ácidos graxos poli-insaturados, conhecidos por ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs) (ALCANTARA *et al.*, 2020; LEE *et al.*, 2020; BHATT *et al.*, 2022; VASSALE *et al.*, 2022). A fim de contemplar-se o escopo de investigação desta tese, estudar-se-á em mais detalhes nos itens a seguir apenas os lipídios, biodiesel e alguns PUFAs.

##### 4.9.1 Lipídios

Por definição, o termo lipídios costuma estar associado a gorduras e/ou triglicerídeos. São macromoléculas presentes na constituição da parede celular dos organismos fitoplanctônicos que podem ser separados por processos químicos, tais como extração líquido-líquido. Estas macromoléculas podem ainda ser enquadrados como matéria-prima para produção de biodiesel ou biocombustíveis.

As oleaginosas obtidas de áreas agricultáveis, são fontes de lipídios bastante difundidas e conhecidas no mundo todo. Porém, elas apresentam um rendimento em óleo menor do que as microalgas. Somado a este aspecto, cita-se ainda a menor disponibilidade de área requerida para o cultivo das microalgas. Para conversão de lipídios a biodiesel como FAMES (ésteres de ácidos graxos metílicos), realiza-se uma reação de transesterificação (CHISTI, 2007), a qual pode ser vista logo a seguir na **Figura 11**.

**Figura 11** – Reação de transesterificação do triacilglicerol para produção da mistura de FAMEs

Fonte: Knothe *et al.*, 2006

O óleo de palma, por exemplo, oleaginosa com um dos maiores rendimento em óleo (5950 L/ha), demanda uma área média de 45 Mha. Em contrapartida, há produções lipídica de microalgas 10 x maiores que demandam apenas 10% desta área (CHISTI, 2007; ALCANTARA *et al.*, 2020).

Na Tabela 10, verifica-se o percentual de lipídios encontrado em algumas espécies de microalgas. Além disso, a utilização de fontes renováveis reduz em média 60-90% do custo total da produção de óleo.

**Tabela 10** - Produções de biomassa e lipídios e teor de lipídios para algumas espécies de microalgas

Espécie	Produtividade (mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )		Teor (%)		Referência
	P <sub>B</sub>	P <sub>L</sub>	TL	FAME	
<i>Micractinium</i> sp.	-	-	40	-	Abou-Shanab <i>et al.</i> (2014)
<i>Cyclotella cryptica</i>	7,11	2,98	41,97	-	D'Ippolito <i>et al.</i> (2015)
<i>Melosira</i> sp.	9,11	1,88	20,6	-	D'Ippolito <i>et al.</i> (2015)
<i>Scenedesmus</i> sp.	-	-	-	6,6-10,46	Ambat <i>et al.</i> (2019)
<i>Micractinium inermum</i>	-	125,9-189,9	8,90-39,10	-	Park <i>et al.</i> (2015)
<i>Micractinium conductrix</i>	x	y	54,45-89,10	>60-80	Pikoli <i>et al.</i> 2019)
<i>Micractinium</i> sp.					Engin <i>et al.</i> (2018)

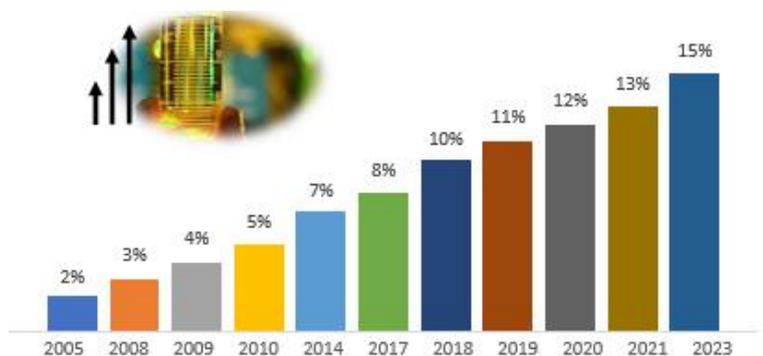
P<sub>B</sub>: produção de biomassa; P<sub>L</sub>: produção de lipídios; TL: teor de lipídios; FAME: éster de ácidos graxos metílicos; x : disponível concentração de biomassa; y: disponível concentração de lipídios.

Fonte: a autora, 2022

## 4.9.2 Biodiesel

O termo biodiesel pode ser referenciado como um *blend* (uma mistura) de ésteres metílicos, formado por vários ácidos graxos de cadeia longa (KNOTHE, 2006). No Brasil, a ANP (Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis BR) estabelece que haja uma adição do biodiesel ao diesel de maneira a diminuir o impacto provocado pelo enxofre presente no diesel, como também para mitigar o impacto ambiental causado pelo combustível não renovável. Na **Figura 12**, observa-se que desde 2005 vem ocorrendo um aumento na adição percentual do biodiesel ao diesel, de modo que em 2023 este acréscimo alcance 15%.

**Figura 12** - Evolução no percentual de biodiesel adicionado ao diesel



Fonte: POC Filtros (2021)

### 4.9.2.1 Rendimento em biodiesel

Soydemir *et al.* (2016) obtiveram um rendimento máximo em biodiesel de 82,1% utilizando efluente doméstico secundário como meio de cultivo para as microalgas. Eles empregaram cultura mista, formada por *Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp., *Chlorococcale* sp., sendo a primeira espécie majoritária. Entre os principais ácidos graxos encontrados destacam-se palmítico (C16:0), oleico, linoleico e linolênico, palmitoléico (C16:1 $\omega$ 7) e esteárico.

O efluente utilizado no estudo foi proveniente de um tratamento de reatores em bateladas sequenciais por lodo ativado. Entre as características deste efluente estão as concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, nitrogênio total e ortofosfato iguais a 0,24 ± 0,03, 15,0 ± 2,3, 17,0 ± 1,2 e 1,9 ± 1,4 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Eles justificaram que embora o rendimento em biodiesel tenha sido abaixo do valor recomendado pela norma EN14214/2008, este pode ser melhorado se forem utilizados métodos não convencionais de conversão do óleo a biodiesel, tais como

ultrassonicação e irradiação de micro-ondas. Esses valores podem melhorar em 25 e 34%, respectivamente.

Reportou-se na literatura que o processo de produção de biodiesel através da biomassa das LATs pode ser melhorado quando foi aplicada uma transesterificação extrativa assistida por micro-ondas (DRIRA *et al.*, 2016). Em contrapartida, discute-se que há possibilidade da transesterificação apresentar maiores rendimentos em biodiesel, desde que seja realizada apenas uma transesterificação direta, ao invés de uma extração seguida de uma transesterificação (D'OCA *et al.*, 2011). Destaca-se ainda a investigação de Craggs *et al.* (2013) em que a concentração de biomassa variou entre 100 a 400 g SST/m<sup>3</sup> e o rendimento máximo em biodiesel foi de 0,12 L/kg de microalga.

#### 4.9.2.2 Estimativa das propriedades físico-químicas

É possível avaliar as características físico-químicas do biodiesel a partir da composição de FAME. A sigla FAME tem origem no inglês e significa *Fatty Acid Methyl Ester*. No português, costuma-se intitulá-los de éster de ácidos graxos metilados. A Tabela 11 apresenta o perfil dos ésteres de ácidos graxos metílicos.

Geralmente, eles são segregados pelo número de insaturações que apresentam em sua fórmula estrutural. Caso não exibam nenhuma insaturação em sua cadeia de hidrocarbonetos, intitulam-se de SFAs (*saturated fatty acid*), traduzido como ácido graxo saturado. Quando este FAME exibe uma insaturação em sua cadeia de hidrocarbonetos, ele é intitulado de MUFA (*monounsaturated fatty acids*) ou ácido graxo monoinsaturado. Por fim, podem se chamar de PUFAs (*polyunsaturated fatty acids*) ou ácidos graxos poli-insaturados, assim categorizados pela presença de mais que uma insaturação.

Por exemplo, o percentual de PUFA no biodiesel não deve ultrapassar o limite de 12%, do contrário, algumas propriedades físico-químicas podem ser prejudicadas, entre elas a fluidez. Por outro lado, a razão entre ácidos graxos monoinsaturados (MUFAs) e a somados poli-insaturados (PUFAs) e os saturados (SFAs), ou seja, MUFA/(PUFA + SFA) é uma medida utilizada para avaliar a razoabilidade entre as propriedades de fluxo a frio e a estabilidade à oxidação (KNOTHE, 2009).

A Tabela 11 apresenta o perfil dos ésteres de ácidos graxos metílicos encontrados em algumas espécies de microalgas e cianobactérias.

**Tabela 11** - Perfil dos ésteres de ácidos graxos metílicos para algumas espécies de microalgas.

Ácido graxo (%)	<i>Nit.</i> <sup>1</sup>	<i>Cyc</i> <sup>2</sup>	<i>Chl</i> <sup>3</sup>	<i>Mic</i> <sup>4</sup>	<i>Mic</i> <sup>5</sup>	<i>Sc</i> <sup>6</sup>	<i>Mer</i> <sup>7</sup>
Caproico ou hexanoico (C6:0)	-	0	-	-	-	-	-
Caprilato ou octanoico (C8:0)	-	0	-	-	-	-	-
Caprato ou decanoico (C10:0)	-	0	-	-	-	-	-
Laurico (C12:0)	-	0	-	-	-	-	-
Mirístico (C14:0)	5,4	1,3-2,3	-	0-0,10	-	-	23,54
Miristoleico (C14:1)	0	0	-	-	-	-	-
Pentadecanoico (C15:0)	-	0-1,1	-	-	-	-	-
Palmítico (C16:0)	21,82	12,4-20,7	-	1,82-9,90	16,2-42,6	45	23,35
Palmitoleico (C16:1)	47,54	10,6-19,6	-	0,06-0,10	0,83-6,56	4	31,13
Hexadecadienoico (C16:2)	2,24	0	-	-	-	-	-
Hexadecatrienoico (C16:3)	2,4	0	-	-	-	-	-
Hexadecatetraenoico (C16:4)	-	-	-	-	-	-	-
Heptadecanoico (C17:0)	-	-	-	-	-	-	-
Estearico (C18:0)	0,9	0	-	0-0,70	0,88-4,38	8	-
Oleico (C18:1 $\omega$ 9)	7,12	1,1-3,9	-	0,28-11,28	5,5-23,1	7	2,11
cis-vacênico (C18:1 $\omega$ 7)	-	0	-	-	-	-	-
Linoleico (C18:2 $\omega$ 6)	0,31	0	-	0,93-7,84	34,1-49,98 11,5-26,94	10	-
$\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3)	0,25	1,2-1,8	-	1,75-2,70	6,7-19,8	9	-
$\gamma$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 6)	-	-	-	-	-	-	-
Estearidônico (C18:4 $\omega$ 3)	-	2,3-4,1	-	-	-	-	-
Araquídico (C20:0)	-	0	-	-	-	3	-
cis-11-eicosanoico (C20:1 $\omega$ 11)	-	0	-	-	-	4	-
Araquidonato (C20:1 $\omega$ 9) ARA	-	0	-	-	-	4	-
Eicosapentaenoico (C20:5 $\omega$ 3) EPA	10,43	9,7-13,5	-	-	-	-	-
Behênico ou docosanoico (C22:0)	-	0	-	-	-	4	-
Erúcido (C22:1 $\omega$ 9)	-	-	-	-	-	-	-
Docosahexanoico (C22:6 $\omega$ 3) (DHA)	0,22	1,3-1,8	-	-	-	4	-
Erucato (C23:0)	-	0	-	-	-	-	-
Lignocérico ou tetracosanoico (C24:0)	-	0	-	-	-	-	-
Nervônico (C24:1 $\omega$ 9)	-	0	-	-	-	2	-
Outros	-	-	-	3,73-7,18	-	-	-

*Nit*<sup>1</sup>: *Nitzschia* sp. (SU *et al.* 2013); *Cyc*<sup>2</sup>: *Cyclotella* sp. (PAHL *et al.*, 2009); *Mic*<sup>4</sup>: *Micractinium* sp. (PARK *et al.*, 2015); *Mic*<sup>5</sup>: *Micractinium* sp. (ENGIN *et al.*, 2018); *Sc*<sup>6</sup>: *S. obliquus* (GULDHE *et al.*, 2019); *Mer*<sup>7</sup>: *Merismopedia* sp. (PRIHANTINI *et al.*, 2018).

Comumente, a presença de um determinado FAME pode estar atrelada a uma espécie particular de fitoplâncton, bem como a condições ambientais do cultivo. Os ácidos graxos mais abundantes no óleo extraído da espécie *Cyclotella cryptica* foram ácido palmítico (C16:0), palmitoléico (C16:1 $\omega$ 7), estearidônico (C18:4- $\omega$ 3, SDA), eicosapentaenoico (C20:5 $\omega$ 3, EPA) e o docosahexaenoico (C22:6 $\omega$ 3, DHA) (PAHL *et al.*, 2009) (Tabela 11). Verifica-se o percentual de lipídios encontrado em algumas espécies de microalgas. Além disso, a utilização de fontes renováveis reduz em média 60-90% do custo total da produção de óleo.

Entre as características físico-químicas importantes na avaliação da qualidade do biodiesel podemos listar o grau de insaturação (GI), a massa específica (ME), o índice de saponificação (IS), o número de cetano (NC), o índice de iodo (II), maior valor de aquecimento (MVA), o ponto de fulgor, a estabilidade oxidativa e o ponto de entupimento a frio (GOPINATH *et al.*, 2006; HOEKMAN *et al.*, 2012; ASLAM *et al.*, 2018; PIKOLI *et al.*, 2019). O percentual de cada ácido graxo no óleo pode determinar o potencial deste em produzir um biodiesel dentro da especificação das normas (KNOTHE, 2005; BRASIL, 2014, 2015).

#### 4.9.3 Ácidos graxos poli-insaturados

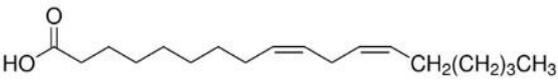
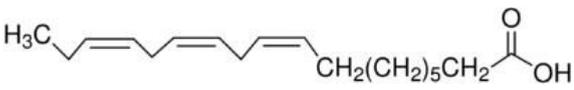
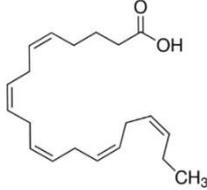
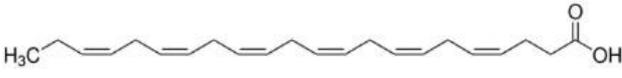
Uma crescente atenção tem sido evidenciada no referente à produção dos ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs), uma vez que apresentam valor de mercado. Especialmente, há alguns com ômega 3 e 6 em sua constituição, os quais podem mostrar propriedades farmacêuticas ou com elevado valor nutricional, tais como os ácidos: linoléico (AL ou C18:2 cis n6 trans e cis), linolênico (ALA ou C18:3 n3), eicosapentaenoico (EPA ou C20:5 n3) e o cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (DHA ou C22:6 n3) (MEER *et al.*, 2017) (Tabela 12).

A comercialização destes ácidos tem sido crescente, embora os preços ainda sejam elevados, por exemplo, 1 g dos ácidos linoléico e linolênico custa em média R\$ 648,00 e R\$ 1.586,00. Por outro lado, pagar-se-á por uma menor quantidade (100 mg) um valor ainda mais superior no caso dos ácidos DHA e EPA, cujos valores médios são R\$ 2.548,00 e R\$ 11.137,00, respectivamente (MERCK, 2022).

Uma das grandes demandas por estes ácidos costuma ser piscicultura, uma vez que a cor dos peixes, como o salmão tem sido atrelada a riqueza destes ácidos presente na ração ou nas microalgas consumida na alimentação dos peixes. Considerando a produção comercial destes

ácidos, sabe-se que a maioria das indústrias tem extraído estes ácidos a partir de peixes como salmão e sardinha (PARK *et al.* 2018). Porém a extração do ômega 3 a partir de peixes tem a desvantagem de apresentar metais pesados em sua composição. Devido a isso tem sido crescente o interesse na extração destes ácidos a partir de microalgas.

**Tabela 12** - Relação de alguns ácidos graxos poli-insaturados com valorização no mercado internacional

PUFA	Símbolo	Preço (R\$)	Fórmula estrutural
Ácido linoléico	AL	<u>648,00</u>	
Ácido linolênico	ALA	<u>1586,00</u>	
Ácido cis-5,8,11,14,17-eicosapentaenoico	EPA	2548,00 /(100 mg)	
cis-4,7,10,13,16,19-docosahexaenoico	DHA	<u>11 137,00</u>	

PUFA: ácidos graxos poli-insaturado

Fonte: a autora, 2022

Por outro lado, no biodiesel, quando os PUFAs estão em excesso (>12%) podem ocasionar problemas no desempenho do combustível. Mitigar a presença dos PUFAs na constituição percentual dos FAMES parece ser uma atitude sensata, a fim de garantir melhoria em algumas das propriedades apresentadas pelo biocombustível.

#### 4.10 Nitrificação e desnitrificação

A assimilação biológica é geralmente afetada pela temperatura, carga orgânica, tempo de residência e características das águas residuais. A distribuição do fitoplâncton depende do estado fisiológico das células, das cotas intracelulares, da razão biosuperfície / biovolume e da relação N / P. É geralmente aceito que o valor dessa última razão esteja em um ambiente equilibrado em torno de 15 (razão Redfield). Na presença de formas inorgânicas de nitrogênio,

a assimilação depende da afinidade ( $K_s$ ) das microalgas a essas formas. De fato, o  $\text{NH}_4^+$  é preferencialmente assimilado em relação aos nitratos; alguns autores, no entanto (ROBERT & MAESTRINI, 1986) relatam que também há assimilação de  $\text{NO}_3^-$ , todavia a uma taxa baixa. Isso é explicado por uma inibição da nitrato-redutase em presença de  $\text{NH}_4^+$ . A amônia e os nitritos em altas concentrações podem ser tóxicos para as microalgas, pois afetam sua atividade fotossintética.

## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão abordados todos os aspectos e as etapas envolvidas no desenvolvimento desta investigação científica. Brevemente, no apêndice A, apresentar-se-ão às obras realizadas para execução do projeto civil, elétrico, mecânico e hidráulico. Em seguida, serão descritos o procedimento experimental utilizado neste doutoramento.

A presente pesquisa foi realizada na área experimental destinada ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), na Estação de Tratamento de Esgotos da Mangueira (ETE-Mangueira). A ETE está localizada no bairro da Mangueira, em Recife (Pernambuco). O tratamento de esgoto da ETE é constituído por uma etapa preliminar composta por grades, seguida de uma caixa de areia. Na próxima etapa, há um conjunto de oito células do reator UASB cujo tempo de detenção hidráulico (TDH) é de 8 h. Uma lagoa de polimento integra o tratamento posterior ao reator UASB. O efluente tratado na ETE é descartado no Rio Tejipió.

### 5.1 Lagoas de alta taxa

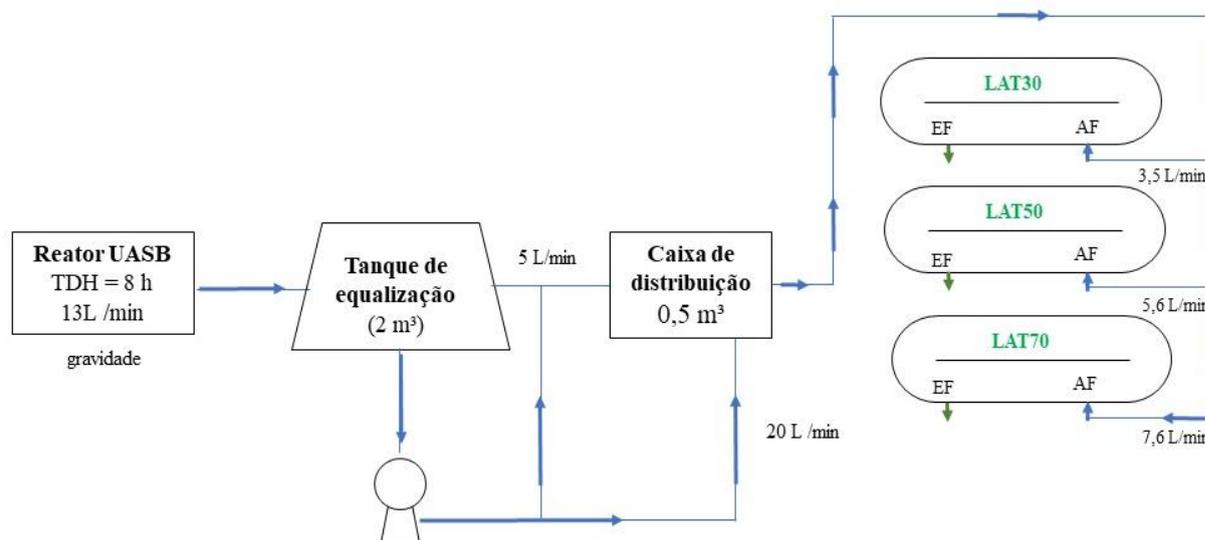
O tratamento proposto nesta tese consiste na introdução de três lagoas de alta taxa (LATs) após o reator UASB, apresentado no parágrafo anterior. Estas LATs foram ajustadas para alturas de lâmina d'água de 30, 50 e 70 cm para tanques com profundidades totais de 50, 70 e 90 cm, respectivamente. Denominou-se as LATs citadas de LAT30, LAT50 e LAT70. O afluente das LATs foi o efluente do reator UASB, o qual foi direcionado por gravidade ao tanque de equalização. Posteriormente, uma bomba peristáltica direcionou o afluente para a caixa de distribuição. Um diagrama esquemático global do tratamento das LATs, bem como o fluxo do esgoto ao longo dos tanques pode ser visualizado na Figura 13.

### 5.2 Fluxograma experimental

Dois experimentos foram configurados nas lagoas de alta taxa (LATs), os quais foram iniciados sem inoculação de espécies de microalgas e/ou cianobactérias (Figura 13). Primeiramente, no período de 10 a 23 de abril de 2019, as LATs foram operadas simultaneamente no modo batelada, cuja operação foi encerrada quando a concentração de SST caiu e o nitrogênio amoniacal foi consumido. Essa medida foi realizada baseado na investigação de Arbib *et al.*

(2017a), que encerraram a operação batelada quando alcançaram a fase estacionária.

**Figura 13** - Representação esquemática das lagoas de alta taxa de diferentes alturas de lâmina d'água tratando esgoto doméstico



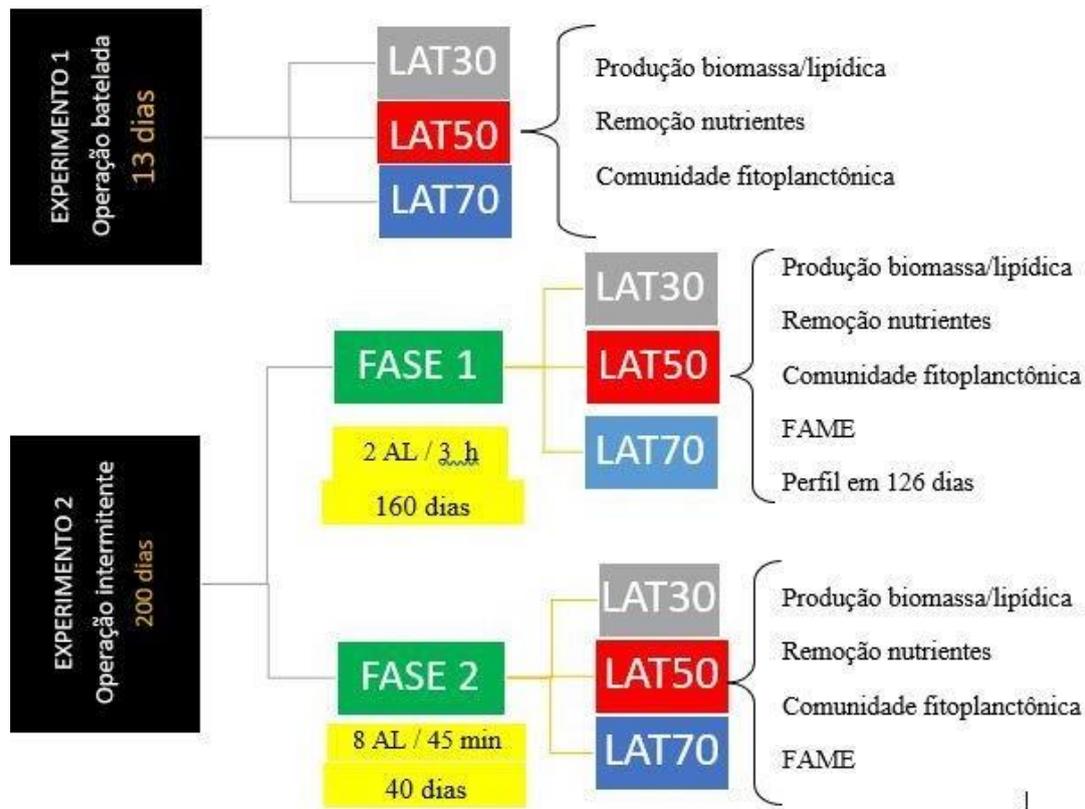
AF e EF: afluente e efluente das LATs; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa com 30, 50 e 70 cm de altura de lâmina d'água

Fonte: a autora, 2022

Após este período, operou-se o experimento 2, sob duas estratégias de bombeamento para a alimentação do afluente, de modo a atender o TDH de 2 dias. Computou-se as seguintes vazões de cada lagoa (LAT30, LAT50 e LAT70) de acordo com o TDH e seus respectivos volumes úteis (1,2; 2 e 2,8  $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ). Estas estratégias de bombeamento foram denominadas de duas fases diferentes: Fase 1, formada por duas (2) alimentações intermitentes, sendo ambas com duração de 3 h (de 9 às 12 h e de 16 às 19 h). O período de alimentação para a Fase 1 foi de 160 dias (de 03/05 a 10/10/2019).

Finalmente, na Fase 2, a vazão foi melhor distribuída, aumentando-se o número de alimentações para oito (8), ao invés de duas (2), bem como diminuindo a duração de cada alimentação para 45 min, ao invés de 3 h. Estas estratégias de bombeamento foram escolhidas e necessárias devido às dificuldades iniciais encontradas no ajuste e no controle da vazão do afluente. Provavelmente, estes desafios ocorreram devido ao arraste de sólidos do efluente UASB, que ocasionou o entupimento das tubulações do afluente. A Figura 14 apresenta o fluxograma experimental das etapas desenvolvidas no presente estudo.

**Figura 14** - Fluxograma experimental das etapas desenvolvidas nesta tese para o tratamento terciário



Legenda: 2AL e 8AL: 2 e 8 alimentações intermitentes; LAT3.0, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa com 30, 50 e 70 cm de altura de lâmina d'água; FAME: éster de ácidos graxos metílico. Fonte: a autora, 2022.

Na Fase 2, iniciou-se a alimentação de 6 h da manhã com duração de 45 min. Realizou-se intervalos de 1 h 30 min entre o final de uma alimentação e o início de outra. Operou-se a fase 2 entre o 160º até o 200º dia. Estas estratégias de bombeamento do aflente foram elegidas, baseado nos estudos de Sutherland *et al.* (2014a), que utilizaram como aflente das LATs, esgoto doméstico primário decantado, alimentando-as a cada 4 h durante 24 h (6 alimentações intermitentes).

### 5.3 Monitoramento das lagoas de alta taxa

Executou-se o monitoramento das LATs quanto à remoção de nutrientes, à produtividade da biomassa e à diversidade fitoplanctônica para ambas operações (experimentos 1 e 2). Porém, somente no experimento 2 (operação intermitente) determinou-se à produtividade de FAME, estimativa da caracterização do biodiesel e identificação de zooplâncton.

### 5.3.1 Experimento 1 (operação batelada)

A partida na operação batelada das lagoas ocorreu sem adição de inóculo de microalgas e cianobactérias e sem introdução de  $\text{CO}_2$ . Programou-se a agitação das LATs para o horário de 6 h da manhã às 6 h da noite. Para experimento 1, monitorou-se as LATs entre 10 a 23 de abril de 2019. Em relação às determinações analíticas foram executadas medições com 0, 2, 5, 7, 9 e 13 dias.

#### 5.3.1.1 Variáveis ambientais

No afluente (AF) e efluentes (EF) das três lagoas, mediu-se *in loco* a temperatura, o pH, oxigênio dissolvido (OD) e a condutividade na superfície da lâmina d'água. Para mensurar estes parâmetros de campo, utilizou-se sondas específicas conectadas ao multiparâmetro Hach HQ40D. Além disso, utilizou-se um fotoradiômetro de modo a quantificar a radiação fotossinteticamente ativa (RFA). A frequência de cada medição foi discriminada na Tabela 13.

#### 5.3.1.2 Parâmetros físico-químicos

Acompanhou-se o consumo da matéria orgânica (DQO) e de alguns nutrientes, tais como: nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio Kjeldahl (NTK) e nitrogênio nas formas oxidadas de nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ). Para o NTK foram realizadas medições do afluente (bruto e filtrado) e do efluente filtrado. Além disso, mensurou-se os teores de nitrito, nitrato e ortofosfato mediante um cromatógrafo de íons (ICS 2100 Dionex), dotado de amostrador automático (AS-DV). As demais determinações citadas anteriormente, realizou-se através do *Standard Methods* (APHA, 2012). Na Tabela 13, dispõe-se dos métodos analíticos utilizados em cada determinação.

**Tabela 13** - Metodologias das análises realizadas na presente pesquisa

Parâmetro	Metodologia	Referência	Frequência
Vazão (volume x tempo)	Medição direta	-	2 x / semana
Temperatura	Potenciométrico	APHA (2012)	2 x / semana
pH	Potenciométrico	APHA (2012)	2 x / semana
RFA	Radiômetro	Couto <i>et al.</i> (2015)	2x / semana
Oxigênio dissolvido	Eletrométrico	APHA (2012)	2x / semana
DQO bruta e solúvel (1,2 µm)	Espectrofotométrico	APHA (2012)	1x / semana
Alcalinidade total e parcial	Potenciométrico	APHA (2012)	1x / semana
Série de sólidos	Gravimétrico	APHA (2012)	1x / semana
NTK	Macro-Kjedhal	APHA (2012)	1x / semana
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Titulométrico	APHA (2012)	1x / semana
Ortofosfato, nitrato e nitrito	Cromatografia de íons	Morais (2015)	1x / semana
Fósforo total	Espectrofotométrico	APHA (2012)	1x / semana
Clorofila - a	Espectrofotométrico	APHA (2012)	1x / semana
Lipídios	Extração líquido-líquido	Bligh e Dyer (1959)	F1 (15) e F2 (5)
FAME	Cromatografia gasosa	Indarti <i>et al.</i> (2005)	F1 (11) e F2 (4)
Microscopia	Identificação e contagem das microalgas	Bicudo e Menezes (2000)	F1(7) e F2 (5)
Eficiência de flocculação	Espectrofotométrico	Leong <i>et al.</i> (2018)	F1 (5) e F2(5)

F1: fase 1; F2: fase 2; RFA: radiação fotossinteticamente ativa; (entre parênteses): número de determinações realizadas; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total *Kjeldahl*; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrito; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrato; FAME: éster de ácido graxo metílico

Fonte: a autora, 2022

Computou-se a remoção de carbono, nitrogênio e fósforo com a mudança de profundidade das LATs. Além disso, observou-se a produção de sólidos suspensos totais (SST) e clorofila-a (*chl-a*). O modo batelada foi finalizado quando a concentração de SST caiu e o nitrogênio amoniacal foi consumido. Calculou-se as produtividades de biomassa (mg.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) em termos de SST e clorofila-a. Após cinco e treze dias de experimento, identificou-se a composição fitoplanctônica, através de microscópio óptico e de uma câmara de Neubauer. A radiação fotossinteticamente ativa (RFA) atingiu um valor médio de 800 µmol.m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup> nas três lagoas, quando medida de 9 às 10 h (Craggs *et al.*, 2012). Uma análise estatística de ANOVA (95%) foi aplicada para avaliar se havia diferença estatística entre as três lagoas em termos da remoção de cada nutriente (carbono, nitrogênio e fósforo).

### 5.3.2 Experimento 2 (operação intermitente)

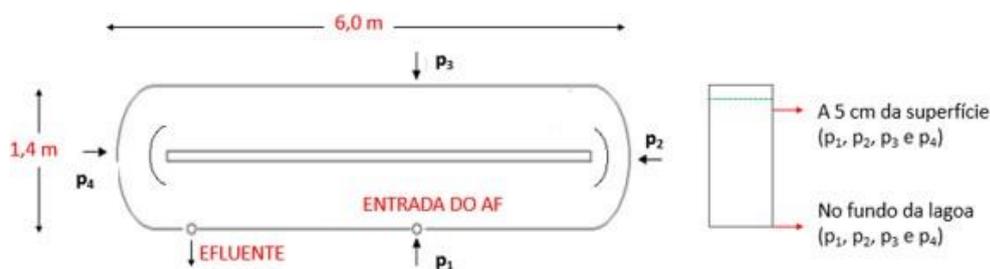
Para ambas as fases do segundo experimento, monitorou-se a remoção de matéria orgânica e nutrientes (Tabela 13). Além disso, mensurou-se na fase 1 e 2 a eficiência de floculação ou eficiência de colheita da biomassa. Avaliou-se esta eficiência com cinco coletas para cada fase, as quais ocorreram nos dias 104, 111, 115, 119 e 153 para a F1. No caso da F2, as coletas ocorreram nos dias 168, 174, 183, 193 e 200. Também foram determinados a produtividade da biomassa em termos de  $\text{g SST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e em relação à clorofila-a.

### 5.3.3 Perfil nictimeral

A temperatura, o pH e o OD foram mensurados a 5 cm da superfície e no fundo de cada uma das lagoas. A RFA também foi mensurada a 5 cm da superfície e no fundo de cada uma das lagoas, mas em quatro pontos ( $p_1$ ,  $p_2$ ,  $p_3$  e  $p_4$ ) ao longo da LAT (Figura 15).

**Figura 15** - Localização dos pontos para a medição da radiação fotossinteticamente ativa

Fonte: a autora, 2022



Efetuuou-se o perfil em termos dos nutrientes (N, P e C) dissolvidos, da clorofila a, dos SST, da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), do oxigênio dissolvido (OD), da temperatura (T), do pH e da alcalinidade total (ALCT) e parcial (ALCP). O nitrogênio foi quantificado em relação ao  $\text{N-NH}_4^+$ , NTK ( $\text{N-NH}_4^+$  e N-orgânico) e dos íons ( $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ). Os métodos analíticos foram dispostos anteriormente na Tabela de metodologia das análises.

Na Fase 1, realizou-se um perfil nictimeral do efluente das lagoas após 126 dias de operação. Este período foi elegido, uma vez que a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente se manteve estável (comportamento mais estacionário). Nenhum perfil nictimeral foi elaborado

durante a Fase 2, uma vez que a maioria das LATs já estavam em processo de nitrificação, além de maior estabilidade para remoção de nitrogênio e fósforo.

As coletas foram realizadas a cada 2 h, sendo a primeira coleta às 5 h da manhã e a última às 19 h. Com exceção da clorofila-a, as mesmas coletas e análises realizadas como efluente das LATs foram realizadas com o afluente (efluente do reator UASB). Computou-se a eficiência da floculação partir dos cálculos mostrados por *Leong et al.* (2018). Laborou-se ainda um perfil nictimeral para o teor de lipídios totais (TL), produtividade de biomassa ( $P_B$ ) e lipídios ( $P_L$ ), além do teor de FAME, com o mesmo intervalo das análises físico-químicas.

#### 5.4 Cálculos realizados

As equações matemáticas aqui descritas foram realizadas durante algumas das etapas experimentais e serão descritas em cada tópico a seguir.

##### 5.4.1 Carga mássica

Determinou-se a carga mássica média em relação à DQO total (Carga  $DQO_T$ ) do afluente e as vazões de cada lagoa de alta taxa durante ambas as fases da operação intermitente (experimento 2) e para o perfil nictimeral pela Equação (1). A carga de nitrogênio foi computada pela Equação (2), na qual se empregou a concentração total de nitrogênio, intitulada de Carga NT.

$$\text{Carga } DQO_T \text{ (g } DQO \cdot d^{-1}) = (\text{Vazão da LAT}) \times (\text{concentração } DQO \text{ total}) \quad (\text{Equação 1})$$

$$\text{Carga NT (g NT} \cdot d^{-1}) = (\text{Vazão da LAT}) \times (\text{concentração nitrogênio total}) \quad (\text{Equação 2})$$

##### 5.4.2 Carga orgânica volumétrica e superficial

Na Equação (3), computou-se a carga orgânica volumétrica (COV) em relação à carga de  $DQO_T$  do afluente e os respectivos volumes das lagoas:

$$COV \text{ (g} \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}) = (\text{Carga } DQO_T, \text{ g} DQO \cdot d^{-1}) / (\text{Volume, } m^3) \quad (\text{Equação 3})$$

Ao passo que na Equação (4), determinou-se a carga nitrogenada volumétrica (CNV) em relação à carga de NT do afluente e os respectivos volumes das lagoas:

$$\text{CNV (g.m}^{-3}\text{.d}^{-1}) = (\text{Carga NT, g NT.d}^{-1}) / (\text{Volume, m}^3) \quad (\text{Equação 4})$$

Também foi possível determinar a carga superficial aplicada ou a taxa de aplicação superficial (TAS) em termos da carga de DQO<sub>T</sub> e da área da lagoa, em se aplica a Equação (5) respectivamente:

$$\text{TAS (kg.ha}^{-1}\text{.d}^{-1}) = (\text{Carga DQO}_T, \text{kg.d}^{-1}) / (\text{área, ha}) \quad (\text{Equação 5})$$

### 5.4.3 Concentração de amônia livre

Determinou-se a concentração de amônia livre ([NH<sub>3</sub> livre]) a partir das Equações (6) e (7) de Emerson *et al.* (1975):

$$[\text{NH}_3 \text{ livre}] = \frac{17}{14} \frac{[N - \text{NH}_4^+] \times 10^{\text{pH}}}{\frac{K_a}{K_w} + \text{pH}} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

$$K_a = e^{6344(273+T)}$$

$K_w$

Estas equações foram aplicadas no experimento 1 e 2, bem como para avaliar a formação de amônia livre durante o perfil nictimeral.

### 5.4.4 Produtividade de biomassa

Avaliou-se a produtividade de biomassa (P<sub>B</sub>) para os experimentos 1 e 2, dos quais o segundo experimento esta foi avaliada por fase. Além disso, determinou-se P<sub>B</sub> durante o perfil nictimeral realizado com 126 dias na fase 1. Computou-se a P<sub>B</sub> através da Equação (8) dada em termos de g SST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (PARK *et al.*, 2013a).

$$P_B \text{ (g SST.m}^{-2}\text{.d}^{-1}) = \frac{(\text{concentração de biomassa mg SST.L}^{-1}) \times (\text{vazão, m}^3\text{.d}^{-1})}{\text{Área superficial, m}^2} \quad (\text{Equação 8})$$

### 5.4.5 Teor de lipídios

Previamente, pesou-se cerca de 0,5 g da biomassa liofilizada. O processo de liofilização causa o congelamento da amostra, para posteriormente haver a remoção da umidade. Transferiu-se o sólido sem umidade para um aparato experimental do *Soxhlet*. Empregou-se mistura de solventes extratores composta por clorofórmio e metanol (2:1), de modo a totalizar volume de 150 mL. Durante 8 h contínuas, os solventes extratores removeram o óleo intracelular das microalgas e cianobactérias (SOXHLET, 1879; BLIGH e DYER, 1959).

Previamente, pesou-se um frasco transparente com tampa rosqueável. Em seguida, retirou-se cerca de 10 mL do extrato final para este frasco. Evaporou-se toda mistura em banho maria a 60°C e o óleo remanescente foi pesado após diminuição da temperatura do frasco. Encontrou-se o teor de lipídios totais ou óleo total (TL), mediante a Equação (9) cujo resultado é dado em percentagem:

$$TL (\%) = (\text{massa de lipídios/massa de microalga}) * 100 \quad (\text{Equação 9})$$

Na operação batelada da LAT30, mediu-se o teor de lipídios (TL) para o 5° e 7° dia de experimento. Na LAT50, também foram realizadas medições nestes dias, com a diferença que ainda foi determinado no 13° dia. Não foi possível realizar a análise do TL para LAT70, porque todas as amostras foram perdidas (Tabela 14).

**Tabela 14** - Teor e produtividade de lipídios totais durante a operação batelada (experimento 01)

Tempo de operação (dias)	LAT30	LAT50	LAT70
5	sim	sim	*
7	sim	sim	*
9	-	-	-
13	*	sim	*
Nº de coletas de lipídios aproveitadas	2	3	nenhuma

\*amostra perdida; LAT30: lagoa de alta taxa de 30 cm de profundidade; LAT50: lagoa de alta taxa de 50 cm de profundidade e LAT70: lagoa de alta taxa de 70 cm de profundidade

Fonte: a autora, 2022

Em relação ao teor de lipídios totais, apenas no 43° dia de operação este foi mensurado pela primeira vez. Na LAT70, as amostras dos dias 64 e 85 foram perdidas durante a Fase 1. Nesse caso, apenas na lagoa mais funda a análise de lipídios foi composta por 13 determinações analíticas, ao invés de 15 (Tabela 15).

**Tabela 15** – Coletas realizadas para determinação do teor de lipídios durante a operação intermitente

Fase	n° de coletas	Tempo (dias)
Fase 1	15*	43, 53, 60, 64, 71, 76, 85, 91,97, 104, 111, 115, 119, 126, 153
Fase 2	5	168, 174, 182, 193, 200

\*15 coletas (LAT30 e LAT50) e 13 coletas (LAT70)

Fonte: a autora, 2022

#### 5.4.6 Produtividade de lipídios

A partir do resultado do teor de lipídios (%) e suas respectivas produtividades de biomassa ( $P_B$ ), calculou-se a produtividade de lipídios ( $P_L$ ), mediante a (Equação 2) (MEHRABADI *et al.*, 2016). Nenhuma análise de FAME (*fatty acid methyl ester* ou ésteres de ácidos graxos metílicos) foi executada para o experimento batelada.

$$P_L \text{ (g.m}^{-2}\text{.d}^{-1}\text{)} = P_B \text{ (g SST.m}^{-2}\text{.d}^{-1}\text{)} \times TL \text{ (\%)} \quad \text{(Equação 10)}$$

#### 5.4.7 Produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos

Um cromatógrafo à gás com detector de ionização de chama foi programado para as condições do equipamento (Tabela 16) (INDARTI *et al.*, 2014)

**Tabela 16** - Condições do cromatógrafo à gás para determinação dos FAMES.

Parâmetros	Unidade	Valor
Temperatura do detector por ionização de chama	°C	300
Temperatura do injetor	°C	250
Volume de injeção da amostra	µL	1
Fluxo do gás de arraste	mL.min <sup>-1</sup>	1
Modo de injeção	split	10:1
Gás de arraste	-	Hidrogênio
Rampa de aquecimento do forno da coluna		
Taxa de aquecimento (°C.min <sup>-1</sup> )	T (°C)	Tempo (min)
-	60	5
10	200	0
5	240	15

Fonte: Baseado em Barbosa (2019)

O óleo obtido após extração líquido-líquido (item 5.4.5) foi empregado numa reação de esterificação, na qual foi adicionado no frasco com tampa rosqueável 2 mL da solução de ácido sulfúrico a 10% de metanol e 2 mL de clorofórmio. Agitou-se, depois, aqueceu-se em bloco digestor a 90°C durante 30 min. Assim que o conteúdo do frasco foi resfriado a temperatura ambiente, adicionou-se 1 mL de água ultrapura. No agitador vórtex, homogeneizou-se e colocou-se na centrífuga (2500 rpm por 3 min). Mediante repouso de alguns minutos, aguardou-se a separação das fases para injeção de 1 µL em um cromatógrafo à gás (detector de ionização de chama), programado para as condições Tabela 16.

Nas Fases 1 e 2, mensurou-se o teor de FAME (%),  $m_{\text{FAME}}/m_{\text{microalga}}$ , conforme é apresentado na Tabela 17. Para as LATs mais rasas, esta determinação analítica foi executada 11 vezes, ao longo da Fase 1 e, quatro vezes, durante a Fase 2. Essa regra é exceção para a LAT70, em que as amostras dos dias 64 e 85 foram perdidas durante a Fase 1. Nesse caso, apenas na lagoa mais funda a análise de lipídios foi composta por 9 determinações analíticas, ao invés de 11 (Tabela 17).

**Tabela 17** – Coletas realizadas para determinação dos ésteres dos ácidos graxos metílicos durante operação intermitente

Fase	n° de coletas	Tempo (dias)
Fase 1	11*	43, 53, 60, 64, 71, 85, 104, 115, 119, 126, 153
Fase 2	4	168, 174, 193, 200

\*11 coletas (LAT30 e LAT50) e 9 coletas (LAT70)  
Fonte: a autora, 2022

Com a Equação (11) é determinado a produtividade de biodiesel também conhecido como produtividade de FAME:

$$P_{\text{FAME}} (\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) = P_{\text{L}} (\text{g SST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) \times \text{FAME} (\%) \quad (\text{Equação 11})$$

Adquiriu-se um mix dos padrões analíticos de FAME da *Merck-Sigma-Aldrich*, no qual consta um total de 21 FAMES para quantificar por cromatografia gasosa (Tabela 18).

**Tabela 18** - Identificação e nomenclatura dos FAMEs presentes no padrão da Merck.

Nº	Nome IUPAC (oficial)	Nome usual	Fórmula
1	Hexanoato de metila	Caproato	C6:0
2	Octanoato de metila	Caprilato	C8:0
3	Decanoato de metila	Caprato	C10:0
4	Dodecanoato de metila	Laurato	C12:0
5	Tetradecanoato de metila	Miristato	C14:0
6	(Z)-tetradec-9-enoato de metila	Miristoleato	C14:1
7	Hexadecanoato de metila	Palmitato	C16:0
8	(Z)-hexadec-9-enoato de metila	Palmitoleato	C16:1
9	Octadecanoato de metila	Estereato	C18:1
10	(Z)-octadec-9-enoato de metila	Oleato	C18:1n9c
11	(Z)-octadec-11-enoato de metila	<i>cis</i> -vacenato	C18:1n7c
12	(9Z,12Z)-octadeca-9,12-dienoato de metila	Linoleato	C18:2n6c
13	(9Z,12Z,15Z)-octadeca-9,12,15 -trienoato de metila	Linolenato	C18:3n6
14	Icosanoato de metila	Araquidato	C20:0
15	(Z)-icos-11-enoato de metila	<i>cis</i> -11-eicosenoato	C20:1n9
16	(5Z,8Z,11Z,14Z)-icosa-5,8,11,14-tetraenoato de metila	Araquidonato	C20:4 n6
17	Docosonoato de metila	Behenato	C22:0
18	(Z)-docos-13-enoato de metila	Erucato	C22:1n9
19	Tetradecosonoato de metila	Lignocerato	C24:0
20	(Z)-tetracos-15-enoato de metila	Nervonato	C24:1n9
21	(4Z,7Z,10Z,13Z,16Z,19Z)-docosa-4,7,10,13,16,19-Hexaenoato de metila	Todos <i>cis</i> -4,7,10,13,16,19-docosahexaenoato	C22:6n3

Fonte: Barbosa (2019)

#### 5.4.8 Rendimento em produtos de valor agregado

O rendimento em produtos de valor agregado foi determinado separadamente, em termos dos compostos de ômega 3 e 6: ácido linoléico (C18:2 $\omega$ 6),  $\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3) e *cis*-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (C22:6 $\omega$ 3 ou DHA). A Equação (11) foi utilizada para determinar o percentual de cada um em termos percentual presente no óleo e na biomassa:

$$C18:2\omega6^a (\%) = (\text{Massa } C18:2 \omega6)^a / \text{Massa total de FAME} \quad (\text{Equação 11})$$

<sup>a</sup>:pode ser qualquer composto de valor agregado citado anteriormente

#### 5.4.9 Índice de floculação

Homogeneizou-se a amostra do efluente das LATs e mediu-se a densidade óptica em espectrofotômetro a 650 nm. Aguardou-se 20 min de repouso da amostra, para novamente, medir a densidade óptica no mesmo comprimento de onda. O índice de floculação ou eficiência de floculação foi determinada a partir da equação (12):

$$\text{Eficiência de floculação (\%)} = \left(1 - \left(\frac{\text{Leitura da amostra a 650 nm após 20 min}}{\text{Leitura inicial da amostra a 650 nm}}\right)\right) * 100 \quad (\text{Equação 12})$$

#### 5.4.10 Coeficiente de atenuação vertical

Especificamente para o perfil nictimeral determinou-se este coeficiente de atenuação vertical ( $K_{ds}$ ), baseado em Sutherland *et al.* (2014a), de acordo com Equação (13):

$$K_{ds} = \frac{1,7}{Z_{ds}} \quad (\text{Equação 13})$$

Onde:  $Z_{ds}$  é a medida da transparência da coluna d'água, obtida com o disco de Secchi, onde se avaliou a profundidade da zona fótica.

#### 5.5 Teste estatísticos e análise de correlação

Empregando-se o *Statistica 12* (2014), aplicou-se a análise de variância (ANOVA) com 95% de confiança, além do teste de Tukey quando necessário. Efetuou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados de nitrogênio amoniacal e do nitrogênio total ao longo do trecho de 104 a 153 dias (fase 1). Avaliou-se a ocorrência de diferenças estatisticamente significativas entre LATs de diferentes alturas, numa mesma fase, para remoção de nutrientes, as produtividades de biomassa e lipídios, bem como o teor de lipídios e FAME. Além disso, verificou-se se a mudança de fase ocasionou diferenças estatísticas.

Utilizou-se o teste de Tukey com 95% de confiança. Uma vez que este teste avalia a diferença entre as LATs. A correlação de Pearson foi utilizada para investigar a influência entre os dados físico-químicos e de produtividade. Para o perfil nictimeral, realizou-se uma análise de correlação com os dados referente ao período coletado (de 5 às 19 h), a fim de verificar quais parâmetros apresentavam maior influência sobre a remoção de nutrientes e as produtividades de biomassa, clorofila e lipídios. Também foi empregado a análise de variância para verificar a significância estatística entre as LATs.

## 5.6 Comunidade fitoplanctônica

Identificou-se a comunidade fitoplanctônica das LATs para os experimentos 1 e 2 (ambas as fases), através de microscópio óptico e uma câmara de Neubauer. Cerca de 50 mL da amostra de licor misto foram preservadas com uma gota da solução de formol a 40%. Avaliou-se o fitoplâncton para os tempos de operação apresentados na Tabela 19, através de literatura (BICUDO e MENEZES, 2006; HUYNH e SEREDIK, 2006).

**Tabela 19** - Coletas para avaliar a comunidade fitoplanctônica das LATs de diferentes profundidades durante a operação intermitente

Fase	Tempo de operação (dias)						
Fase 1	4	17	47	85	115	119	139
Fase 2	168	182	193	195	200		
Coletas	7 coletas (Fase 1*) e 5 coletas (Fase 2)						

\*Na LAT70 foi perdida a amostra do dia 85, porque a metade da biomassa foi perdida  
Fonte: a autora, 2022

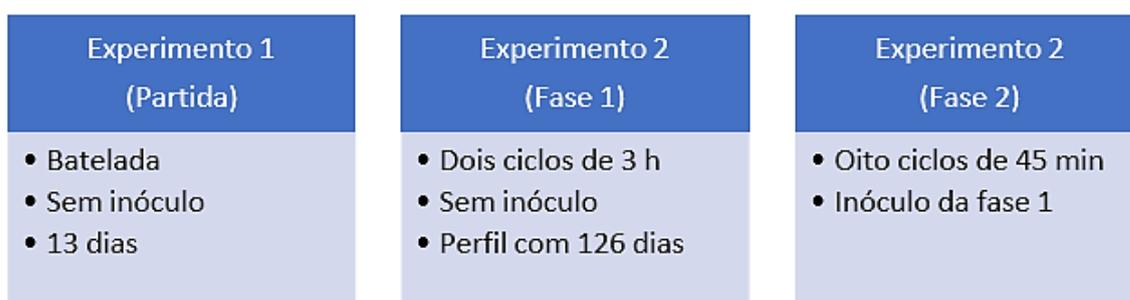
## 5.7 Identificação de predadores

Coletou-se em um frasco opaco as amostras do licor misto das LATs, em uma solução de formol a 4%, a fim de preservar as características dos zooplâncton antes de proceder a análise. Para o experimento 1 (batelada), identificou-se predadores com 5, 7, 9 e 13 dias, em que foi utilizado o guia de identificação de rotíferos, cladoceros e copépodos (SHIEL, 1995)

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão descritos e discutidos os resultados obtidos na presente investigação científica. Inicialmente, expor-se-ão os logrados no experimento 1, onde foi dada partida nas LATs com operação batelada sem a utilização de inóculo de microalgas (Figura 16). Em seguida, mostrar-se-ão referentes ao experimento 2, operado de forma intermitente, através das fases 1 e 2. Esta operação teve duração de 200 dias. A diferença entre as fases foi o modo de alimentação do afluente, em que a fase 1 formada por dois ciclos ou duas alimentações de 3 h. Na fase 2, realizou-se oito alimentações de 45 min com intervalos de 1h 30 min entre elas.

**Figura 3** - Fluxograma resumo para apresentar visão geral dos experimentos



Fonte: a autora, 2022

### 6.1 EXPERIMENTO 1 – OPERAÇÃO BATELADA

A partida das LATs foi realizada no modo batelada de forma a observar o crescimento inicial da biomassa e a remoção de nutrientes. Optou-se pela operação batelada de maneira similar a outros estudos (ARBIB *et al.*, 2017 a; SÁNCHEZ-ZURANO *et al.*, 2021).

#### 6.1.1 Caracterização do afluente das LATs

O efluente utilizado para o crescimento das microalgas foi o efluente tratado no reator UASB, que integra o tratamento secundário da ETE-Mangueira localizada em Recife – PE. A **Tabela 20** mostra a composição média do efluente UASB.

**Tabela 20** - Composição média do efluente UASB, afluente das LATs

pH	Matéria orgânica (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )
6,9 ± 0,1	150 ± 40	20,1 ± 6,3	2,4 ± 0,9

A variação de pH obtida para o afluente das LATs (6,8 – 7,0) está compatível com o anteriormente registrado por Moraes (2011), em caracterização do efluente UASB na ETE Mangueira. O resultado da matéria orgânica também foram corroborados com o estudo do pesquisador, em que registrou uma variação de 294-94 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, sendo obtido na presente investigação valores de 110 a 190 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

Em relação às concentrações médias de nitrogênio amoniacal (13,8 – 26,4 mg.L<sup>-1</sup>) e fósforo no efluente UASB (1,5-3,3 mg.L<sup>-1</sup>), os resultados também corresponderam ao esperado, uma vez que na literatura estas variações foram de 7-33 e 2 - 6 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (MORAIS, 2011).

### 6.1.2 Parâmetros medidos *in loco*

As medições realizadas em campo para operação batelada, encontram-se discriminadas na **Tabela 21**. Não houve diferença estatisticamente significativa entre a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) das três lagoas de diferentes profundidades.

**Tabela 21** - Parâmetros de campo mensurados no efluente das LATs durante operação batelada

Parâmetro	LAT30	LAT50	LAT70
Radiação* (μmol m <sup>-2</sup> .s <sup>-1</sup> )	790 ± 158	694 ± 238	720 ± 348
Temperatura (°C)	29,7 ± 1,8	29,6 ± 1,3	29,2 ± 0,9
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	10,0 ± 6,5	7,7 ± 5,7	7,2 ± 5,6
pH	9,43 ± 1,50	8,79 ± 1,20	8,36 ± 0,99
Condutividade (μS/cm)	747 ± 184	762±171	787±163
Velocidade do vento** (m/s)	0,95 ± 0,25	0,95 ± 0,25	0,95 ± 0,25

\*medida nas extremidades de cada lagoa (n=4) abaixo de 5 cm da superfície da lâmina d'água ; \*\*: dados do INMET; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade.

Fonte: a autora, 2022

O valor médio obtido no presente estudo foi situado dentro da faixa de RFA (500-2400 μmol m<sup>-2</sup>.s<sup>-1</sup>) obtida por Couto *et al.* (2015), cujas profundidades avaliadas foram de 20, 30 e 40 cm.

Além de estar próxima a RFA média alcançada por Sánchez-Zurano *et al.* (2021) ( $680 \pm 85 \mu\text{mol m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ), em que testaram profundidades de 5, 12 e 20 cm de lâmina d'água.

De maneira análoga a RFA, não foi identificada diferença estatisticamente significativa entre a temperatura nas lagoas estudadas, nem entre as condutividades. A temperatura média alcançada pelas LATs de distintas profundidades foi de  $29,7 \pm (1,8)$ ,  $29,6 (\pm 1,3)$  e  $(29,2 \pm 0,9)^\circ\text{C}$ , para LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. Observa-se que a LAT mais rasa apresentou uma flutuação maior na temperatura. Este fato foi, portanto, corroborado com estudo anterior (SLEGGERS *et al.*, 2013), em que foi demonstrado maior flutuação de temperatura ocasionado pela menor profundidade. Observou-se diferença considerável pelo teste -t (95%) entre o OD na LAT30 e LAT50. Ambas variáveis (OD e pH) mostraram redução em seu valor médio com o acréscimo da profundidade da lâmina d'água.

A LAT mais rasa (LAT30) apresentou maior valor de OD ( $10,0 \pm 6,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e pH ( $9,43 \pm 1,50$ ), o que pode indicar um nível fotossintético mais elevado frente das demais. Embora que na atividade de fotossíntese é recomendado que o pH não ultrapasse 8,1 (MEHRABADI *et al.*, 2016). Por outro lado, El-Hamouri *et al.* (1995) obtiveram pH médio de 9,3 e Picot *et al* (1993) observaram uma maior taxa de saturação de oxigênio e um alto pH ( $\text{pH} > 9$ ) no período da tarde, juntamente com uma baixa alcalinidade total.

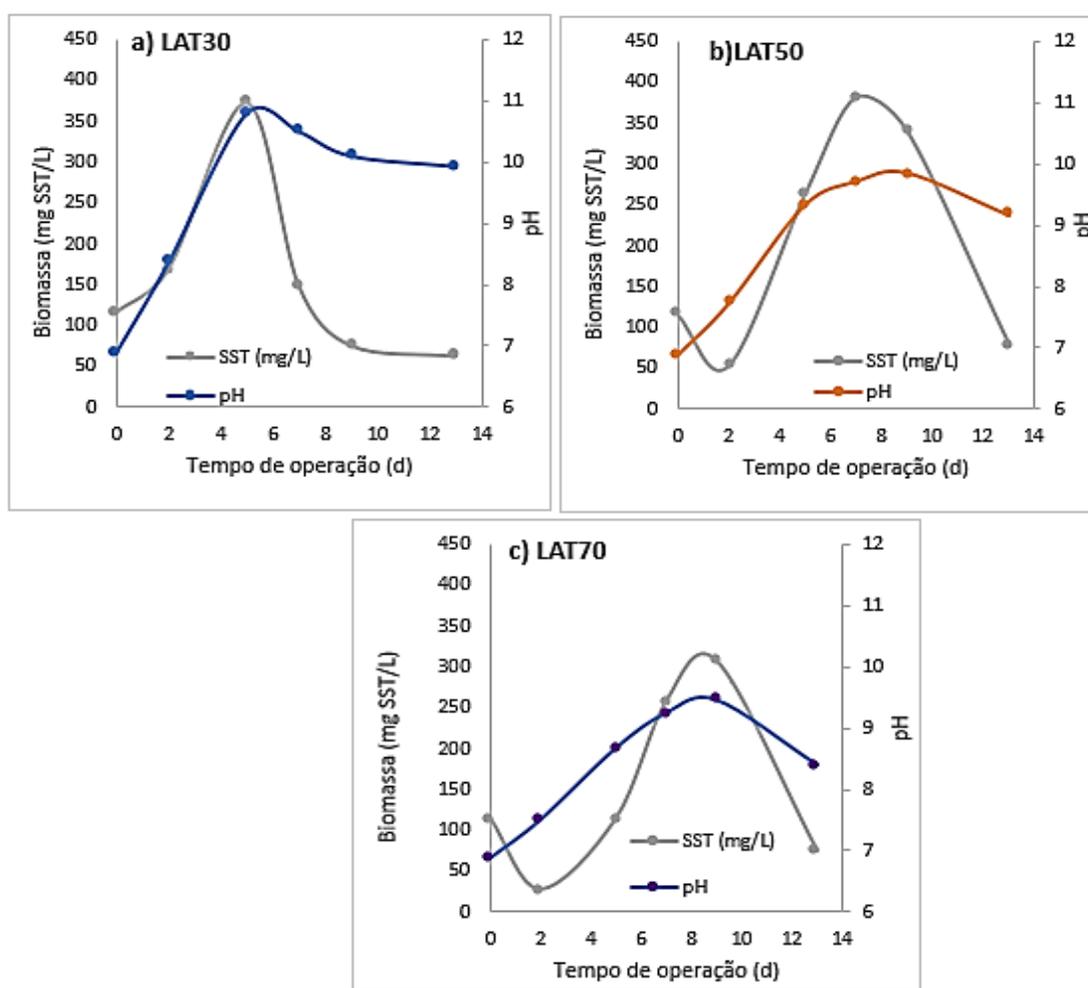
Os valores de pH médio obtido nas LATs de 50 e 70 cm de profundidade ( $8,79 \pm 1,20$  e  $8,36 \pm 0,99$ ) foram corroborados com estudo anterior, em que foram avaliadas alturas de 32, 43 e 55 alcançando pH mediano de 8,69 e máximo de 8,5 e 8,75 (BUCHANAN *et al.*, 2018). O pH e o OD obtido na LAT30 está concordante com o resultado de Pham *et al.* (2020)

### 6.1.3 Produção de biomassa e clorofila-a

As **Figuras 17(a), (b) e (c)** apresentam uma analogia entre a concentração de SST e o pH ao longo do experimento batelada em LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade. Primeiramente, nota-se que uma concentração máxima de SST é obtida quando o pH apresentou valor máximo, tendência vista em todas as LATs. A concentração máxima de biomassa obtida na operação batelada foi igual a 372, 382 e 308  $\text{mg SST L}^{-1}$ , nas LATs de 30 cm, 50 cm e 70 cm, respectivamente. Estes valores máximos foram obtidos com 5 dias para LAT de 30 cm, 7 dias para LAT de 50 cm e 9 dias para LAT de 70 cm.

Na CONAMA 430/2011 o padrão de lançamento de esgoto sanitário em relação aos sólidos suspensos totais é de  $150 \text{ mg.L}^{-1}$ . Dessa forma, comparou-se os SST ao final da batelada (13 dias) com esse valor máximo. Conclui-se que todas LATs apresentaram valor de SST abaixo de  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  (aproximadamente  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Além disso, está de acordo com os valores obtidos por Vassale *et al.* (2021), o qual foi de 18,32 a  $410,14 \text{ mg.L}^{-1}$ .

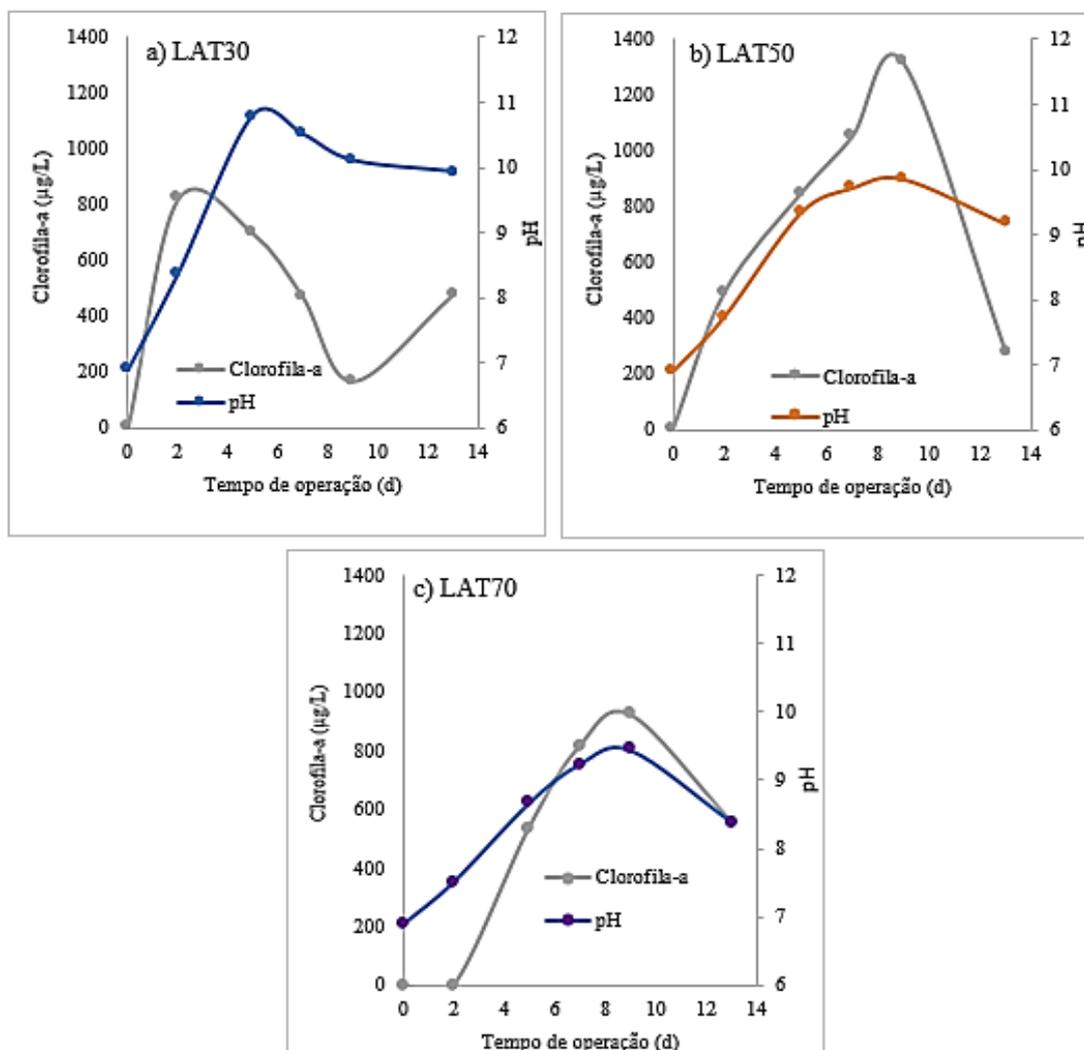
**Figura 4** - Concentração de sólidos suspensos totais e pH para lagoas de profundidades iguais a 30 cm (a); 50 cm (b) e 70 cm (c) durante o experimento batelada



Fonte: a autora, 2022

Apresentam-se nas **Figuras 18(a), (b) e (c)** os perfis temporal para concentração de clorofila-a e o pH durante operação batelada da LAT. Para LAT30, nota-se que o perfil da *clorofila a*, não mostra o mesmo comportamento que o perfil temporal da concentração de SST. Uma vez que o pico na produção de SST (em 5 dias) não corresponde ao valor máximo na concentração de *TChl-a*, que ocorreu em 2 dias.

**Figura 5** - Concentração de clorofila-a e pH durante operação batelada nas lagoas de alta taxas distintas profundidades: (a) 30 cm, (b) 50 cm e (c) 70 cm



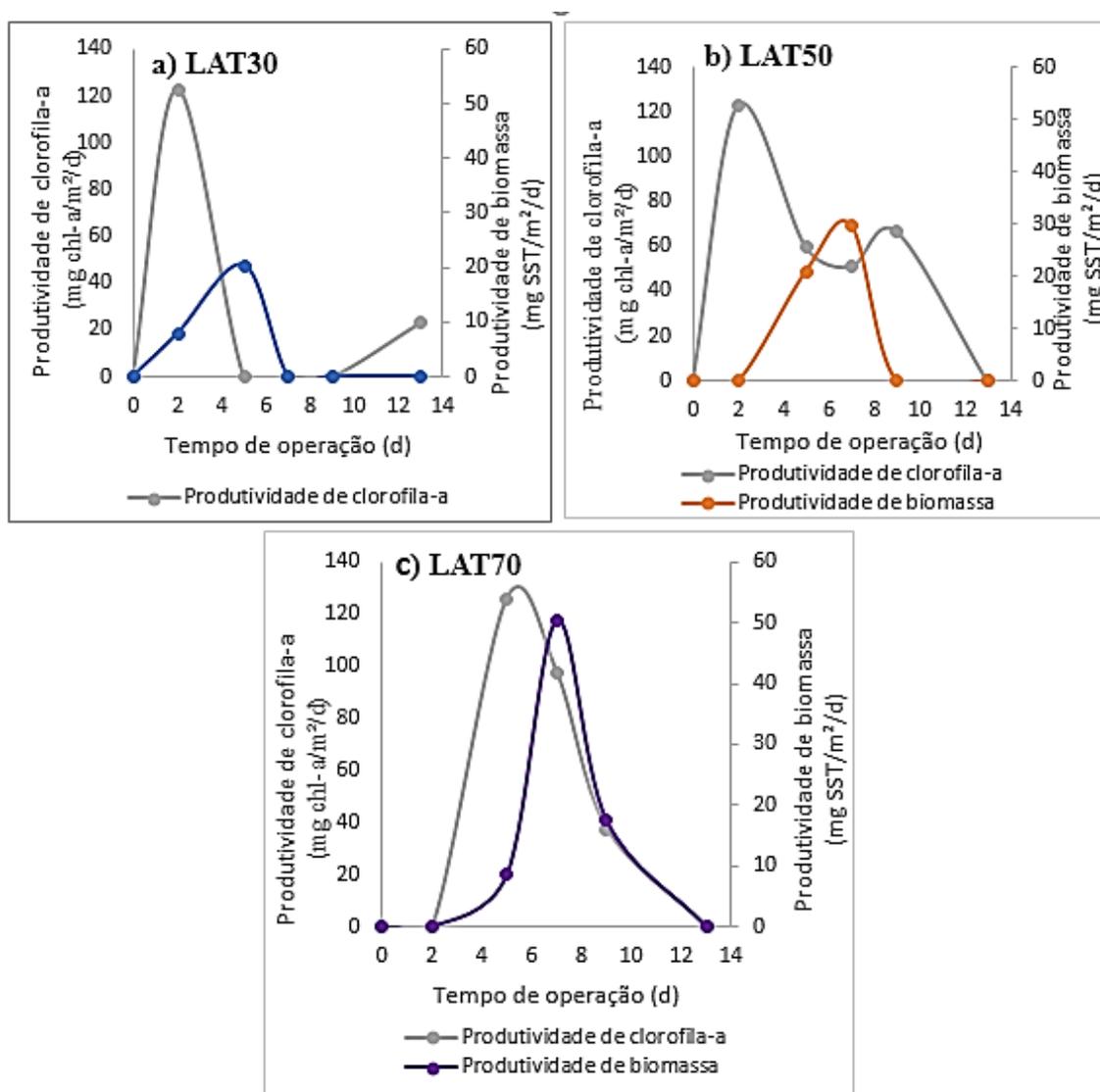
Fonte: a autora, 2022

Comparando todas as LATs, observa-se que a concentração máxima de *TChl-a* ( $1315 \text{ mg m}^{-3}$ ) foi verificada na LAT50, mesmo a LAT30 apresentando maior OD e pH. A referida concentração de clorofila foi inferior ao estudo de Buchanan *et al.* (2018), que obtiveram 910, 2090 e  $2800 \text{ mg.L}^{-1}$  de clorofila-a em LATs de 32, 43 e 55 cm.

Em termos de produtividade da biomassa, os valores máximos foram iguais a 20,30 e 50  $\text{g SST m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , para as LATs de 30, 50 e 70 cm, respectivamente (**Figuras 19(a), (b) e (c)**). Portanto, a LAT50 mostrou produtividade de biomassa (SST) 50% maior que a LAT30, e a LAT70 foi 150% superior a LAT mais rasa. Os valores máximos corresponderam a 5 dias de operação na LAT30 e 7 dias nas demais LATs. Há diferença estatisticamente significativa

entre as produções médias de biomassa das três lagoas (LAT70>LAT50>LAT30).

**Figura 6** - Produtividade de clorofila-a e de biomassa para operação batelada nas lagoas de alta taxas de distintas profundidades: (a) 30 cm, (b) 50 cm e (c) 70 cm



Fonte: a autora, 2022

Quanto maior a altura da lâmina d'água, maior a produção de biomassa na operação batelada. A LAT30 apresentou uma produtividade máxima de biomassa semelhante à reportada por Arbib *et al.* (2017), os quais obtiveram uma produtividade máxima de  $26,2 \text{ g SST m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  numa LAT com 30 cm de profundidade. Além disso, a produtividade de biomassa atual foi semelhante ao valor máximo obtido por Buchanan *et al.* (2018) em LAT de 32 cm ( $28,3 \text{ g SS.L}^{-1}$ ). Porém, destacam-se os presentes resultados obtidos em LATs de maiores profundidades (50 e 70 cm) para produção de biomassa, pois foram superiores aos estudos anteriores ao tratar maior carga de nutrientes. A produtividade de biomassa em SST pode ser

relacionada não somente às microalgas e às cianobactérias, mas também às bactérias, ao zooplâncton e larvas de insetos. Ao contrário da produtividade de clorofila-a que deve estar ligada apenas as microalgas e/ou cianobactérias.

Observa-se que há uma defasagem entre os picos (valores máximos) da produtividade de clorofila-a e o da produtividade de biomassa, onde o primeiro ocorreu em 2 dias para as lagoas de 30 e 50 cm, e 5 dias para a lagoa mais profunda (Figura 19). Os respectivos valores máximos de produtividade de clorofila-a foram bem semelhantes, sendo iguais a 123, 122 e 126 mg *chl-a*/m<sup>2</sup>/d para as lagoas de 30, 50 e 70 cm, respectivamente.

Estes valores foram semelhantes à investigação de Sutherland *et al.* (2015d), em que obtiveram uma produção máxima de clorofila de 107 mg *chl*.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> com 40 cm de lâmina d'água e TDH de 8 dias. Eles alcançaram este resultado com alimentação das LATs semi-contínua, em que se utilizou esgoto doméstico decantado após tratamento primário, bem como mantiveram o pH entre 7,6 e 7,9, através da injeção de CO<sub>2</sub>. Além disso, inocularam as LATs com uma microalga conhecida, diferente do atual estudo, em que se iniciou a partida sem inóculo de microalgas. Ainda no presente estudo não se executou injeção de CO<sub>2</sub>. Considerando que alcançamos praticamente a mesma produtividade máxima de biomassa que os pesquisadores, porém empregando operação batelada, num intervalo de tempo menor que o deles, destaca-se nosso resultado para produtividade de biomassa.

#### 6.1.4 Remoção de nutrientes

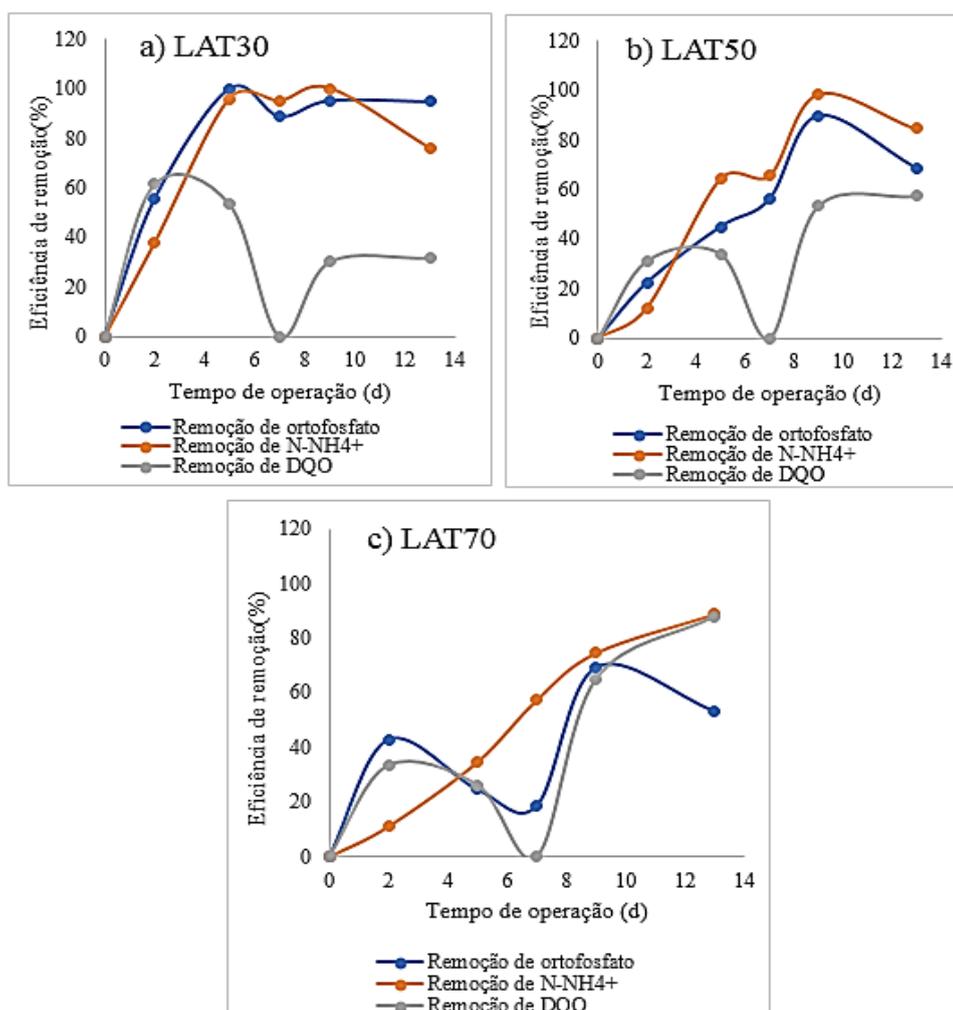
O teste de ANOVA aplicado à remoção de DQO mostrou que as três lagoas não são estatisticamente diferentes entre si para um nível de significância de 5%, nem para a remoção de nitrogênio. Ao passo que para eficiência de remoção de fósforo solúvel as LATs são estatisticamente diferentes entre si para um nível de significância de 5%. Os valores médios obtidos para as eficiências de remoção de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (%) estão mostrados nas **Figuras 20(a), (b) e (c)**.

A LAT30 atingiu maiores remoções de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> com 5 dias de operação, cujos valores foram iguais a 96 e 100%, respectivamente. Estas eficiências máximas corresponderam também ao mais elevado pH e produção de biomassa em g SST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Em

relação à LAT50, observou-se maiores eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  com 9 dias de operação, cujos valores foram próximos à LAT30 (99 e 90%, respectivamente). Obteve-se o maior pH (9,86) e a mais elevada concentração de clorofila-a para estas eficiências máximas, o que pode indicar correlação entre as variáveis. Finalmente, na LAT mais profunda, alcançou-se maiores eficiências de remoção para o nitrogênio amoniacal e o ortofosfato, quando foi atingindo o pH mais elevado e a maior concentração de clorofila-a.

As eficiências de remoção médias de ortofosfato para as lagoas de 30, 50 e 70 cm foram iguais a  $87 \pm (18)$ ,  $56 \pm (25)$  e  $42 \pm (21)\%$ , respectivamente. As LATs de maior pH médio apresentaram maiores remoções de ortofosfato. Eficiências na faixa de 40-85% foram obtidas por El Hamouri *et al.* (1995), quando o pH variou de 8,5 a 9,4.

**Figura 20** - Comportamento da eficiência de remoção para DQO, ortofosfato e nitrogênio amoniacal durante operação batelada

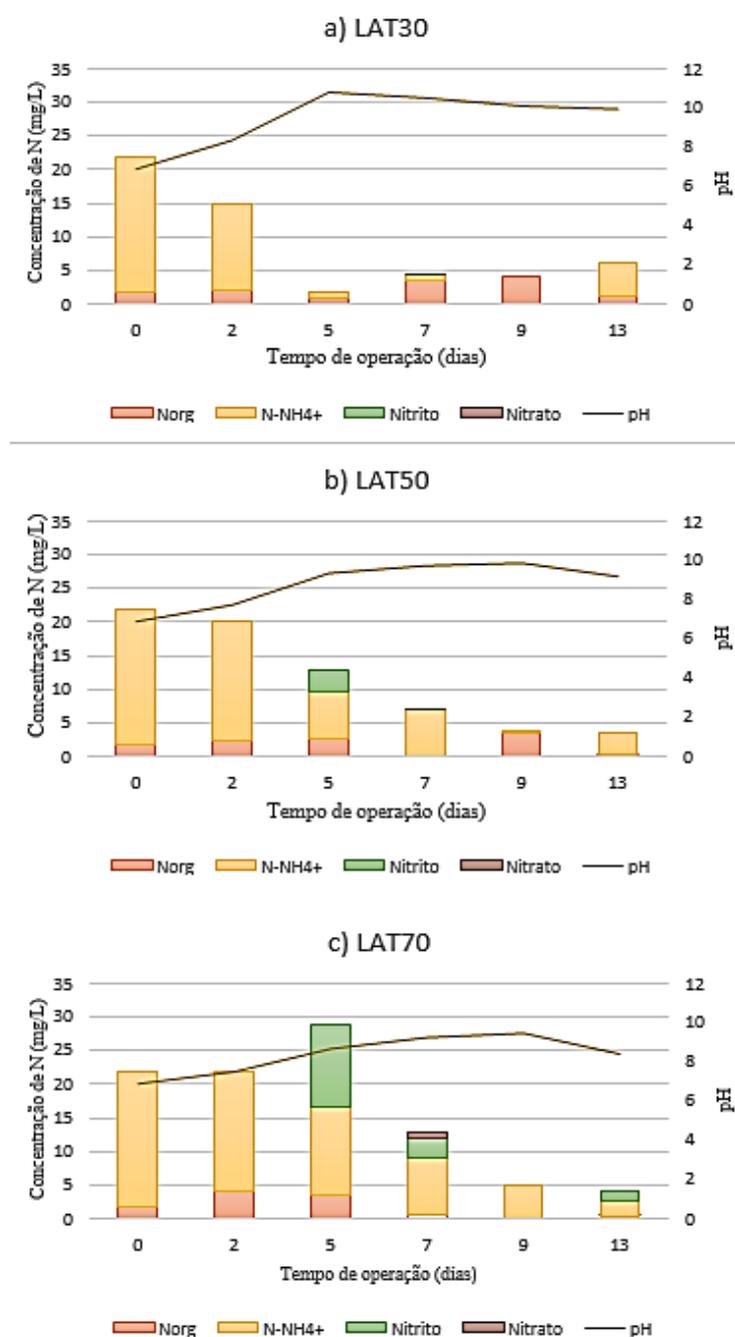


Fonte: a autora, 2022

### 6.1.5 Nitrificação

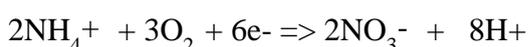
As Figuras 21 (a), (b) e (c) ilustram o consumo ou assimilação das diversas formas de Nà biomassa da LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente.

**Figura 21** - Concentrações de nitrogênio em relação às suas distintas formas nas lagoas de 30, 50 e 70 cm de



Fonte: a autora, 2022

Até o 5º dia, nota-se que o nitrogênio amoniacal é rapidamente consumido na LAT mais rasa (**Figura 21a**). Esse consumo pode ocorrer via assimilação pela biomassa, nesse caso o pH não deve ser tão elevado ( $\text{pH} > 8,5$ ). Provavelmente, uma parte desse nitrogênio foi liberado na atmosfera, devido ao *stripping* da amônia, pois o pH aumentou de 8,36 para 10,79 entre o 2º e o 5º dia. Somente no 7º dia há indícios de nitrificação com formação de nitrato na LAT30, embora percebe-se que apenas  $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrato foi obtido.



Pela reação cerca de  $0,02 \text{ mg. L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$  foi responsável pela formação de  $0,07 \text{ mg. L}^{-1}$  de nitrato. De  $0,8 \text{ mg. L}^{-1}$  de amoniacal, cerca de  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  foi nitrificado à nitrato, restando  $0,78 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo uma parte deste valor ou quase todo perdido por *stripping*, considerando pH 10,79 e temperatura de  $31,9^\circ\text{C}$ .

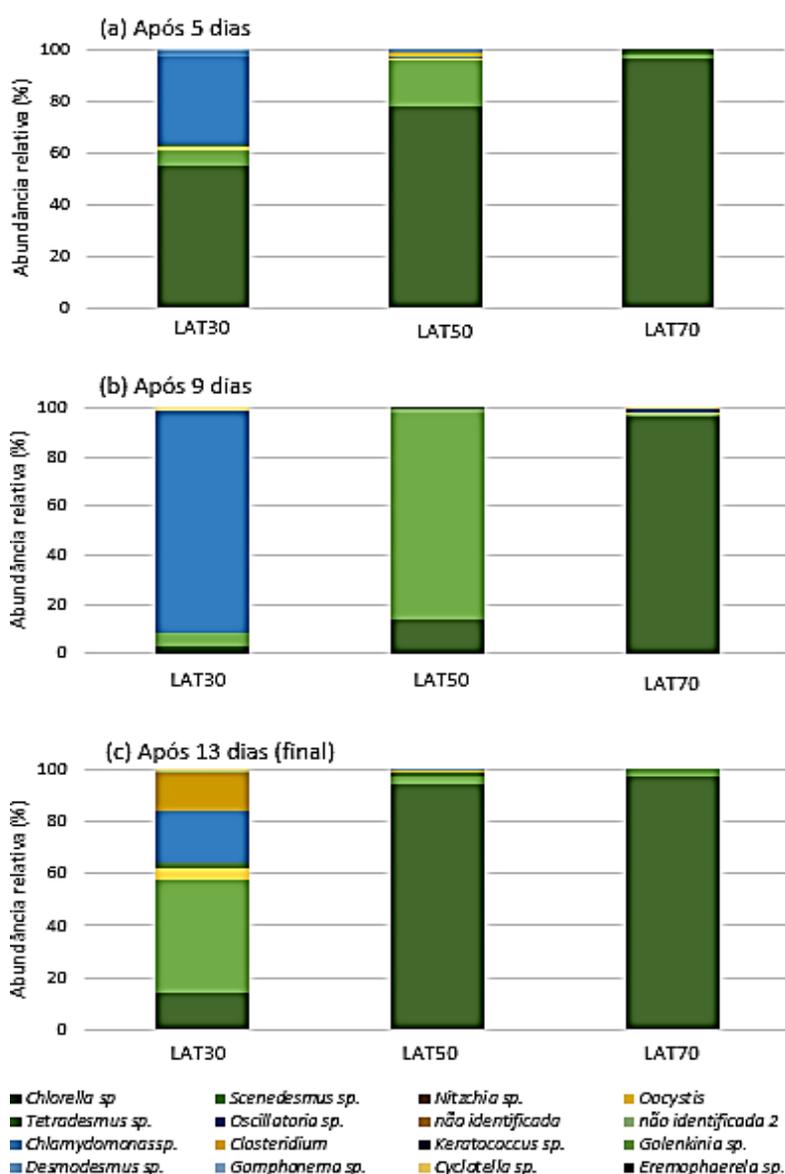
Com a expressão de Emerson *et al.* (1975), determinou-se a concentração de amônia formada na situação de pH 10,79, concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $0,8 \text{ mg. L}^{-1}$  e temperatura de  $31,9^\circ\text{C}$ . O valor calculado foi de  $0,79 \text{ mg. L}^{-1}$  e o valor teórico de  $0,78 \text{ mg.L}^{-1}$ , o que significa que os valores foram praticamente iguais. Por outro lado, concentrações de  $\text{NH}_3$  na faixa de 0,1 a  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$  inibe a *Nitrobacter*, bactéria atuante na conversão de nitrito a nitrato.

Portanto, embora a LAT30 tenha apresentado uma maior remoção de nitrogênio amoniacal e uma mais rápida formação de biomassa, ela é menos indicada ao tratamento para remoção de nitrogênio por ter a rota de nitrificação inibida e apresentar maior pH, o que causou maior *stripping* da amônia.

### 6.1.6 Comunidade fitoplanctônica

As **Figuras 22 (a), (b) e (c)** apresentam a comunidade fitoplanctônica das LATs após 5, 9 e 13 dias de operação. Nos cinco primeiros dias, observa-se uma predominância da espécie *Chlorella* sp. e *Oscillatoria* sp. Do 9º para o 13º dia, a *Oscillatoria* começa a ser substituída por outras espécies.

**Figura 22** - Comunidade fitoplanctônica após (a) 5 dias; (b) 9 dias e (c) 13 dias de operação batelada nas LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade



Fonte: a autora, 2022

No 9º dia, esta cianobactéria cresceu ainda mais atingindo quase 100% de abundância relativa. Provavelmente, este comportamento é devido ao consumo de todo nitrogênio amoniacal. Reynolds et al. (2002) associaram o gênero *Oscillatoria* (Códon MP) aos ambientes rasos, águas turvas e eutroficas com bastante turbulência. Observa-se que apenas na LAT mais rasa ela estava presente.

A LAT30 não nitrificou como nas outras LATs, provavelmente devido ao pH muito alto > 9,5 e ao OD muito alto; Por isso, ocorreu volatilização da amônia, além da assimilação. A assimilação ocorreu até o 2º dia (pH=8,36). No dia 5, o pH > 10. No 13º dia ocorreu endogenia e lise celular, por isso, ocorreu aumento do nitrogênio amoniacal. O pH médio na LAT70 foi menor do que a LAT50, além da LAT de 50 cm apresentar pH menor do que a LAT30 (9,4 > 8,8 > 8,4).

Entre o fitoplâncton dominante no 5º dia aparece uma cianobactéria filamentosa (*Oscillatoria* sp.). Células formadoras de cianobactérias filamentosas podem ser acinetos ou heterocistos. Geralmente, a indução da formação de acinetos ocorre sob condições ambientais desfavoráveis e, em muitos casos, por limitação de fósforo, mudança de pH. Além disso, podem se formar também pela limitação de luz ou de carboidratos como fonte de energia (SIEBURTH, 1978). Os acinetos são altamente resistentes ao dessecamento podendo permanecer nos sedimentos por muitos anos. Ocorreu precipitação do fósforo superior na LAT30 em relação às demais LATs.

### 6.1.7 Predadores

Um maior número de táxons foi encontrado na LAT50, dentre os quais *Spatidium* sp., *Philodina* sp. e *Paramecium* sp. (Tabela 22). Com exceção do *Spatidium* sp., os demais táxons também estavam presentes na LAT30. Porém, na LAT mais profunda identificou-se somente o táxon *Ameba* sp. após 13 dias de operação. A presença de amebas nas ETEs de lodo ativado costuma estar associada a um efluente de má qualidade com alta carga orgânica (SIQUEIRA NETO e SILVA NETO, 2009; CURDS, 1992).

Reportou-se predação pelo microzooplâncton *Ameba* sp. em cultivo de algumas cianobactérias (MA et al., 2016), além de algumas espécies de amebas e protozoários ciliados em cultivos de microalgas para produção de biocombustíveis (DAY et al., 2012). Predadores ciliados podem chegar a ingerir aproximadamente, 10 células algais por hora. Protozoários ciliados

pertencentes a ordem Hypotrichidae também foram encontrados em lagoa de alta taxa de 30 cm alimentada com efluente UASB (PASSOS *et al.*, 2015). Portanto, em relação à presença do *Paramecium* sp. (protozoário ciliado) foi encontrada uma semelhança com a literatura.

**Tabela 22** – Taxonomia para o zooplâncton encontrados nas LATs durante operação batelada

LAGOA	LAT50	LAT30 e LAT50	LAT30 e LAT50	LAT70
<b>Tempo de operação (dias)</b>	<i>Spatidium</i> sp.	<i>Philodina</i> sp.	<i>Paramecium</i> sp.	<i>Ameba</i> sp.
<b>0</b>	-	-	-	-
<b>5</b>	-	-	-	-
<b>7</b>	+	-	-	-
<b>9</b>	-	-	-	-
<b>13</b>	-	+	+	+

Fonte: a autora, 2022

Os rotíferos apresentam importância na cadeia alimentar dos ambientes aquáticos, tendo alimentação baseada em algas, protozoários, bactérias e detritos. Além disso, podem ser predados por invertebrados, tais como peixes. Desempenham função indispensável na reciclagem de nutrientes e costumam ser empregados como indicadores de qualidade ambiental, na ecotoxicologia e na aquicultura (ROCHE e SILVA, 2017).

## 6.2 EXPERIMENTO 2 - OPERAÇÃO INTERMITENTE

Para o segundo experimento, as lagoas foram operadas por 200 dias, dos quais 153 dias referem-se à fase 1, e 47 dias à fase 2. Na etapa inicial de operação (Fase 1), utilizou-se dois ciclos de alimentação, ambos com 3 h de duração. Na operação posterior (Fase 2), realizou-se oito ciclos de alimentação, cada um com 45 min de duração. O fluxo era intermitente, sendo a saída do efluente controlada de acordo com o fluxo do afluente.

### 6.2.1 Vazão e parâmetros medidos *in loco*

A vazão afluente foi mensurada na entrada de cada lagoa, mediante balde graduado e cronômetro. Alguns desafios ocorreram no controle das vazões, especialmente, na LAT30, por apresentar pouca estabilidade nesta vazão e pelo arraste de sólidos. Na Tabela 23, descreve-se alguns eventos e problemas operacionais identificados durante o funcionamento nas LATs.

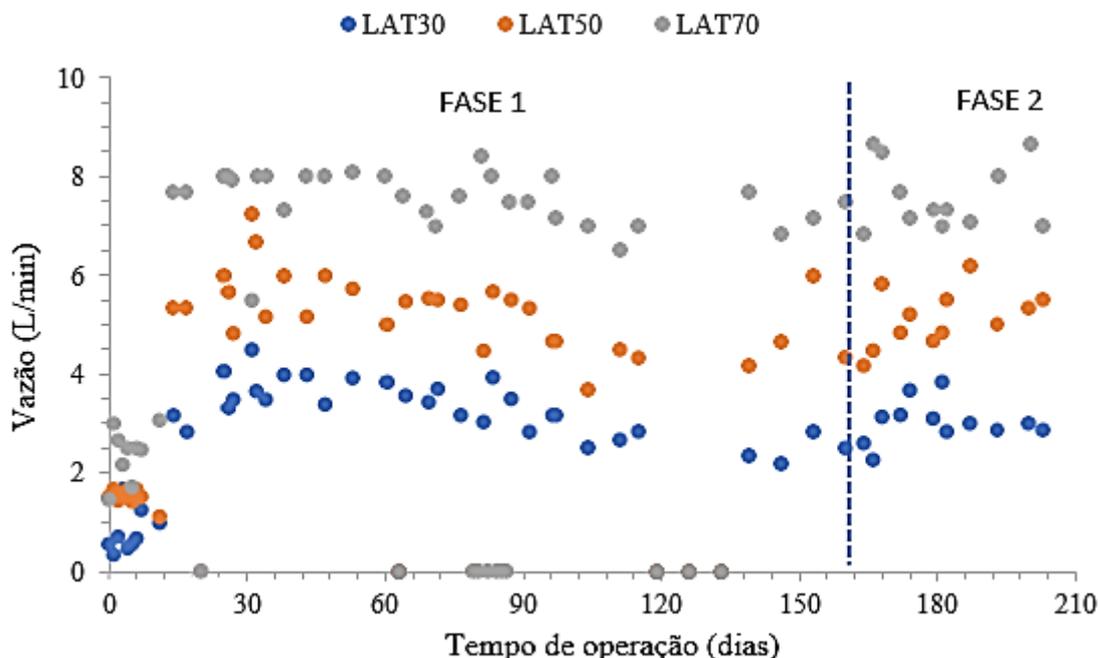
**Tabela 23** - Eventos e problemas operacionais identificados nas LATs

Evento	Descrição
0	Ausência de vazão
1	Vazão da LAT30 abaixo da média
1.2	Vazão da LAT50 abaixo da média
1.3	Vazão da LAT70 abaixo da média
2	Vazão das três LATs abaixo da média
2.5	Vazão abaixo da média para a LAT30 e LAT50 e acima para LAT70
3	Capinação da ETE, entrada de grama e brita nas LATs mais rasas
3.5	Vazões das LATs de 30 e 70 cm abaixo da média
4	Vazões das LATs mais rasas abaixo da média
4.1	Vazão acima da média para LAT30
4.2	Vazão acima da média para LAT50
4.3	Vazão acima da média para LAT70
4.4	Vazão acima da média para LAT30 e abaixo para
4.5	Vazão acima da média para as LAT30 e LAT50 e abaixo para LAT70
5	Perda da biomassa na LAT70
5.5	Vazões abaixo da média para as LAT30 e LAT70 e acima para a LAT50
6	Presença de mosquitos ou larvas de mosquitos nas LATs
6.3	Eventos 3 e 6 simultaneamente
7	Presença de larvas vermelhas na LAT mais rasa
7.5	Presença de larvas vermelhas nas LATs mais rasas
6.7	Eventos 6 e 7 simultaneamente
8	Mudança no número de alimentações de duas (2) para oito (8) e na duração de cada alimentação de 3 h para 45 min; Instalação de um contêiner dentro da caixa de alimentação para retenção de sólidos
8.1	LAT30 abaixo do nível
8.2	LAT50 abaixo do nível
8.3	LAT70 abaixo do nível
8.4	LATs abaixo do nível
9	Limpeza do tanque de equalização e da caixa de distribuição
10	Seis eventos simultâneos de número (0; 3; 6; 7.5; 8.4; 9)
11	Mudança no regime de alimentação de contínuo para intermitente*

\*2 alimentações de 3 h; Fonte: a autora, 2022

O comportamento das vazões pode ser melhor observado na **Figura 23**. As vazões das lagoas foram iguais a  $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (LAT30),  $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (LAT50) e  $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  (LAT70), respectivamente. O presente estudo apresentou vazão 10 x menor para LAT mais rasa do que Buchanan *et al.* (2018). No começo da operação até o dia 22, reportou-se maiores dificuldades na estabilidade dos fluxos (**Figura 23**). Nos dias em que não há registro de vazão foram por motivos com: ETE fora de operação devido às fortes chuvas ou rompimento da tubulação AF na LAT70.

**Figura 7** - Vazão afluente medida em três lagoas com distintas profundidades em duas fases operacionais da operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

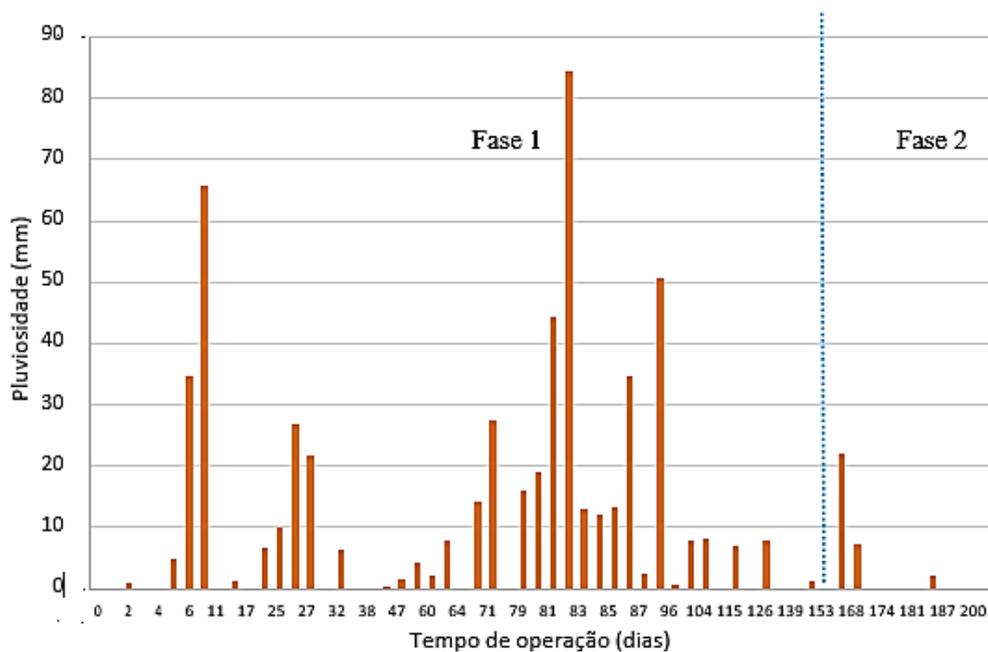
Pode-se notar que ocorreram desafios no controle da vazão das LATs. Essa dificuldade, provavelmente, foi advinda do carreamento (arraste) de sólidos pelo efluente do reator UASB. Muitas vezes, o operador da ETE aumentava a vazão do efluente UASB, a fim de tratar mais esgoto, mesmo que comprometendo a qualidade do tratamento. Essa vazão fora de controle ocasionava grande entrada de sólidos no afluente das LATs, gerando, frequentemente, entupimento da tubulação com vazões inexistente ou abaixo do valor médio.

Além dos desafios com o controle da vazão, destaca-se ainda as capinações da ETE que promoveram entrada de grama e brita nas LATs mais rasas. Estas capinações eram realizadas a cada quinze dias e podem explicar a maior presença de diatomáceas na LAT50. Frisa-se também que após 24 dias de operação (27/05/2019) da LAT mais profunda, LAT70, identificou-se perda de metade do volume útil da lagoa, ocasionada por um coice de cavalo na tubulação do afluente.

Na **Figura 24**, pode-se observar os dados de precipitação média acumulada durante o período de operação das lagoas. O período designado como Fase 1 apresentou uma maior pluviosidade média em relação à Fase 2 (após 153 dias). Este fato pode afetar negativamente a produtividade de biomassa, uma vez que pode levar a diluição do nitrogênio amoniacal, do

fósforo. Além disso, a maior precipitação na fase 1 pode repercutir na remoção de nutrientes, pois as eficiências de remoção poderão diminuir.

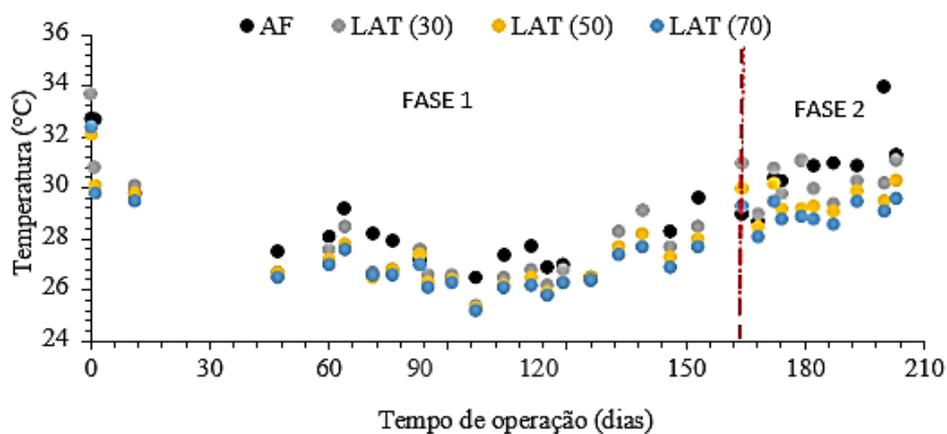
**Figura 8** - Precipitação acumulada durante a operação das LATs nas fases 1 e 2



Fonte: APAC (2020); INMET (2019)

Na fase 1 (F1), os valores médios de temperatura para o afluente (AF) e os efluentes das lagoas não apresentaram diferença estatisticamente significativa entre si (**Figura 25**).

**Figura 9** - Temperatura no afluente e no efluente das LATs de diferentes profundidades durante operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

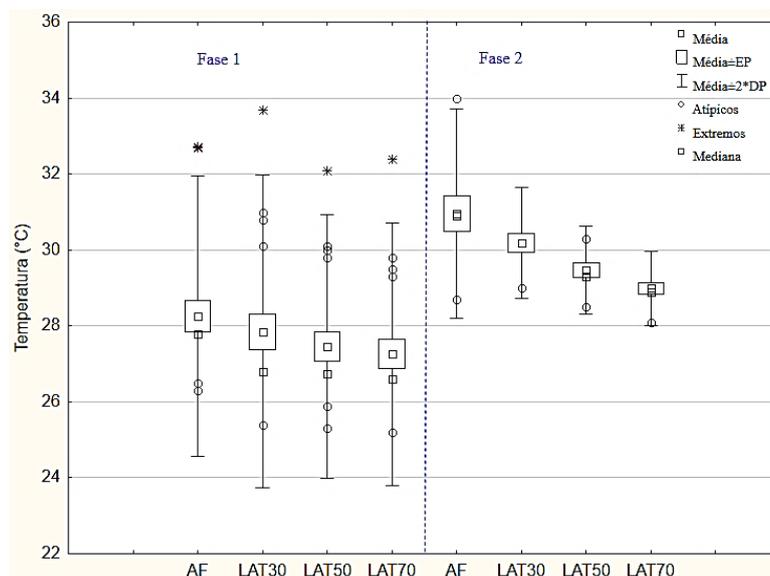
Nas fases 1 e 2, as temperaturas médias no afluente foram iguais a  $28,3 \pm 1,8$  e  $31,0 \pm 1,4$  °C, respectivamente. A temperatura do afluente das LATs está de acordo com o esperado apenas para a fase 1, uma vez que Morais (2015) registraram uma variação de temperatura de 26 a 30 °C para efluente UASB da ETE Mangueira. No caso da fase 2, a temperatura está ligeiramente maior à faixa correspondente. Na fase 1, as temperaturas médias para as lagoas (LAT30, LAT50 e LAT70) com seus respectivos desvios foram iguais a  $27,9 \pm 2,1$  °C,  $27,5 \pm 1,7$  °C e  $27,3 \pm 1,7$  °C, respectivamente.

No caso da fases 2 estes valores foram mais elevados  $30,2 \pm 0,7$  °C,  $29,5 \pm 0,6$  °C e  $29,0 \pm 0,5$  °C, respectivamente. A diferença entre as temperaturas de cada LAT entre as fases 1 e 2 é de  $\pm 2,2$  °C, o que pode ser justificado pelo maior período chuvoso registrado na primeira fase. As temperaturas registradas no presente estudo em ambas fases operacionais foram maiores do que a obtida por Couto *et al.* (2015). Eles obtiveram variação de temperatura de 22,8 a 23,9 °C, realizando estudo em LAT de 30 cm na cidade de Viçosa (MG) com TDH de 4 dias.

Ao aumentar-se a profundidade da lagoa, diminui-se a temperatura no interior da mesma. Curiosamente, na fase 2 essa queda pode ser mais percebida do que na primeira fase. Além disso, nota-se uma diferença significativa entre a temperatura do afluente e dos efluentes das LATs, bem como observa-se uma distinta mudança estatística entre os efluentes das LATs (LAT30 e LAT50, LAT30 e LAT70, LAT50 e LAT70).

Na **Figura 26**, observa-se uma maior dispersão dos dados de temperatura da fase 1 do que da fase 2 (maior amplitude), expressa pela diferença entre o valor máximo e o valor mínimo da temperatura. Provavelmente, a fase 2, com um maior número de alimentações, apresenta maior precisão dos dados. Além disso, a média e a mediana estão mais próximas. A mediana deve ser localizada no centro da distribuição para apresentar simetria. Contudo, isso não ocorreu na primeira fase, uma vez que a mediana ficou abaixo do primeiro quartil.

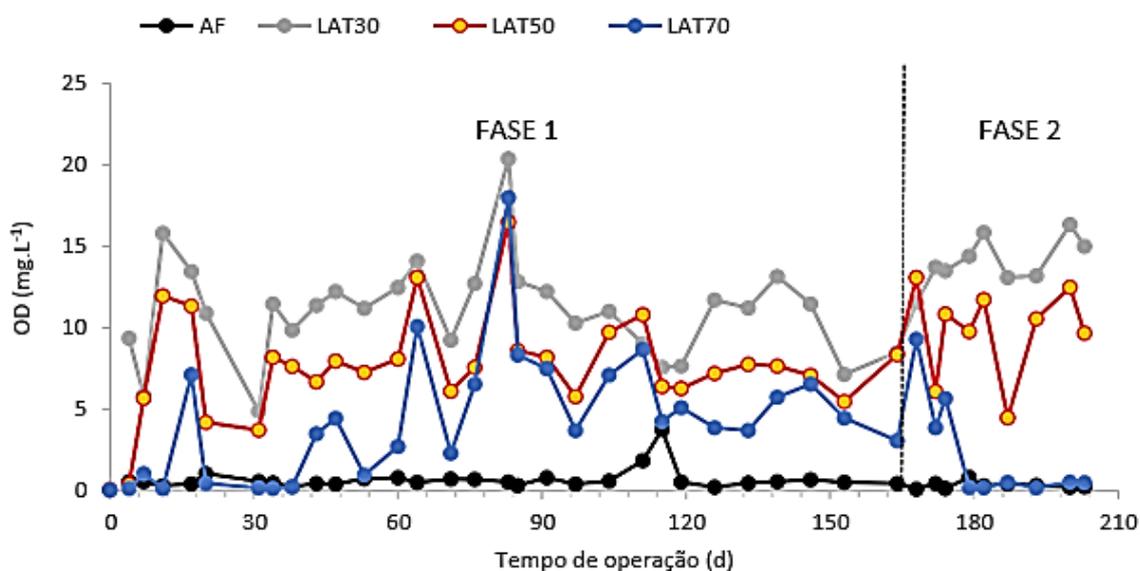
**Figura 26** - Temperaturas médias do afluente e efluente das LATs de diferentes alturas durante operação intermitente (fases 1 e 2)



EP: erro padrão; DP: desvio padrão; AF: afluente; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Pode-se observar o comportamento do oxigênio dissolvido com a mudança de profundidade em cada uma das fases (**Figura 27**).

**Figura 27** - Oxigênio dissolvido para o afluente e efluente das lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade durante operação intermitente

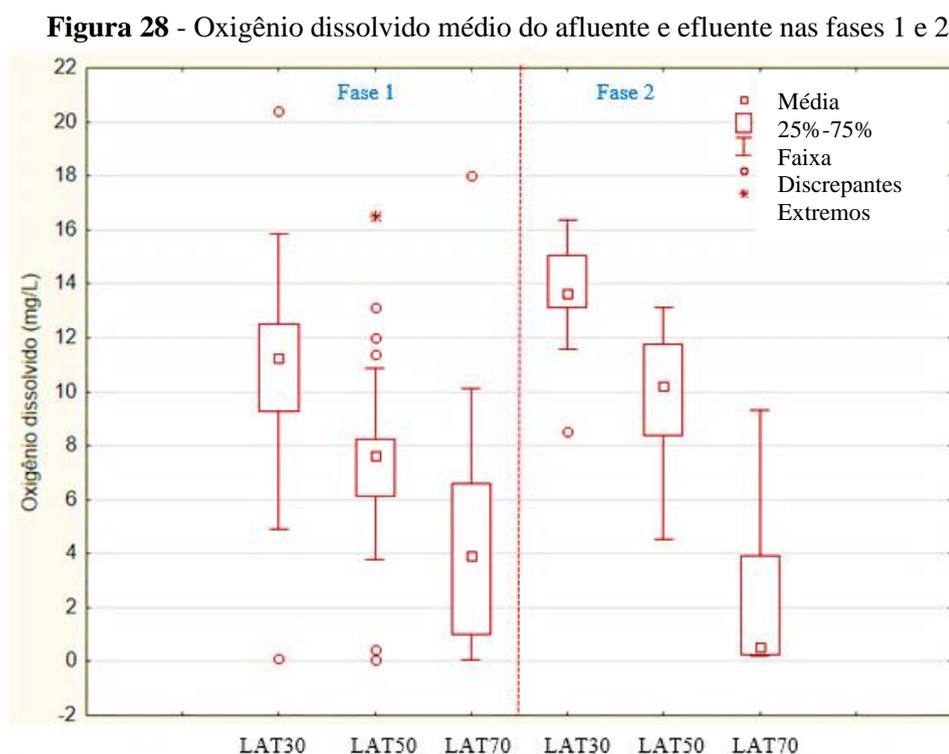


Fonte: a autora, 2022

Na fase 1, o afluente e os efluentes das lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade apresentaram os seguintes valores médios de OD:  $0,72 \pm 0,67 \text{ mg.L}^{-1}$ ;  $10,75 \pm 3,70 \text{ mg.L}^{-1}$ ;  $7,53 \pm 3,34 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $4,42 \pm 4,00 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente (**Figura 27**). De acordo com Couto *et al.* (2015), as concentrações de OD para o afluente UASB variaram de 0,8 a  $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$ . Portanto, no afluente UASB, a concentração de OD para presente estudo correspondeu ao esperado. No caso das LATs, o OD também está coerente, com exceção da LAT de 70 cm, uma vez que a faixa reportada para o efluente de Couto *et al.* (2015) foi de 4,0 a  $10,3 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Portanto, ao aumentar-se a altura da lâmina d'água, gerou-se como consequência diminuição na oxigenação da LAT. Este resultado foi discrepante ao alcançado por Sutherland *et al.* (2014a), reportaram não haver diferença estatisticamente significativa em termos de OD para LATs de alturas 20, 30 e 40 cm. Provavelmente, a diferença entre os resultados deles e do presente estudo tenha ocorrido devido ao clima diferente de Recife (Nova Zelândia) e a temperatura média ( $10,9$  a  $16,1^\circ\text{C}$ ).

A **Figura 28** apresenta o gráfico box-plot para o oxigênio dissolvido durante as fases operacionais do experimento 2 para o afluente e o efluente das lagoas de alta taxa.

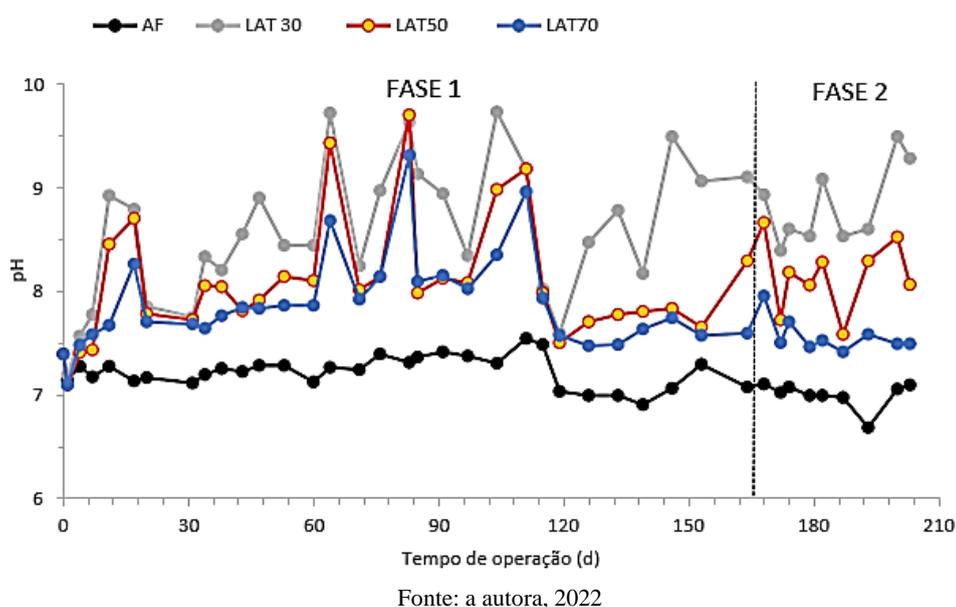


Na fase 2, os valores médios de OD correspondentes as mesmas alturas foram:  $14 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $10 \pm 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e zero. Os maiores valores de OD foram obtidos com a LAT mais rasa, tanto na fase 1 como na 2. Assemelhou-se os presentes dados de OD (LAT30 e LAT50) àqueles obtidos por Al-Shayji *et al.* (1994), os quais variaram de 6,4-16,6  $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  para uma LAT de 45 cm.

Os resultados de OD para as fases 1 e 2 são estatisticamente diferentes, cuja maior oxigenação foi identificada nas LATs de 30 e 50 cm. A lagoa mais funda apresentou resultados de OD estatisticamente iguais para ambas as fases. Quanto mais funda a lagoa, menor sua oxigenação, o que foi corroborado pela investigação de Sutherland *et al.* (2014a). Eles reportaram uma queda no OD (saturação), ao aumentar a profundidades de 20, 30 e 40 cm. Além disso, maior profundidade não garantiu produção de oxigênio no interior da lâmina d'água. Os resultados do teste-t encontram-se dispostos no apêndice desta tese.

O comportamento do pH afluente e efluente está ilustrado na **Figura 29**. Na fase 1, identificou-se alguns valores máximos para o pH da LAT30, os quais estão localizados em 64, 83, 104 e 144 dias de operação. Estes picos corresponderam aos pHs de 9,73 / 9,71 / 9,74 e 10,25. Para o dia 64, detectou-se ainda pico na radiação, na temperatura e no valor de OD. Para 83 dias, observou-se somente pico na temperatura e OD.

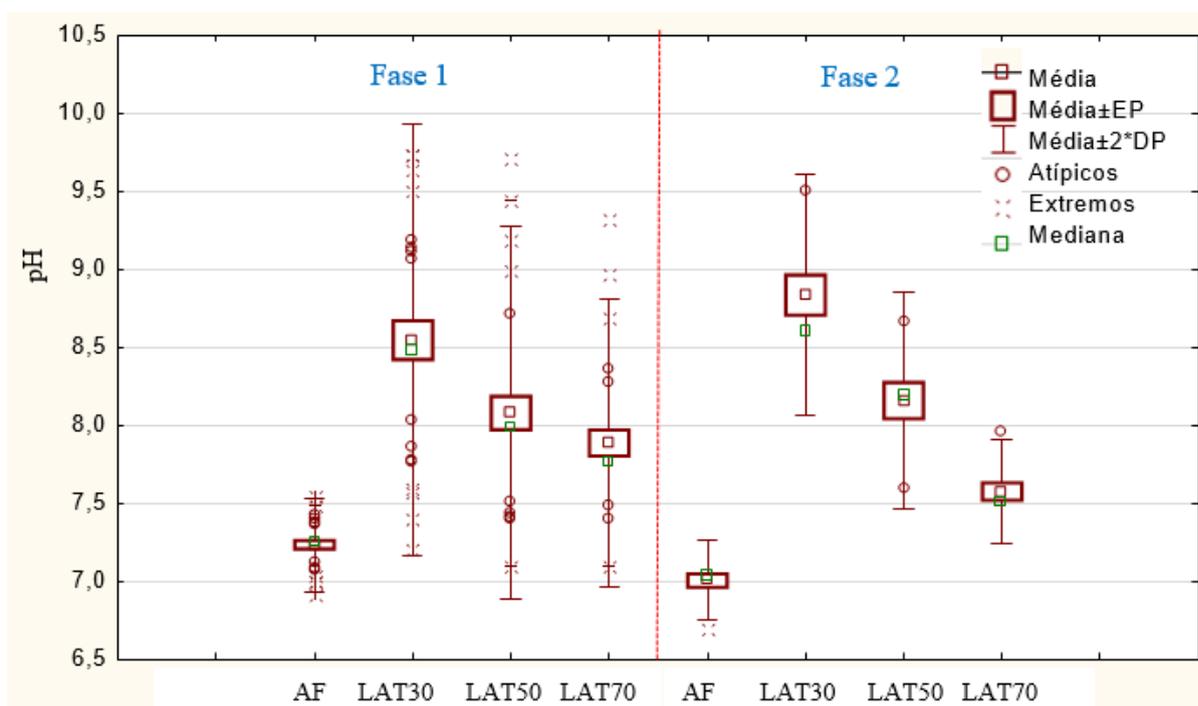
**Figura 29** - Medições de pH para o afluente e efluente das LATs de diferentes profundidades durante operação intermitente



Ao comparar o pH das LATs, observou-se maiores pH apresentados pela LAT30. Em seguida, com valores menores aparece a LAT50. Por fim, a LAT70. Estes resultados mostram uma tendência do aumento pH com o incremento da profundidade. Tendência semelhante à ocorrida com o oxigênio dissolvido.

O gráfico box-plot (**Figura 30**) apresenta os valores de pH mínimos, médios e máximos, bem como a mediana, os atípicos e os extremos para o afluente e o efluente das LATs. Identificou-se uma variação estatisticamente significativa entre o pH afluente e o efluente das LATs. Esta diferença se torna maior, quando se diminui a profundidade das lagoas. Assim como para o OD, quando foi identificada que o aumento da profundidade promove uma diminuição da oxigenação. Observou-se o mesmo comportamento de OD para o pH, porque aumentando-se a altura da lâmina d'água, diminui-se o pH.

**Figura 30** - Variação do pH para o afluente e efluente as LATs de distintas profundidades durante operação intermitente



LAT30, LAT50 e LAT70: LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade; EP: erro padrão; DP: desvio padrão  
Fonte: a autora, 2022

Na fase 1, os valores médios do pH para afluente (AF) e o efluente da LAT30, LAT50 e LAT70 foram de  $7,2 \pm 0,1$ ;  $8,5 \pm 0,7$ ;  $8,1 \pm 0,6$  e  $7,9 \pm 0,5$ , respectivamente. Na fase 2, com oito alimentações de 45 min e TDH de 2 dias, os valores médios foram de  $7,0 \pm 0,1$ ;  $8,8 \pm 0,4$ ;  $8,2$

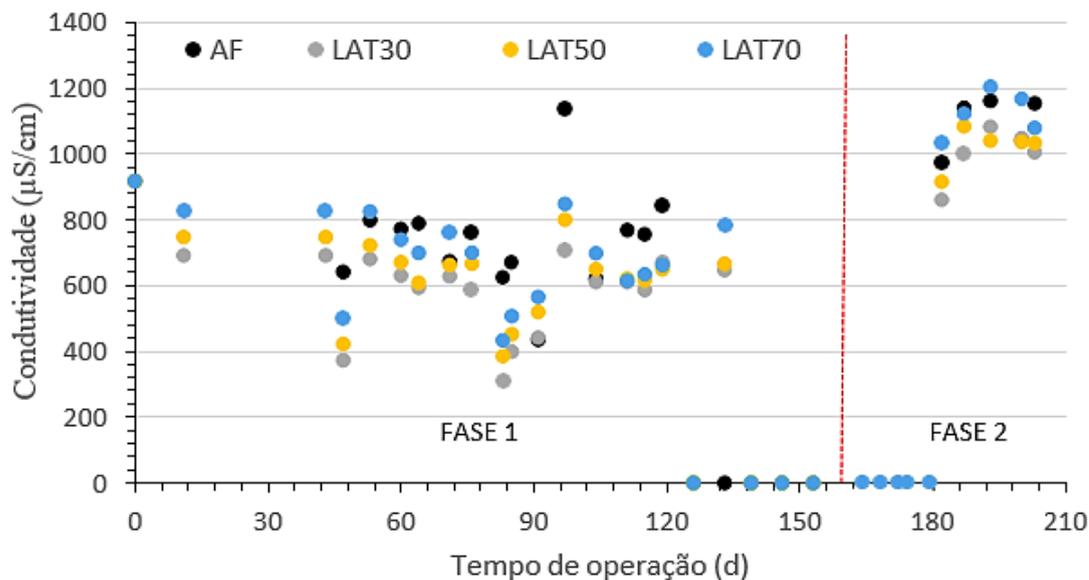
$\pm 0,3$  e  $7,6 \pm 0,2$ , respectivamente. Corroborou-se os presentes dados de pH afluente (efluente UASB) com a variação reportada pela literatura, que registrou 6,6 a 7,2 através do estudo de Morais (2015) na ETE Mangueira.

Com exceção da LAT30, que apresentou uma variação mais elevada e próxima de 9,0, as demais lagoas parecem indicar pHs médios compatíveis com estudos anteriores (7,3-8,5) (EL SHAYJI *et al.*, 1995; CRAGGS *et al.*, 2003; MEHRABADI *et al.*, 2018; SÁNCHEZ-ZURANO *et al.*, 2021). A LAT mais rasa apresentou pH mais alto (7,8-9,2) que as demais LATs, porém semelhante a variação encontrada por Pham *et al.* (2020). Esta variação foi de 4,0 a 10,0, em LAT de 11 cm alimentada com esgoto doméstico bruto e esgoto doméstico decantado e TDH maiores a 2 dias (4 e 8 dias).

A fase 1 (duas alimentações de 3 h e TDH = 2 dias) mostrou menor pH médio para LAT70. No entanto, não houve diferença estatisticamente significativa entre o pH da fase 1 e 2 para a LAT50. Ou seja, quando se mudou da fase 1 para 2 não ocorreu variação considerável no pH da LAT50. Porém, na LAT de maior profundidade (LAT70), a troca de fase de 1 para 2 provocou uma queda no pH do efluente.

Apresenta-se os dados de condutividade elétrica medidos na entrada e na saída das LATs (**Figura 31**). Percebe-se uma discrepância entre as condutividades medidas na fase 1 e 2. Na primeira fase, os valores médios da condutividade elétrica em  $\mu\text{S}/\text{cm}$  foram iguais a  $784 \pm 156$ ;  $597 \pm 146$ ;  $640 \pm 137$  e  $692 \pm 137$  para AF e os efluentes da LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. Na fase 2, os valores médios correspondentes situaram-se na faixa de:  $1081 \pm 83$ ;  $999 \pm 85$ ;  $1020 \pm 63$  e  $1133 \pm 68$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente. O presente resultado para a condutividade das LATs situaram-se dentro do esperado, uma vez que Sutherland *et al.* (2014b) obtiveram variação de 604 a 1018  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , em LAT de 35 cm de profundidade alimentada com esgoto doméstico bruto.

**Figura 31** - Medições da condutividade elétrica para o afluente e as lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidades durante as fases 1 e 2 da operação intermitente

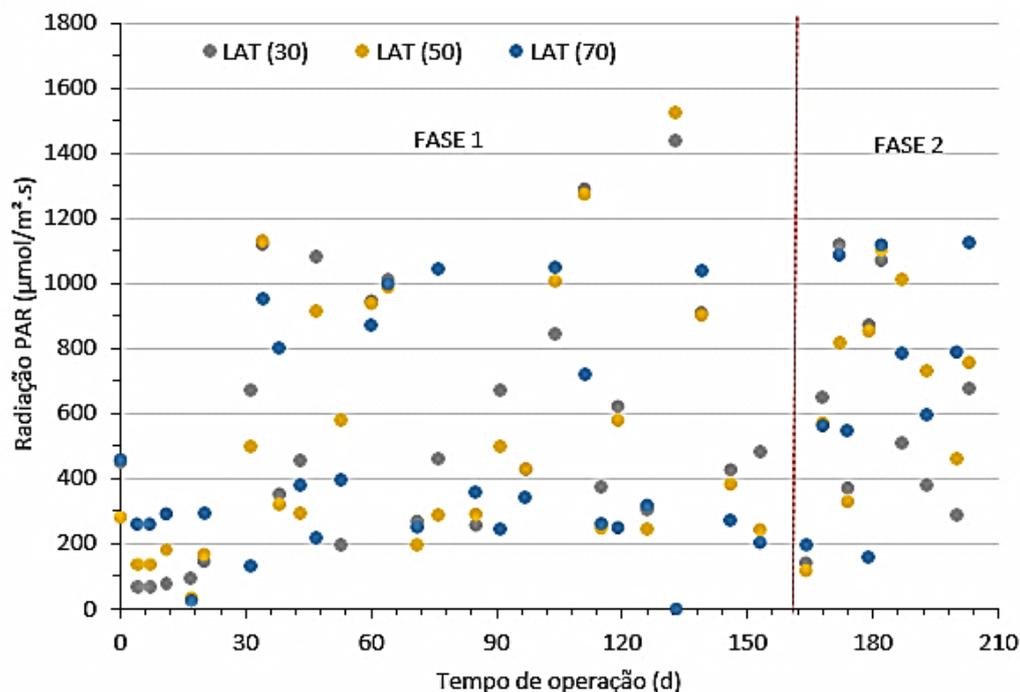


LAT30, LAT50 e LAT70: LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade; EP: erro padrão; DP: desvio padrão  
Fonte: a autora, 2022

A fase 2 apresenta maiores condutividades do que a fase 1. Provavelmente, este resultado pode ser confrontado com os dados de precipitação (**Figura 24**). Uma vez que a fase 1 foi o período de mais elevada precipitação, quando comparado à fase 2. Além disso, na fase 1 as lagoas de 30, 50 e 70 cm foram estatisticamente iguais. Porém na fase 2, somente a LAT30 e LAT50 foram semelhantes entre si para a condutividade elétrica e a LAT70 foi estatisticamente diferente, apresentando condutividade média mais elevada.

A **Figura 32** apresenta a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) medida a 5 cm da lâmina d'água nas LATs de distintas profundidades. Os resultados parecem indicar dispersão. Por isso, com ajuda da estatística e do teste-t verificamos que não houve diferença estatisticamente significativa entre as radiações medidas nas lagoas de distintas alturas ao longo da fase 1.

**Figura 32** - Radiação fotossinteticamente ativa para as lagoas de diferentes profundidades sob operação intermitente composta por fases 1 e 2



Fonte: a autora, 2022

Na fase 1, as radiações PAR média foram de  $547 \pm 385$ ;  $503 \pm 394$  e  $493 \pm 357$   $\mu\text{mol}$  fótons  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas lagoas de 30, 50 e 70 cm, respectivamente (com os respectivos intervalos de confiança de 95% e aplicando o teste *t*- Student). Em termos de incidência solar, estes valores podem indicar que não há diferença estatisticamente significativa entre LATs de distintas profundidades. Ao passo que na fase 2, quando o número de alimentações aumentou de dois para oito, e o tempo de alimentação foi reduzido de 3 h para 45 min, estes resultados aumentaram  $609 \pm 332$ ;  $675 \pm 306$  e  $738 \pm 289$   $\mu\text{mol}$  fótons  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas lagoas de 30, 50 e 70 cm, respectivamente.

Nas LATs de 30 e 50 cm, os resultados da radiação média para fase 2 estão próximos aos obtidos por Sanchez- Zurano *et al.* (2021), que obtiveram como valor médio  $680 \pm 85$   $\mu\text{mol}$  fótons  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$  na cidade de Almería (Espanha). Ao passo que em Viçosa (Minas Gerais - Brasil), identificou-se como radiação incidente mínima e máxima na LAT (alimentada com efluente UASB e efluente desinfectado) de 500 e 2400  $\mu\text{mol}$  fótons  $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , respectivamente.

Mesmo na LAT mais profunda a radiação que chega na superfície, a 5 cm da lâmina d'água, foi maior do que na LAT mais rasa. Esta situação pode ser um indicativo de que há mais biomassa

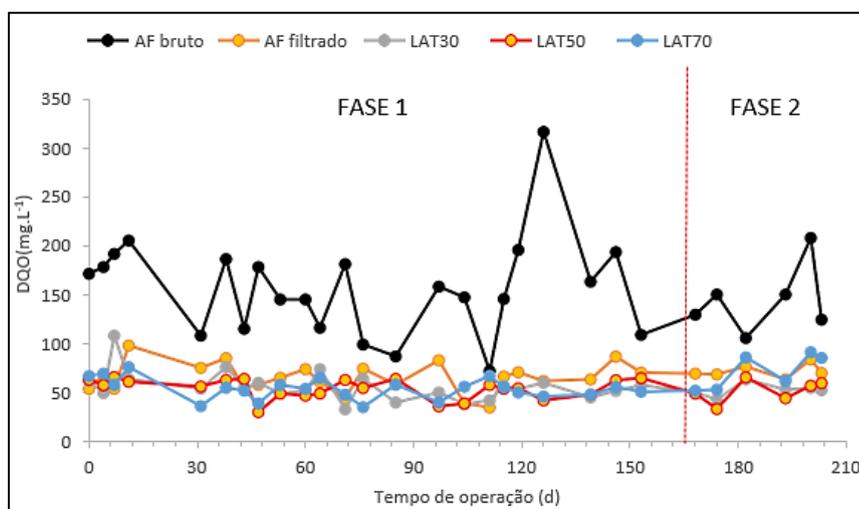
algal na LAT30, uma vez que impede a penetração da radiação solar incidente. A radiação influencia a temperatura no interior da lâmina d'água lagoa, que por sua vez interfere nos processos bioquímicos (rota metabólica, assimilação dos nutrientes, crescimento dos microorganismos), na cinética das reações (LEVENSPIEL, 2000) e na remoção de matéria orgânica (OSWALD, 1988). A taxa fotossintética está relacionada com a temperatura, a qual interfere na produção e na taxa de difusão do oxigênio no interior da lâmina d'água.

### 6.2.2 Remoção de matéria orgânica

Os resultados de carga mássica, a carga orgânica volumétrica (COV) e a carga superficial aplicada em cada uma das lagoas, com relação à DQO total afluyente, foram disponibilizados no apêndice H. Na fase 1, os valores médios das concentrações de DQO bruta e filtrada do afluyente e a DQO filtrada nos efluentes da LAT30, LAT50 e LAT70 foram de  $157 \pm 51$ ;  $65 \pm 15$ ,  $56 \pm 15$ ;  $54 \pm 10$  e  $54 \pm 11$   $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. Os dados obtidos para DQO bruta e filtrada do afluyente (efluente UASB) estão de acordo com o estudo de Moraes (2015), no qual as faixas de variação obtidas para DQO bruta e filtrada foram de 118-294 e 45-105  $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente.

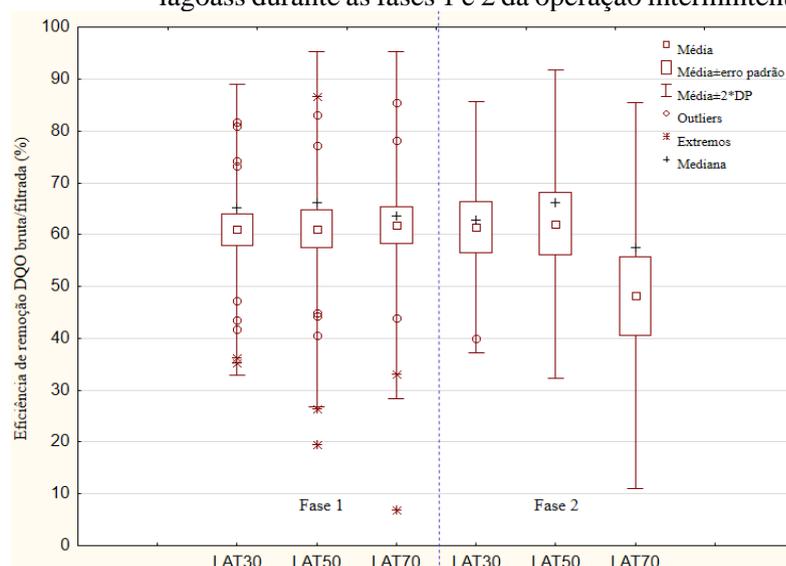
Não há discrepância estatisticamente significativa entre as concentrações de DQO filtrada nos efluentes em ambas fases (**Figura 33**). Consequentemente, não há diferença entre a remoção de DQO dada pela razão entre a DQO bruta AF/DQO filtrada do efluente LAT. Os valores médios de DQO solúvel no efluente das LATs está compatível com o estabelecido pela Comissão das Comunidades Européia (1991) no qual o limite para DQO, SST e NT é 125, 35 e 15  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente.

**Figura 33** - Concentrações de DQO no afluente e efluentes das lagoas em duas fases operacionais (Fase 1- 2 alimentações de 3 h e Fase 2 – 8 alimentações de 45 min).



A **Figura 34** apresenta a variação média para a eficiência de remoção da DQO bruta / solúvel de três LATs com distintas alturas. Tanto na fase 1, como na 2, obteve-se eficiências de remoção de DQO bruta/ solúvel próxima a 60%. Exceção a este comportamento foi a LAT70 na fase 2 que atingiu uma eficiência média de remoção DQO bruta solúvel de 49%. Passos *et al.* (2015) alcançou eficiências de remoção de DQO próximas a 60% alimentando suas LATs com efluente UASB, assim como executado no presente estudo.

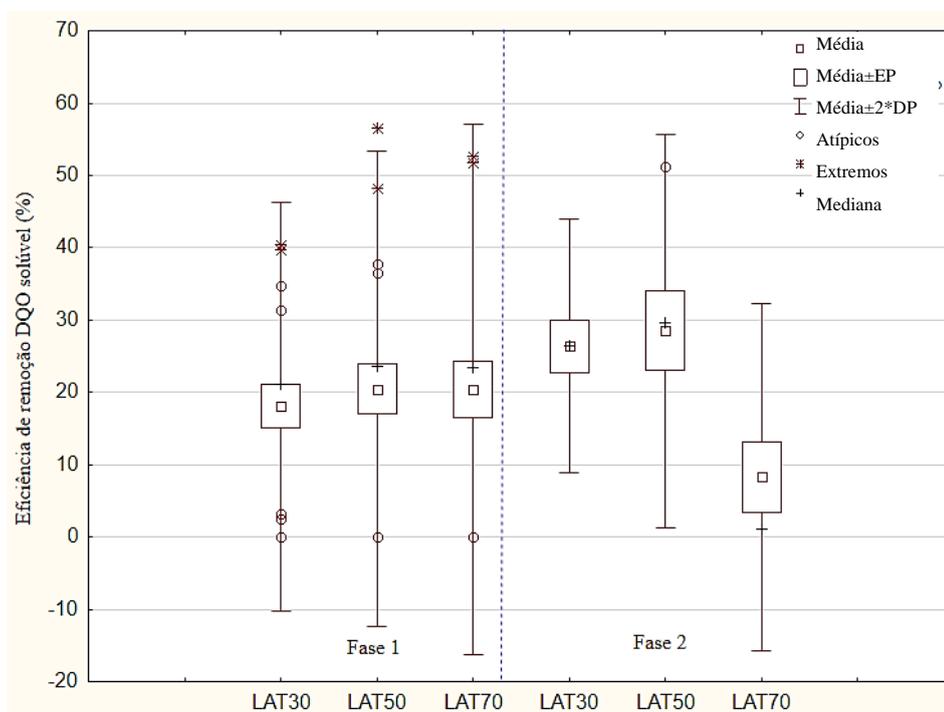
**Figura 34** - Eficiência de remoção da DQO total/solúvel para as lagoas durante as fases 1 e 2 da operação intermitente



DQO total afluente e solúvel do efluente; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

A **Figura 35** apresenta a variação média para a eficiência de remoção da DQO solúvel de três LATs com distintas alturas. Tanto na fase 1, como na 2, obteve-se eficiências de remoção de DQO solúvel menores do que 30%. Durante a fase 1, não houve diferença estatisticamente significativa entre as LATs de diferentes profundidades. Ao passo que na fase 2, as LATs de 30 e 50 cm mostraram eficiências praticamente iguais. A menor eficiência de todas foi obtida com a LAT mais profunda (~10%). O presente resultado para eficiência de remoção da DQO foi baixo, porém pode ser corroborado com Pham *et al.* (2020), que obtiveram uma variação de 28 a 93%.

**Figura 35** - Eficiência de remoção da DQO solúvel para as lagoas de diferentes profundidades durante as fases 1 e 2 da operação intermitente



EP: erro padrão; DP: desvio padrão; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade

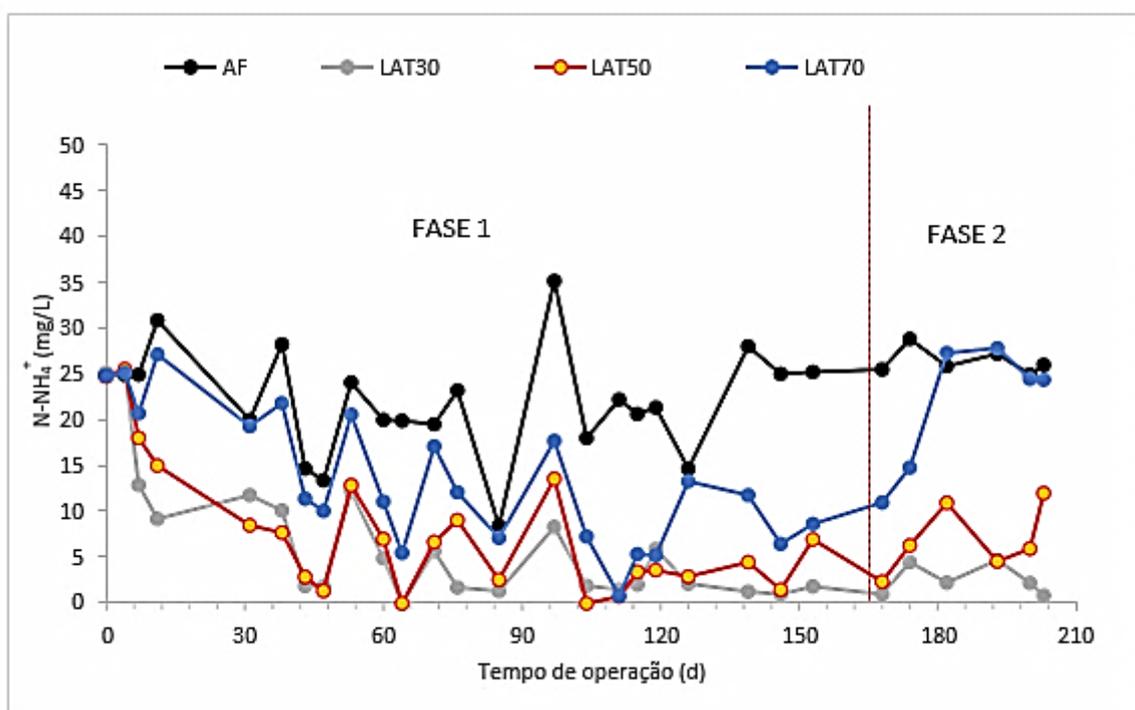
Fonte: a autora, 2022

### 6.2.3 Remoção de nutrientes

Na **Figura 36**, apresenta-se o comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal para AF e EF das LATs, ao longo das fases 1 (2 alimentações de 3 h) e 2 (8 alimentações de 45 min). Observa-se uma queda mais significativa no nitrogênio amoniacal da lagoa mais rasa (LAT30) durante ambas as fases ( $6,5 \pm 7,2$  e  $2,6 \pm 1,7$  mg.L<sup>-1</sup>). Em seguida, a LAT50 apresentou menores concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ( $7,8 \pm 7,4$  e  $7,0 \pm 3,7$  mg.L<sup>-1</sup>). O valor residual do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para

a LAT70 ao longo das F1 e F2 alcançou os seguintes valores  $13,5\pm 7,4$  e  $22,0\pm 7,0$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Com exceção da LAT70 (fase 2) todas as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  atendem aos critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, uma vez que o nitrogênio amoniacal foi  $<20$   $\text{mg.L}^{-1}$  para lançamento de efluentes. Isso pode indicar que a mudança de fase, com o aumento do número de alimentações apenas beneficiou as LATs mais rasas.

**Figura 36** - Comportamento de nitrogênio amoniacal para afluente e o efluente das LATs durante as fases 1 e 2 da operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

Os resultados de  $\text{N-NH}_4^+$  obtidos para as LATs mais rasas em ambas as fases, bem como o alcançado na LAT70 durante a fase 1 estão compatíveis com a variação média observada por Sutherland *et al.* (2014b). Os pesquisadores obtiveram uma concentração residual média de 4,0 a 13,9  $\text{mg.L}^{-1}$  em LATs operadas com profundidade de 35 cm e TDHs iguais a 5,5, 7 e 9 dias. Em contrapartida no presente estudo, empregou-se três profundidades diferentes (30, 50 e 70 cm), sendo duas destas maiores do que os pesquisadores, além de um TDH de 2 dias.

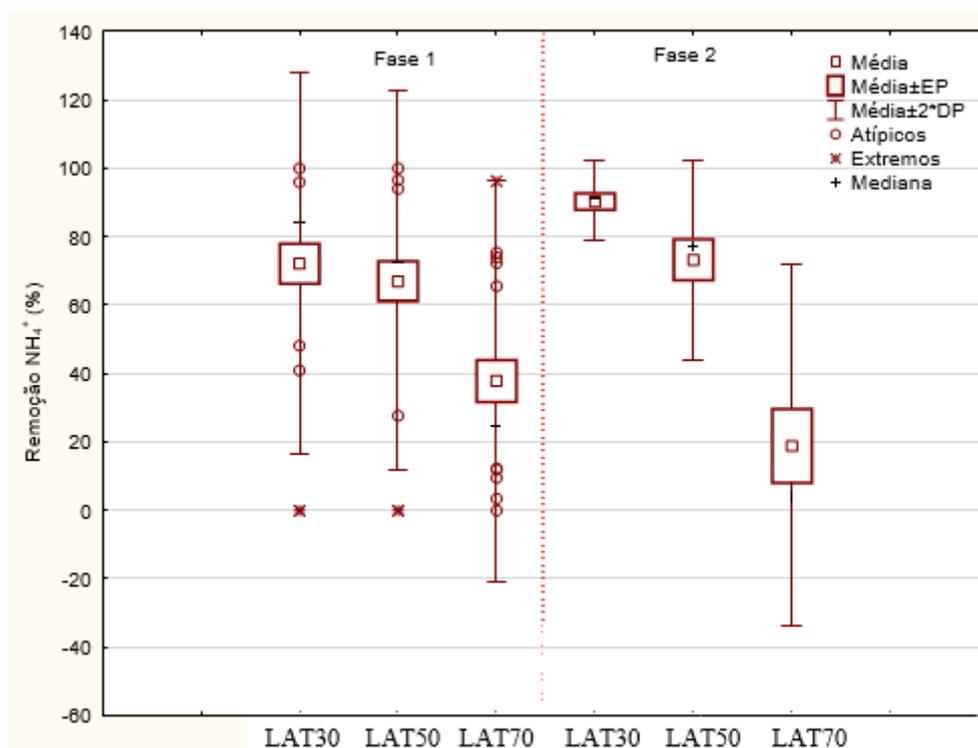
O aumento da profundidade diminuiu a eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ . Destaca-se como um aspecto importante dentro do comportamento do nitrogênio amoniacal, o pH, pois à medida que a profundidade aumentou, o pH sofreu redução. Esta redução do pH,

provavelmente, pode ter repercutido sobre a concentração do efluente que aumentou.

Nas tabelas E4, E5 e E6 do apêndice E, reportou-se os testes de normalidade de *Shapiro-Wilk*, nos quais pode ser verificado a ocorrência de estado estacionário na fase 1 em relação à concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  nas lagoas de 30, 50 e 70 cm, respectivamente. Os resultados dos testes mostraram que a LAT50 e LAT70 apresentaram estado estacionário para esta variável durante à fase 1. Ao que a a LAT mais rasa não atingiu estado estacionário.

Na fase 1, os valores médios para a remoção percentual de  $\text{N-NH}_4^+$  foram iguais a  $75 \pm 24$ ,  $70 \pm 24$  e  $40 \pm 29\%$ , para LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente (**Figura 37**).

**Figura 37** – Variação da eficiência de remoção do  $\text{N-NH}_4^+$  para as LATs de diferentes alturas durante operação intermitente (fases 1 e 2)



EP: erro padrão; DP: desvio padrão; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade

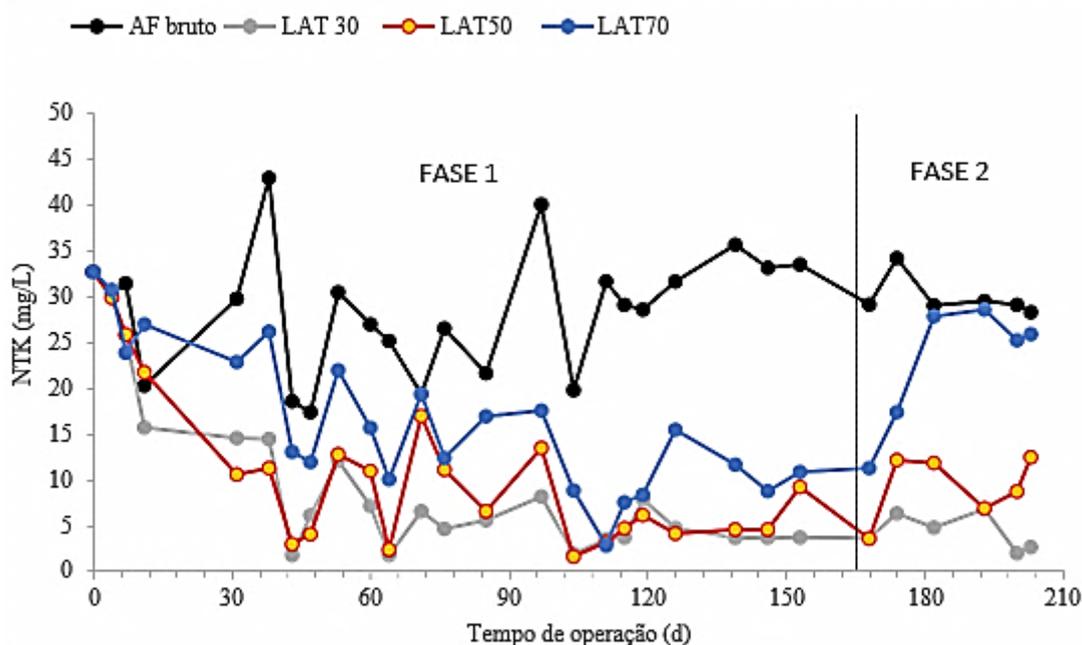
Fonte: a autora, 2022

Na fase 2, obteve-se eficiências de remoções médias de  $\text{N-NH}_4^+$  iguais a  $90 \pm 6$ ,  $73 \pm 15$  e  $19 \pm 26\%$ , respectivamente. Com exceção da LAT70, os resultados atuais para as LATs de 30 e 50 cm foram semelhantes à literatura, em que foi reportada remoções de 47 a 79 % (SUTHERLAND *et al.*, 2014b) para LAT de 35 cm de profundidade. Porém um estudo mais antigo registrou eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  semelhante à LAT70 (23 a 78%), para um

TDH de 2 e 4 dias, pH de 8,5 a 9,4, para uma LAT de 40 cm (EL HAMOURI *et al.*, 1995). Percebe-se que na fase 1 há uma similaridade apenas entre as médias das LATs de 30 e 50 cm (teste de Tukey com 95% de confiança). Ao passo que a LAT70 apresentou eficiência média de remoção de  $\text{NH}_4^+$  inferior, frente as demais, sendo estatisticamente diferentes das LATs mais rasas. Na fase 2, as três LATs foram estatisticamente diferentes pelo teste de ANOVA (95%). A mudança de fase 1 para 2 melhorou a eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  para LAT30, não alterou a eficiência no caso da LAT50. Ao passo que para LAT70 causou uma redução de aproximadamente 50% na eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Novamente, a LAT70 não correspondeu ao esperado, pois apresentou uma eficiência média muito baixa ( $19 \pm 26\%$ ), além de desvio padrão maior do que o desempenho médio. Supostamente, este comportamento pode ser justificado pela concentração do efluente maior do que o afluente, como constatado na **Figura 36** (cor azul na Fase 2). Provavelmente, o decaimento na concentração do nitrogênio amoniacal está relacionado ao maior pH apresentado pela LAT30. O comportamento da concentração de nitrogênio NTK pode ser visualizado na **Figura 38**. A LAT30 conseguiu alcançar um decaimento mais rápido da concentração do NTK para ambas as fases operacionais.

**Figura 10** - Comportamento das lagoas para a concentração de nitrogênio NTK durante as duas fases operacionais

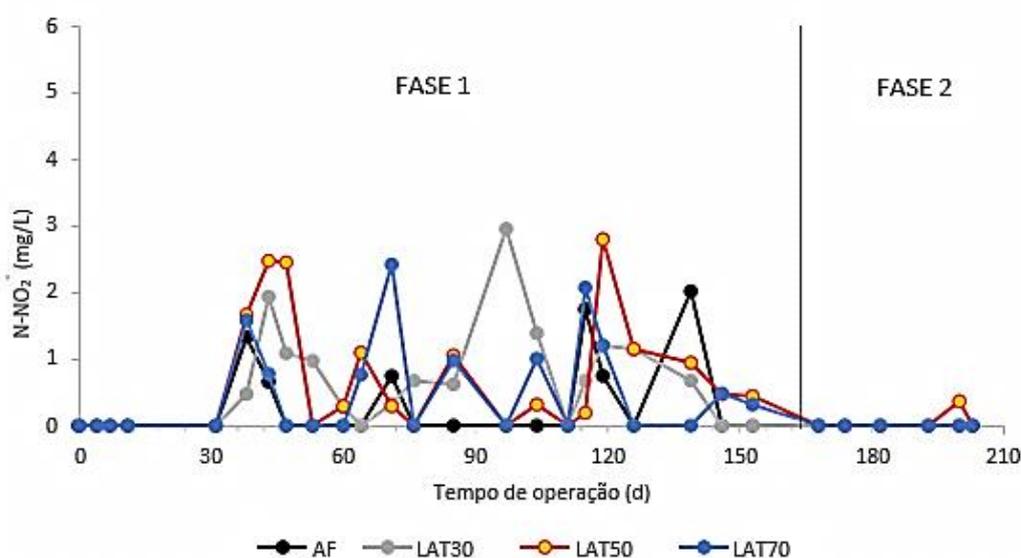


Fonte: a autora, 2022

Em segundo lugar, aparece a LAT50 e, finalmente a LAT70. Este resultado parece indicar que o aumento da profundidade prejudica e diminui a remoção de nitrogênio, o que corrobora com investigações anteriores (SUTHERLAND *et al.*, 2014; EUSTANCE *et al.*, 2016). Embora haja um estudo controverso, em que inferiu não haver diferença na remoção de  $\text{NH}_4^+$  com a alteração da profundidade da LAT (SANCHEZ-ZURANO *et al.*, 2021). A maior concentração residual de NTK foi apresentada pela LAT mais profunda, para ambas as fases operacionais. Porém, destaca-se que a fase 2 resultou em concentração, aproximadamente, 2 x maior do que a fase 1 ( $26 \text{ mg.L}^{-1}$  versus  $11 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Supõe-se que a maior concentração de NTK na fase 2 tenha ocorrido devido ao menor pH apresentado nesta fase. Na fase 1, identificou-se pela aplicação do teste de *Shapiro -Wilk* o surgimento de um estado estacionário quanto à concentração de NTK estabelecido entre 104 e 153 dias para as LATs (LAT50 e LAT70), uma vez que  $p > 0,05$ .

A **Figura 39** apresenta a concentração de  $\text{N-NO}_2^-$  ao longo das fases operacionais durante estratégia intermitente. Durante a fase 1 ocorreu maior formação de nitrito do que a fase seguinte. Na primeira fase, as concentrações médias de  $\text{N-NO}_2^- \pm$  (desvio padrão) no efluente das LATs de 30, 50 e 70 cm foram iguais a  $0,6 \pm (0,8)$ ,  $0,7 \pm (0,9)$  e  $0,5 \pm (0,7) \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.

**Figura 11** - Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo das fases operacionais (operação intermitente) das lagoas de diferentes profundidades (LAT30, LAT50 e LAT70)

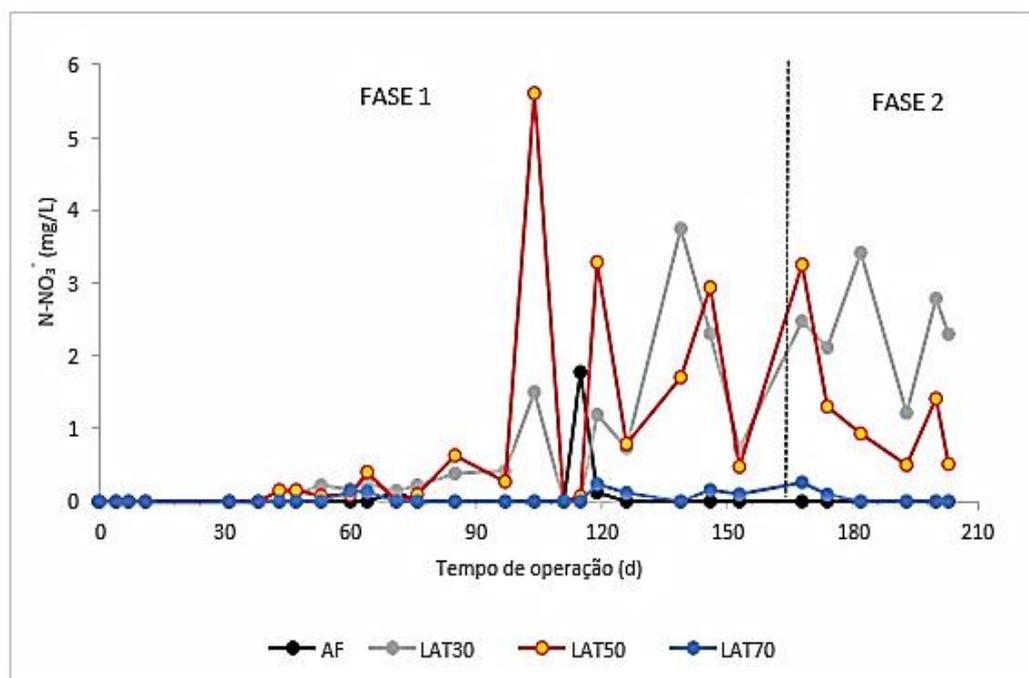


Fonte: a autora, 2022

Na fase 2, os valores correspondentes somente foram identificados para a LAT50,  $0,06 \pm (0,02) \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. No estudo de Godos *et al.* (2016), reportou-se a geração de nitrogênio na forma de nitrito em LAT de 30 cm também alimentada com efluente UASB cuja variação foi de 0,2 a  $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A **Figura 40** apresenta a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  ao longo das fases operacionais durante estratégia intermitente. Na fase 1, estes valores com seus desvio padrão para as lagoas de 30, 50 e 70 cm foram de  $0,53 \pm (0,91)$ ,  $0,73 \pm (1,40)$  e  $0,04 \pm (0,07) \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Durante a fase 2, os respectivos resultados foram de  $2,39 \pm (0,91)$ ,  $0,73 \pm (1,40)$  e  $0,04 \pm (0,07) \text{ mg.L}^{-1}$ . Godos *et al.* (2016) obtiveram uma variação de 4,1 a  $23,1 \text{ mg N-NO}_3^- \text{.L}^{-1}$  e García *et al.* (2006) de 3,9 a  $8,0 \text{ mgN-NO}_3^- \text{.L}^{-1}$ .

**Figura 40** - Concentração de nitrogênio na forma de nitrito ao longo das fases operacionais (operação intermitente) das lagoas de diferentes profundidades (LAT30, LAT50 e LAT70)

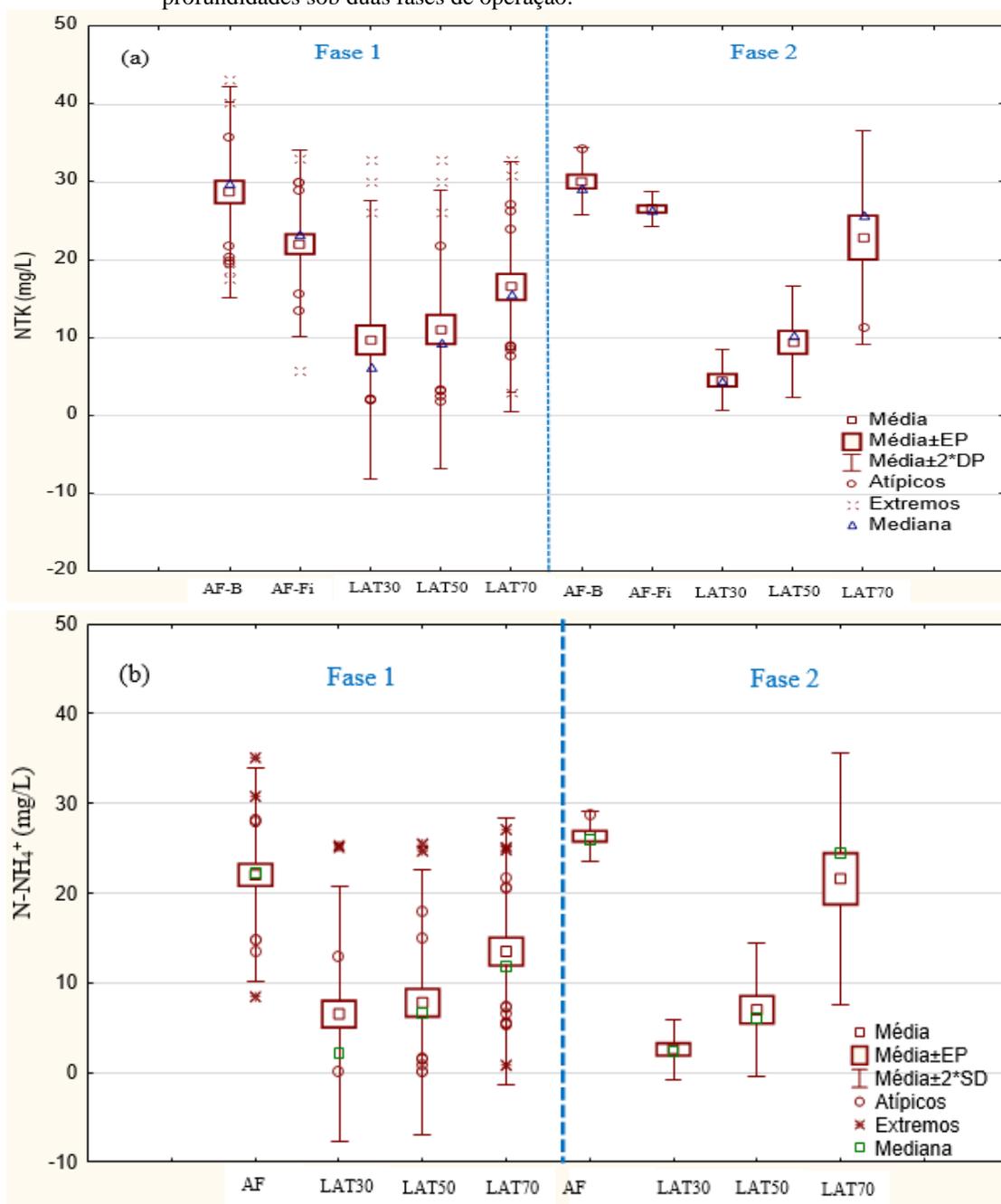


Fonte: a autora, 2022

As **Figura 41(a)** e **(b)** apresentam as concentrações médias de NTK e nitrogênio amoniacal. As menores concentrações médias de NTK foram alcançadas na fase 2 para as duas lagoas mais rasas (LAT30 e LAT50). Observou-se o mesmo comportamento para a concentração média de nitrogênio amoniacal (**Figura 41b**). Aumentando-se o número de alimentações, caracterizado

pela mudança de fase operacional (da F1 para F2), prejudicou-se a remoção de nitrogênio para a LAT mais profunda. Por isso, a fase 1 é mais recomendada para alcançar uma eficiência média de remoção de N maior para a LAT70.

**Figura 41** - Valores médios para a concentração de: (a) NTK e (b)  $N-NH_4^+$  nas lagoas de distintas profundidades sob duas fases de operação.



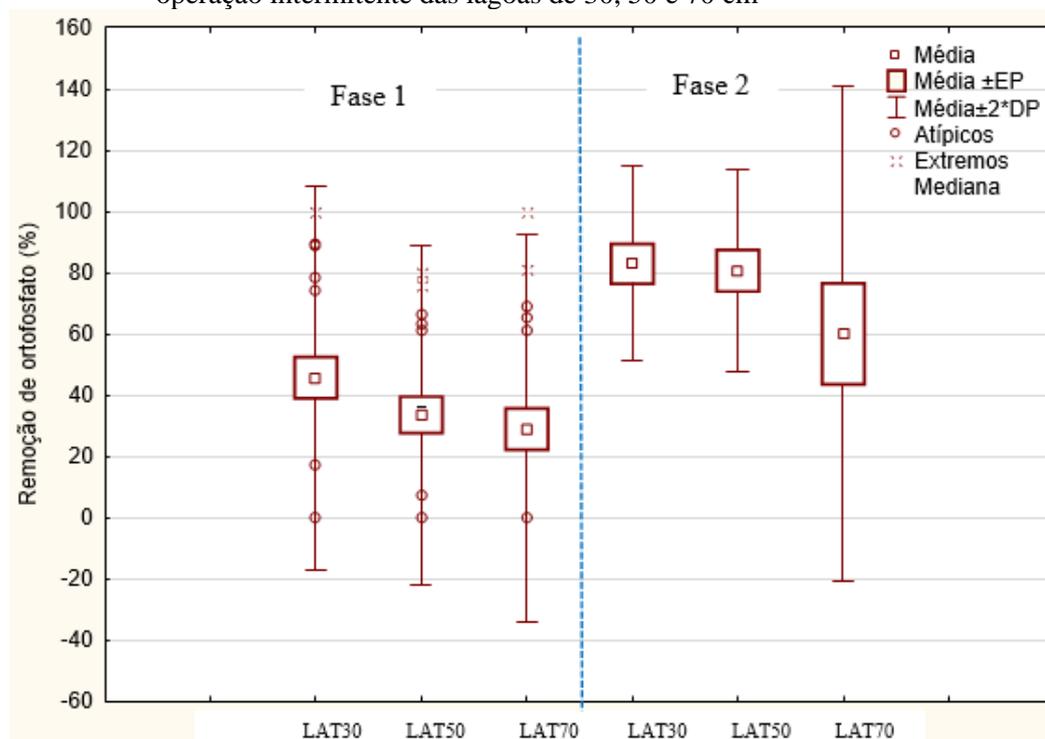
AF-B: afluente bruto; AF-Fi: afluente filtrado; AF: afluente; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; EP: erro padrão; DP: desvio padrão

Fonte: a autora, 2022

Na fase 1, as concentrações médias de  $\text{N-NH}_4^+$  para o afluente e o efluente das LATs de 30, 50 e 70 cm foram iguais a  $22 \pm (6,0)$ ,  $6,5 \pm (7,2)$ ,  $7,8 \pm (7,4)$  e  $13,5 \pm (7,4)$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Estas médias estão semelhantes à investigação de Sutherland et al.(2014b), que alcançaram uma variação de 22,1 a 30,7  $\text{mg.L}^{-1}$  (afluente) e 4,0 a 13,9  $\text{mg.L}^{-1}$  (efluente). Na fase 2, as concentrações médias obtidas foram iguais a  $26 \pm (1)$ ,  $2,6 \pm (1,7)$ ,  $7,0 \pm (3,7)$  e  $22 \pm (7)$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Estes valores estão concordantes com os pesquisadores, a única exceção foi a LAT70, que apresentou concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $22 \pm (7)\text{mg.L}^{-1}$ .

Na **Figura 42**, observa-se a variação da eficiência de remoção para o fósforo dissolvido solúvel em cada uma das LATs avaliadas. Primeiramente, pode-se destacar uma elevação na eficiência de remoção do ortofosfato com a mudança de fase. Todas as LATs foram beneficiadas sob a mudança de fase, em termos de remoção, quando o número de alimentações aumentou de dois para oito.

**Figura 12** - Variação para eficiência de remoção do ortofosfato nas fases operacionais da operação intermitente das lagoas de 30, 50 e 70 cm



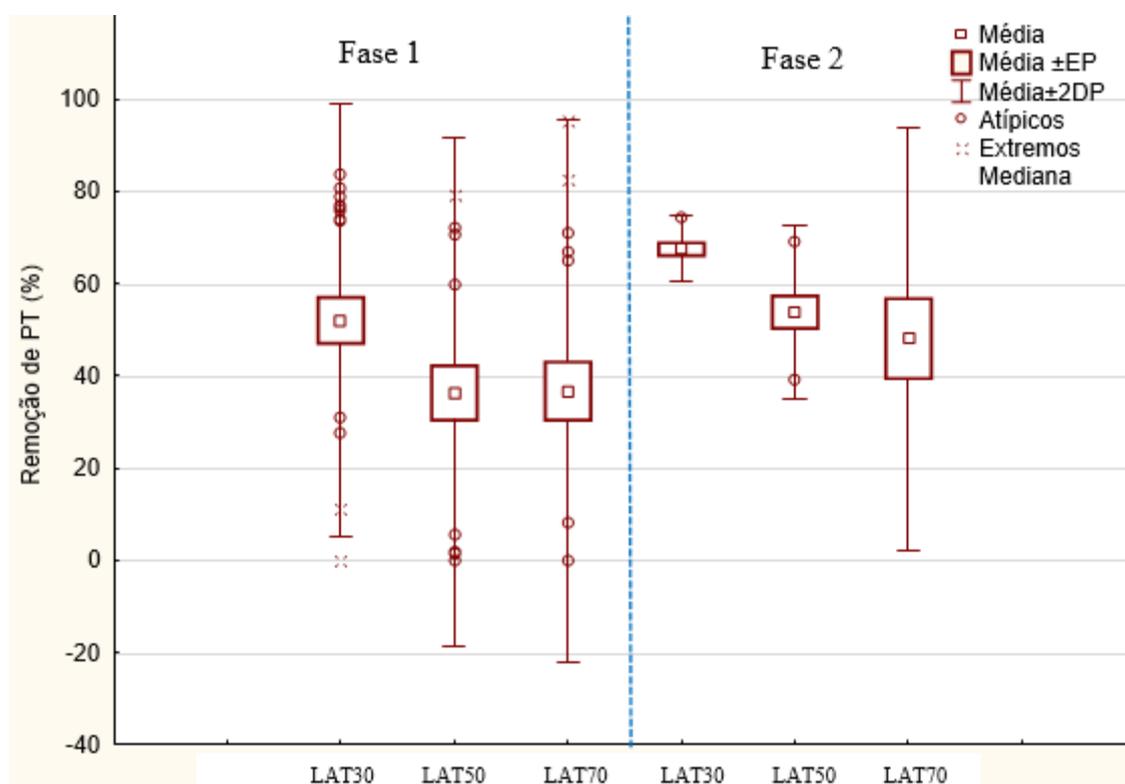
LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; EP: erro padrão; DP: desvio padrão

Fonte: a autora, 2022

Especificamente, na fase 1, a elevação da altura da lâmina d'água causou uma redução na eficiência média de remoção do ortofosfato. Por outro lado, na fase 2, não houve diferença estatisticamente significativa para a eficiência de remoção do ortofosfato entre as LATs mais rasas. Na fase 1, as eficiências médias de remoção do ortofosfato variaram de 30 a 50%. Esta variação foi bem semelhante ao reportado por Sutherland *et al.* (2014b), cuja faixa encontrada situou-se entre 20 e 49%. Na fase 2, os resultados dos valores médios de eficiência com os seus desvios padrões foram iguais a  $83\pm(18)\%$  e  $83\pm(17)\%$ , para a LAT30 e LAT50, respectivamente. Eficiências de remoção de ortofosfato semelhantes e maiores que 85% a estas LATs foram reportadas (PICOT *et al.*, 1993; MEHRABADI *et al.*, 2017a).

O maior valor para a eficiência de remoção média de fósforo total foi encontrado na LAT30 ( $69 \pm 4\%$ ) na fase 2 (**Figura 43**). Por outro lado, na fase 1, identificou-se a menor eficiência para a LAT50 e LAT70, não tendo diferença estatisticamente significativa entre os valores obtidos  $38 \pm (26)\%$  e  $38 \pm (29)\%$ , respectivamente

**Figura 13** - Variação para eficiência de remoção do fósforo total nas fases operacionais



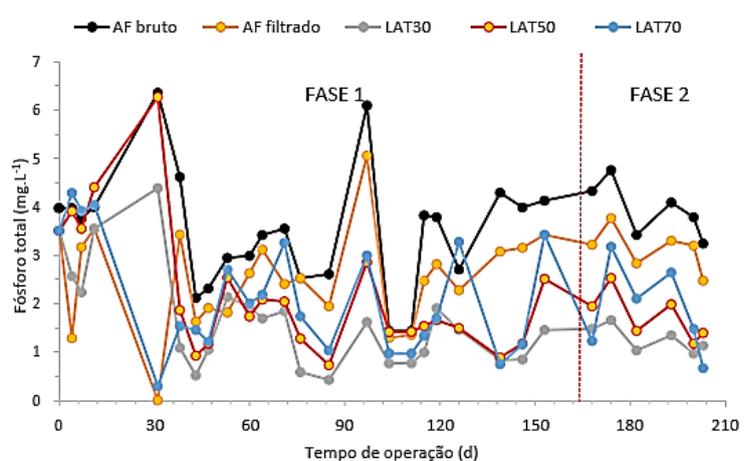
LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; EP: erro padrão; DP: desvio padrão

Fonte: a autora, 2022

Eficiência de remoção de fósforo total de 11,6 a 34,6% foi obtida em LATs de alturas 20, 30 e 40 cm alimentadas com esgoto doméstico bruto (SUTHERLAND *et al.*, 2014a). Na fase 2, nota-se uma redução na eficiência de remoção do fósforo à medida que se incrementa a profundidade da LAT (LAT30 > LAT50 > LAT70).

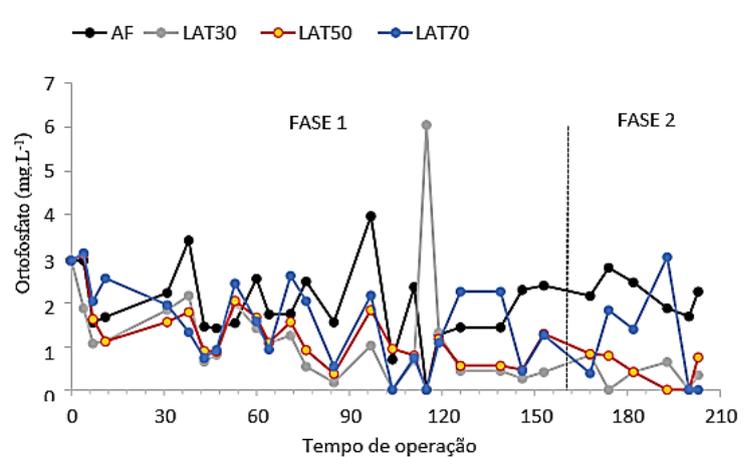
Nas **Figuras 44** e **45** estão ilustradas as concentrações de fósforo total e ortofosfato para o afluente e efluente das LATs ao longo da operação intermitente.

**Figura 44** - Concentração de fósforo total ao longo das fases operacionais



LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;  
Fonte: a autora, 2022

**Figura 14** - Concentração de ortofosfato ao longo das fases operacionais



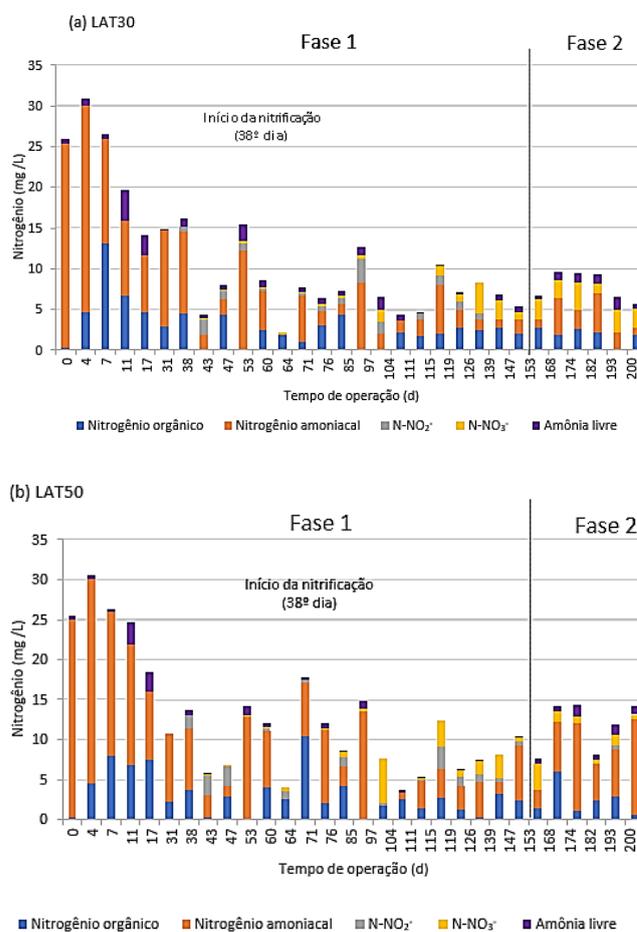
LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;  
Fonte: a autora, 2022

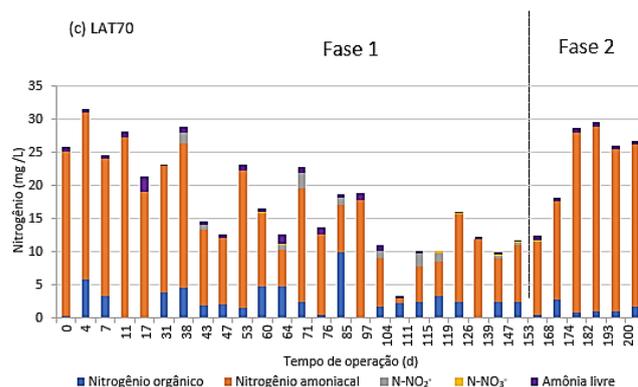
Durante a fase 2 (oito alimentações de 45 min), observa-se uma tendência semelhante na concentração de fósforo total para as lagoas. Embora as LATs mais rasas tenham mostrado concentrações de PT mais baixas do que a LAT70. Sabe-se que o fósforo é removido, principalmente, por precipitação de sais de cálcio, quando o pH está alcalino ( $\text{pH} > 8$ ). Provavelmente, este seja a explicação da frequente variação na concentração do P, cujo comportamento também pode ser visualizada na concentração de ortofosfato (Figura 45).

## 6.2.4 Nitrificação e desnitrificação

Nas **Figura 46(a), (b) e (c)**, observa-se um cotejo das distintas formas de nitrogênio, amônia livre, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, ao longo das fases operacionais de cada lagoa.

**Figura 46** - Comportamento das distintas formas de nitrogênio durante operação intermitente





LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;  
Fonte: a autora, 2022

Hipoteticamente, no início da fase 1 a biomassa parece desenvolver uma adaptação as condições de temperatura, OD, radiação, pH. Este período foi localizado até o dia 76. A partir de então, supõe-se um estado com menor concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e predomínio da nitrificação. Na fase 2, o estado estacionário aparente é mais nítido com NT abaixo de 10 mg.L<sup>-1</sup>, um residual de amoniacal de 2,21 mg.L<sup>-1</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 2,79 mg.L<sup>-1</sup>. Houve maior formação de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> do que NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, espécie mais instável. Esse comportamento, provavelmente, pode explicar o porquê a LAT mais profunda apresentou menor remoção de nitrogênio. O teste de Shapiro-Wilk mostrou que o período entre 104 e 153 dias não era estacionário (apêndice G) para LAT30. Ao passo que para as LATs de 50 e 70 cm esse período estacionário realmente ocorreu (apêndice G)

A nitrificação com o primeiro indício da formação de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> também é iniciada no 38º dia, de maneira análoga à LAT30 (Figura 46b). Por volta do dia 104º, observa-se o início do estado estacionário aparente. Ao final da fase 1 (LAT50), alcançou-se um residual de 6,96 mg.L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 0,41 mg.L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e 0,44 mg.L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Outra diferença entre o final da fase 1 (LAT30) e o final da fase 1 (LAT50) refere-se ao *stripping* da amônia, que foi 4 x maior na LAT mais rasa (0,8 e 0,2 mg.L<sup>-1</sup>). Provavelmente, esse fato pode ser explicado pelo pH superior apresentado pela LAT30 e maior que 9 (9,07 e 7,66) no final da fase. Diferente das LATs mais rasas, a nitrificação ocorreu de uma forma muito tímida, atingiu residual de NT < 10 mg.L<sup>-1</sup> em torno do 111º dia, todavia essa concentração subiu rapidamente, já no dia 126.

A Tabela 24 mostra um sumário com as concentrações médias do nitrogênio nas diferentes formas durante as fases 1 e 2.

**Tabela 24** - Compêndio com as concentrações médias  $\pm$ desvio padrão do nitrogênio sob suas distintas formas ao longo de cada fase operacional

FASE 1 (n = 23)		C (mg/L)		
Amostra	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
AF-B	29 $\pm$ 7	-	-	-
AF-Fil	22 $\pm$ 6	22 $\pm$ 6	nd	0,3 $\pm$ 0,6
LAT30	9,7 $\pm$ 8,9	6,5 $\pm$ 7,2	0,53 $\pm$ 0,91	0,6 $\pm$ 0,8
LAT50	11 $\pm$ 9	7,8 $\pm$ 7,4	0,73 $\pm$ 1,40	0,7 $\pm$ 0,9
LAT70	16,5 $\pm$ 8	13,5 $\pm$ 7,4	0,04 $\pm$ 0,07	0,5 $\pm$ 0,7
FASE 2 (n=6)		C (mg/L)		
Amostra	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
AF-B	30 $\pm$ 2	-	-	-
AF-Fil	26 $\pm$ 1	26 $\pm$ 1	nd	nd
LAT30	4,5 $\pm$ 1,9	2,6 $\pm$ 1,7	2,39 $\pm$ 0,73	nd
LAT50	9,4 $\pm$ 3,6	7,0 $\pm$ 3,7	1,32 $\pm$ 1,02	0,06 $\pm$ 0,02
LAT70	23 $\pm$ 7	22 $\pm$ 7	0,06 $\pm$ 0,11	nd

Legenda: AF-B: afluente bruto; AF-Fil: afluente filtrado; nd: não detectado ; Fonte: a autora, 2022

A produtividade de biomassa é um dos parâmetros pelos quais se estimula a testar diferentes profundidades para LAT. Produzir mais utilizando-se de uma mesma área superficial, a fim de tratar maior carga, é o objetivo de qualquer indústria ou fábrica. A competição das microalgas e das bactérias nitrificantes por NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, junto com a redução do pH pode afetar a produção da biomassa. Provavelmente, a diminuição do OD pode ser atribuída ao consumo pelas microorganismos nitrificantes. O OD também pode cair quando a respiração predomina e a fotossíntese é cessada ou inibida. O OD aumenta à medida que progride o dia e a irradiância da luz aumenta. Há uma relação entre radiação e a concentração de OD na cultura microalgal. Uma elevada atividade fotossintética favorece altos valores de OD.

### 6.2.5 Produtividade de biomassa

Na fase 1 (duas alimentações de 3 h), cada uma das LATs avaliadas alcançaram a seguinte variação média para a produtividade de biomassa em g SSV m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> : 21 $\pm$ 16 (LAT30), 31 $\pm$ 20 (LAT50) e 31 $\pm$ 19 (LAT70) (**Tabela 25**). Na fase 2 (oito alimentações de 45 min com intervalos de 1h 30 min entre elas), obteve-se valores de produtividade mais elevados para todas as LATs em g SSV m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>: 47 $\pm$ 25 (LAT30), 54 $\pm$ 21 (LAT50) e 48 $\pm$ 34 (LAT70). Para ambas fases, os valores do presente estudo se sobressaem frente duas investigações anteriores, que alcançaram faixa de 2,0-11,1 em LAT com profundidade de 30 cm (MEHRABADI *et al.*, 2016) e 3,90-17,93 (ASSEMANY *et al.*, 2015).

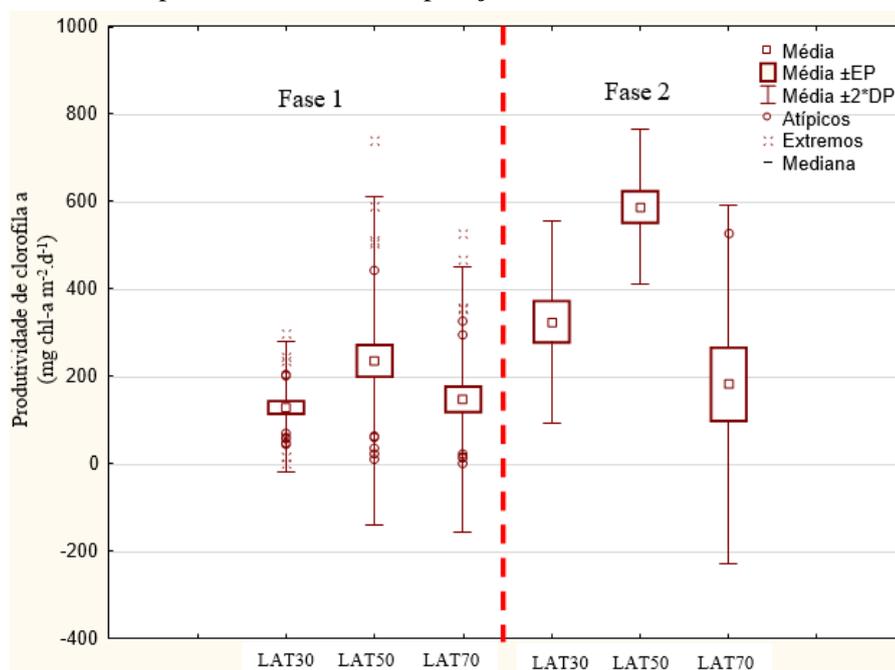
**Tabela 25** - Concentrações de SSV, produtividades de biomassa, lipídios e FAME, e teor de lipídios do presente estudo e da literatura

Biomassa (g SSV/m <sup>3</sup> )	P <sub>B</sub> (g SSVm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	P <sub>L</sub> (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	P <sub>FAME</sub> (g/m <sup>2</sup> .d)	TL (%)	Referência	Profundidade
56,3 - 237,2	2,00 - 11,1	0,6 ± 0,1 3,2 ± 1,2	0,9 ± 0,1 1,1 ± 0,1	19,4 ± 2,8 37,9 ± 7,4	Mehrabadi <i>et al.</i> (2016)	LAT30
52,0-239,0	3,90 - 17,93	0,31- 1,61	-	3,13 -14,08	Assemany <i>et al.</i> (2015)	LAT30
-	-	2,10 - 2,77	0,155 - 0,314	18,59 -19,37	Zhang <i>et al.</i> (2018)	LAT15
130±80	21±16	3±1,7	0,4±0,2	20±15	Presente Estudo- Fase 1	LAT30
109±62	31±20	4,9±3,3	0,9±0,8	24±18		LAT50
86±50	31±19	6,8±3,8	0,6±0,4	23±15		LAT70
314±167	47±25	7,9±2,5	0,4±0,2	20±9	Presente Estudo- Fase 2	LAT30
218±83	54±21	14,6±3,9	0,8±0,6	29 ±10		LAT50
138±97	48±34	15,9±9,7	0,4±0,3	37±15		LAT70

TL: teor de lipídios; P<sub>B</sub>: produtividade de biomassa; P<sub>L</sub>: profutividade de lipídios; P<sub>FAME</sub>: prdutividade de FAME; na Fase 1, n = 11 para as LATs (30 e 50) e n = 8 para LAT70. Na Fase 2, n = 5 para todas as LATs; Fonte: a autora, 2022

Na **Figura 47**, observa-se a variação da produtividade de biomassa em termos da concentração de clorofila-a.

**Figura 47** - Variação da produtividade de biomassa em termos de clorofila-a para LATs durante a operação intermitente



EP: erro padrão; DP: desvio padrão; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;

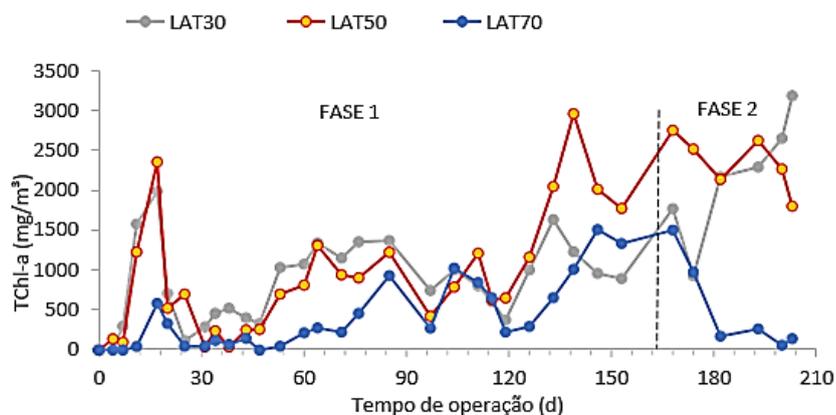
Fonte: a autora, 2022

A LAT50 apresentou maior produtividade de biomassa média para ambas fases operacionais, em que a fase 2 mostrou valor 3x maior do que a fase 1 (200 e 600 mg *chl-a* m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Imprescindível lembrar que a fase 1 foi o período onde registrou-se as maiores precipitações na cidade de Recife (vide Figura 24 da precipitação), o que também pode ter contribuído para a diluição da clorofila-a. Esta diluição da clorofila, atrelada a menor radiação podem ter contribuído para diluição do nitrogênio e dos nutrientes, levando a menores produções de clorofila -a. Durante a fase 1, a LAT mais rasa (LAT30) e mais funda (LAT70) apresentaram produção média equivalente, mesmo tratando uma cargas superficial aplicada diferentes (236 e 550 kg/ha/d) (, respectivamente.

Muito embora, a fase 2 tenha produção 3x superior à fase 1. Uma das possíveis explicações para o melhor desempenho da LAT50 durante a fase 2 pode ser advinda de maior remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (~80%) e ortofosfato 83±(17%) e do pH médio próximo a 8 (8,2±0,3). O conjunto destes fatores podem justificar a maior assimilação dos nutrientes à biomassa algal. O atual resultado de produtividade de clorofila -a foi superior ao de Sutherland *et al.* (2014a), que obteve 225 mg *chl-a* m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, ao utilizar LAT de 40 cm. Eles verificaram ainda que ao aumentar a profundidade (20, 30 e 40 cm), incrementa-se a produtividade da biomassa. Esse fato só ocorreu quando se aumenta a profundidade de 30 para 50 cm.

Portanto, a lagoa de 50 cm para ambas as condições de alimentação, fase 1 (duas alimentações de 3 h) e fase 2 (oito alimentações de 45 min) apresentou maior produtividade de clorofila -a. Provavelmente, devido ao pH próximo de 8, uma elevada remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e ortofosfato, além da menor precipitação verificada durante esta fase.

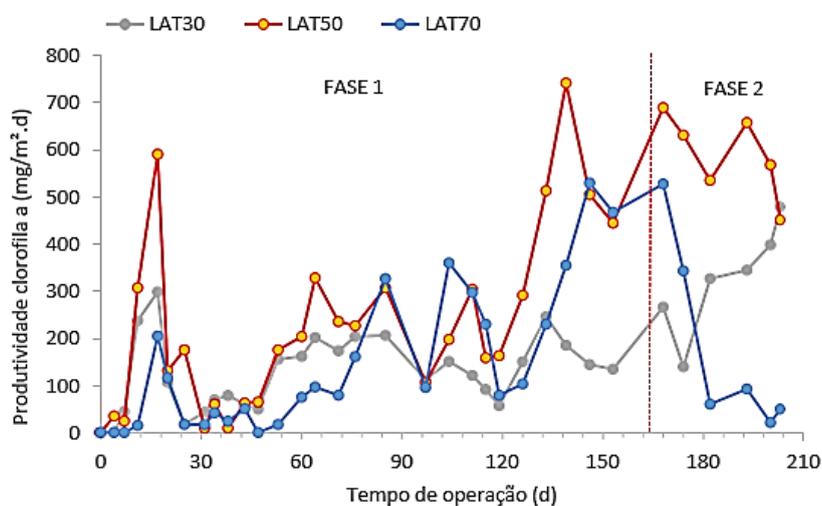
Na fase 1, pelo teste de Tukey (com 95% de confiança) não houve diferença estatisticamente significativa entre as produtividades de biomassa (*chl-a*) apresentadas pela LAT30 e a LAT70. Logo, elas são semelhantes. O teste também demonstrou que a LAT50 é diferente das demais LATs, em relação à produtividade de biomassa (*chl-a*). Além disso, a LAT50 se destacou frente à concentração de *chl-a*, em que foi mais elevada entre os dias 119 e 153 para fase 1. Na fase seguinte, só teve queda na sua concentração após 193 dias (**Figura 48**).

**Figura 48** - Concentração de clorofila-a durante a operação das LATs

Fonte: a autora, 2022

O presente resultado foi contraposto ao Couto (2016), uma vez que ele obteve maior concentração média de clorofila em LAT de 20 cm. O pesquisador avaliou as profundidades de 20, 30 e 40 cm, alimentando-as com efluente UASB, controle de pH, ao contrário da atual investigação. A concentração máxima de clorofila-a foi alcançada com 139 dias da fase 1 (~ 3 mg.L<sup>-1</sup>) na LAT50 (**Figura 48**). Ao passo Couto (2016) demonstrou concentração superior em LAT mais rasa (LAT20) com e sem injeção de CO<sub>2</sub> (5,8 e 4,3 mg.L<sup>-1</sup>), respectivamente.

Na **Figura 49** é ilustrado o comportamento da produção de biomassa em termos de clorofila a ao longo da operação das lagoas de distintas profundidades.

**Figura 49** - Produtividade de biomassa (clorofila-a) durante à operação das LATs

Fonte: a autora, 2022

Um sumário dos resultados de clorofila- a está descrito na **Tabela 26**. Neste local ainda estão descritos alguns valores da literatura, a fim de serem cotejados com o atual estudo.

**Tabela 26** - Analogia entre a literatura e o presente estudo para a biomassa dada em clorofila-a e a produtividade em relação à clorofila

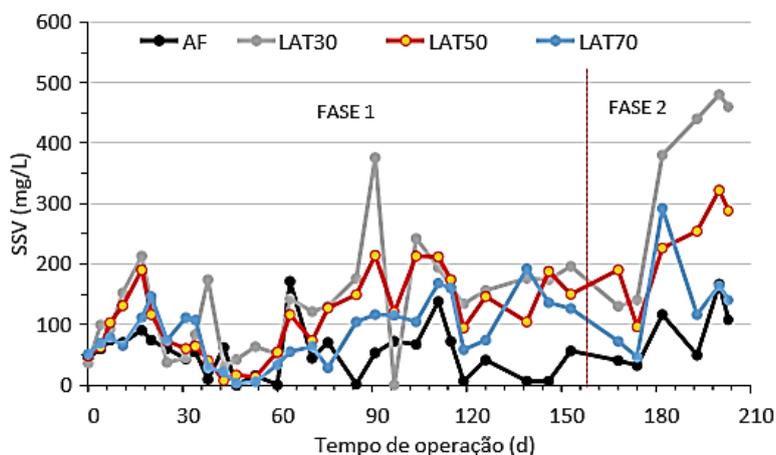
TDH (d)	Biomassa (mg chl-a/m <sup>3</sup> )	Biomassa (gchl-a/m <sup>2</sup> .d)	Referência	ProfundidadeLAT (cm)
8	-	-	a	30
9	240-1921	25-50	b	20, 30 e 40
6	1401-3742	150-225		
4	-	-	c	30
2	863±500	129±75	Presente estudo (Fase 1)	30
	942±754	236±189		50
	451±437	158±153		70
2	2163±771	325±116	Presente estudo (Fase 2)	30
	2351±352	588±88		50
	612±606	214±212		70

a: Mehrabadi *et al.* (2016); b: Sutherland *et al.* (2014); c: Assemany *et al.* (2015)  
Fonte: a autora, 2022

Considerando os valores médios apresentados pela LAT50, os presentes resultados de produtividade de área para clorofila a total foram próximos ao de Sutherland *et al.* (2014) para fase 1. Se considerarmos o desvio padrão verificamos ainda que, os resultados do presente estudo para a LAT50 podem ainda ter sido superior à pesquisa precedente. Na fase 2, as LATs mais rasas, com TDH de 2 dias, mostraram resultados mais elevados do que os obtidos pelos pesquisadores em 2014, que utilizaram TDHs de 6 e 8 dias. Outra vantagem da presente pesquisa frente a anterior, refere-se a não injeção de CO<sub>2</sub> na operação das LATs, ao contrário desta que empregou 1% de CO<sub>2</sub> na mistura com ar.

O comportamento da concentração de SSV ao longo das fases operacionais é ilustrado na **Figura 50**. A LAT30 atingiu uma maior concentração de SSV para ambas fases. Porém, este valor foi mais elevado na fase 2 do que na inicial: 130±(80) mg/L (fase 1) e 314±(167) mg/L (fase 2). O valor de SSV obtido no presente estudo para LAT30 (fase2) supera o reportado por Mehrabadi *et al.* (2016), o qual situa-se na seguinte faixa 56,3-237,2 mg SSV.L<sup>-1</sup>.

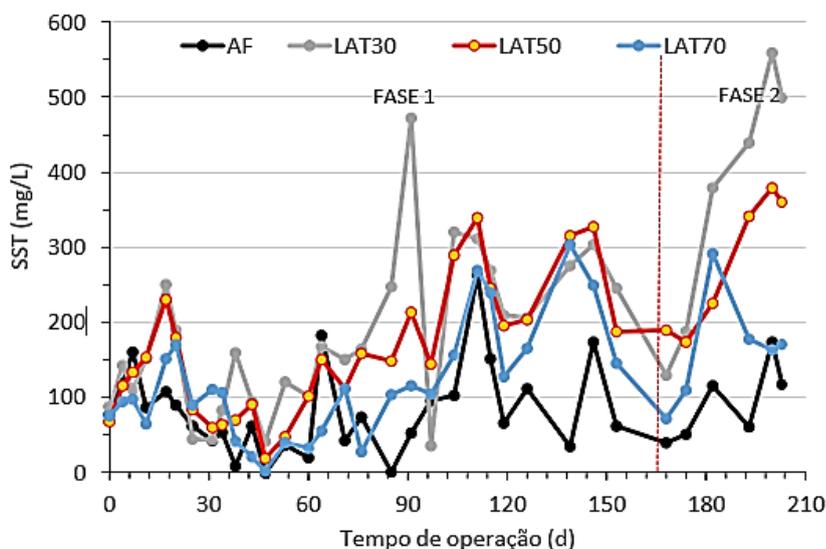
**Figura 50** - Concentração de SSV para o afluente e o efluente das LATs durante operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

Dentro do resultado da concentração de SSV pode estar embutido não só as microalgas, mas também os micro-organismos heterotróficos e o zooplâncton. Nas fases 1 e 2, as concentrações máximas de SSV foram iguais a 376 e 460 mg/L, respectivamente. A produção de biomassa, conjuntamente com a remoção de matéria orgânica particulada pode influenciar no aumento da concentração de sólidos suspensos. Assim, há uma similaridade entre as concentrações de SSV e SST (**Figura 50 e Figura 51**). A LAT30 se destacou frente estas concentrações de sólidos suspensos.

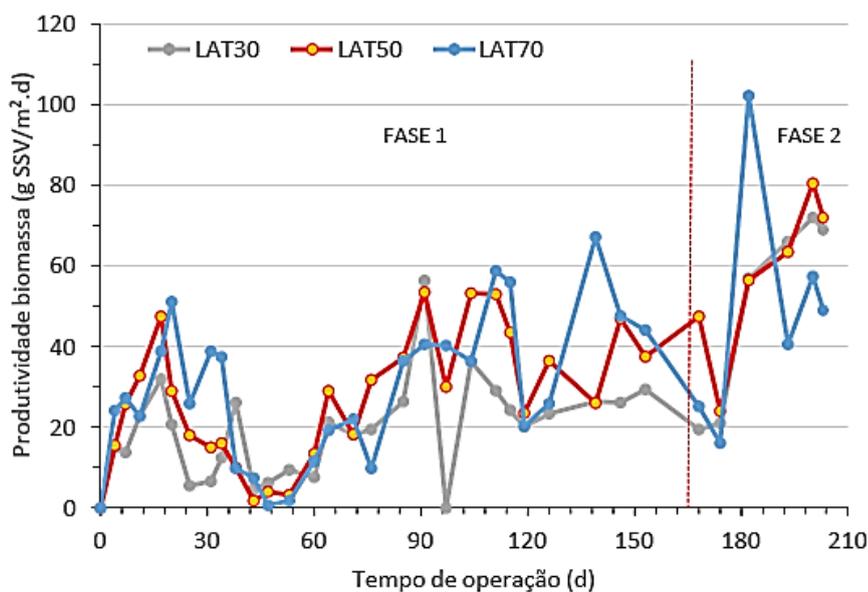
**Figura 51** - Concentração de SST para o afluente e efluente das LATs durante operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

Porém em termos de produtividade de biomassa dada pela concentração de sólidos, a LAT50 é promovida em detrimento das demais (Figura 52).

**Figura 52** - Produtividade de biomassa para LATs ao longo das fases operacionais



Fonte: a autora, 2022

A **Tabela 27** sumariza os valores da razão clorofila-a / SSV resultantes em cada um das LATs. A maior média para este indicador foi registrada pela LAT50 durante a fase 2. Uma razão menor que 1% significa que pode haver presença de comunidade de fitoplâncton não saudável na LAT, presença de predadores ou carência de nutrientes (VELOSO *et al.*, 1991). Assim, os presentes valores corroboram com a literatura, embora a LAT50 (fase 1) e LAT70 (ambas fases) tenham apresentado valor fora do recomendado, ao considerar a média com seu desvio padrão.

**Tabela 27** - Razão clorofila-a / SSV (%) durante a operação das LATs

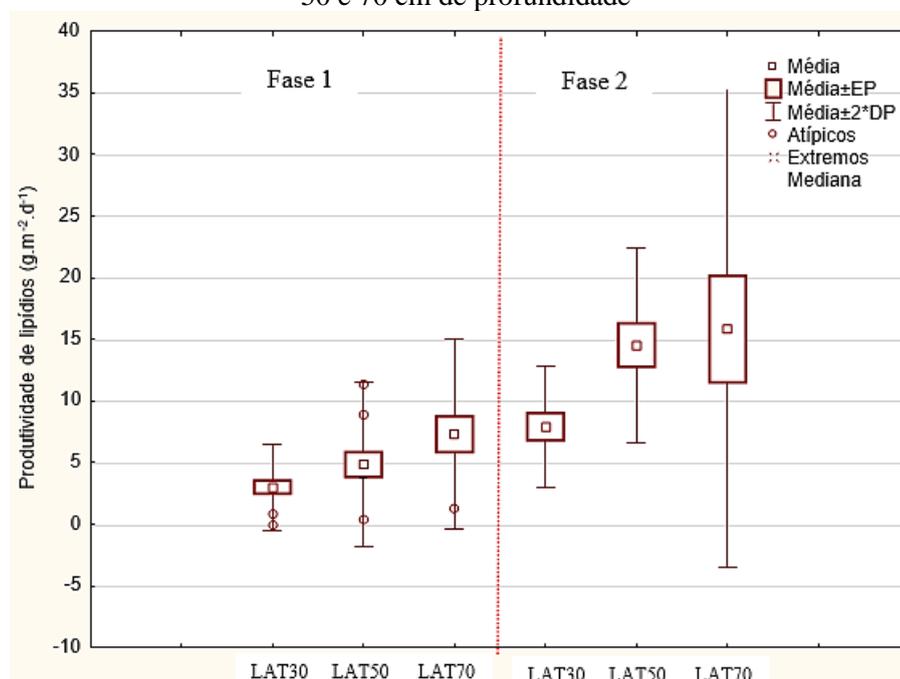
Lagoa	Fase 1	Fase 2
LAT30	7 ± 5	7 ± 3
LAT50	11 ± 12	12 ± 7
LAT70	5 ± 4	8 ± 10

Fonte: a autora, 2022

### 6.2.6 Produtividade de lipídios

A **Figura 53** apresenta a faixa de variação da produtividade lipídica para as LATs de distintas profundidades. Observa-se uma tendência semelhante entre ambas as fases, porque ao aumentar-se à profundidade, aumentou-se a produtividade lipídica. Na fase 1, a produtividade de lipídios para as LATs de 30, 50 e 70 cm foram iguais a  $3 \pm (1,7)$ ,  $4,9 \pm (3,3)$  e  $6,8 \pm (3,8)$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , respectivamente. Na fase 2, os valores correspondentes foram de  $7,9 \pm (2,5)$ ,  $14,6 \pm (3,9)$  e  $15,9 \pm (9,7)$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , respectivamente.

**Figura 53** - Variação para produtividade de lipídios durante operação intermitente das LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade



EP: erro padrão; DP: desvio padrão; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;

Fonte: a autora, 2022

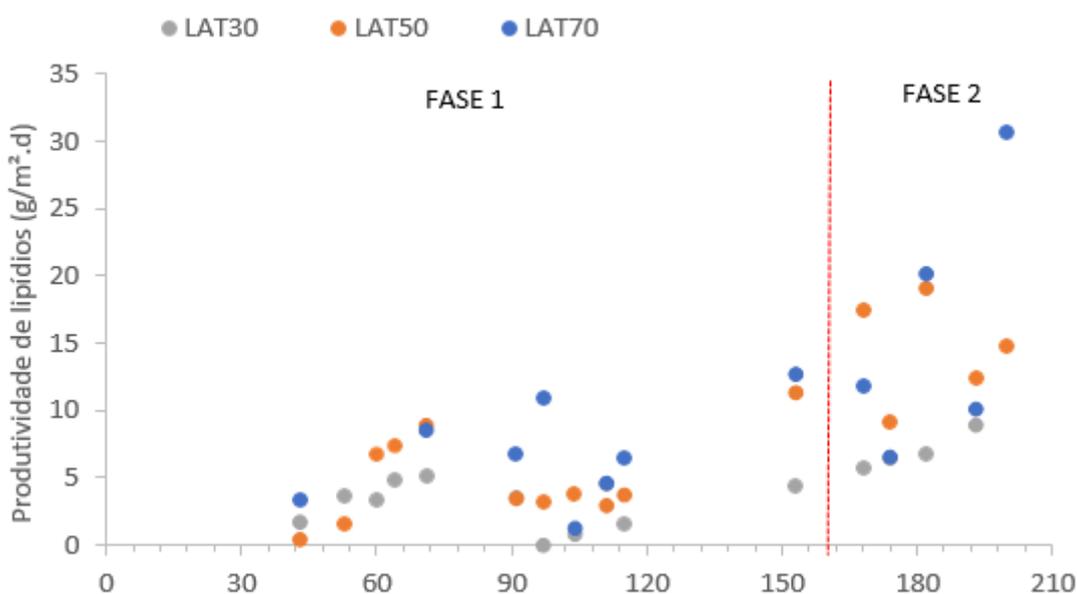
Maior produção ocorreu durante à fase 2. Assim, a LAT com 70 cm de profundidade registrou maior produtividade média dos lipídios  $15,9 (\pm 9,7)$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  na fase 2. Em seguida, identificou-se a LAT50 com uma produção média de lipídios igual a  $14,6 (\pm 3,9)$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Finalmente, a LAT mais rasa mostrou uma produção quase 2 x menor do que a mais profunda (**Tabela 26**).

Os resultados do presente estudo foram superiores aos de investigações anteriores (ASSEMANY *et al.*, 2015; MEHRABADI *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2018). Enquanto a

atual pesquisa resultou em produtividade de lipídios máxima de  $15,9 (\pm 9,7) \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  ou  $58,4 (\pm 35,4) \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ , Zhang *et al.* (2018) alcançaram  $10,10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ . Eles utilizaram dois tipos de água residuária sintética para alimentar suas lagoas de alta taxa com biofilme rotativo. Três espécies foram inoculadas nos tanques *Chlorella vulgaris*, *Oscillatoria tenuis* e *Scenedesmus obliquus*.

A **Figura 54** pode ser observada o comportamento da produtividade lipídica ao longo da operação das LATs. Percebe-se um destaque da fase 2 frente à fase 1. Assim como, para ambas as fases operacionais a LAT mais funda demonstrou melhor produtividade frente às demais LATs. Atrelado à isso, na fase 1 e 2, o pH da LAT70 foi menor que todas as LATs ( $7,9\pm 0,5$  e  $7,6\pm 0,2$ ). Segundo Ambat *et al.* (2019), uma melhor produção de lipídios para a espécie *Scenedesmus communis* e *S. eEcornis* foi obtida em pH igual a 7,5. Aqui no atual estudo, alcançou-se uma maior produtividade média de lipídios em pH 7,6 e LAT de 70 cm. Por outro lado, Eustance *et al.* (2016) estudaram LATs de diferentes alturas (7,5 e 9,0 cm) e verificaram que o aumento da altura não beneficiou o teor de lipídios. Percebe-se que a máxima e a mínima produção de lipídios registrada na fase 1 foram iguais a  $13 \text{ g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  e zero, para a LAT70 e LAT30, respectivamente. Durante à fase 2, a ordem foi a mesma sendo a produtividade máxima e mínima de aproximadamente, 31 e  $6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , respectivamente.

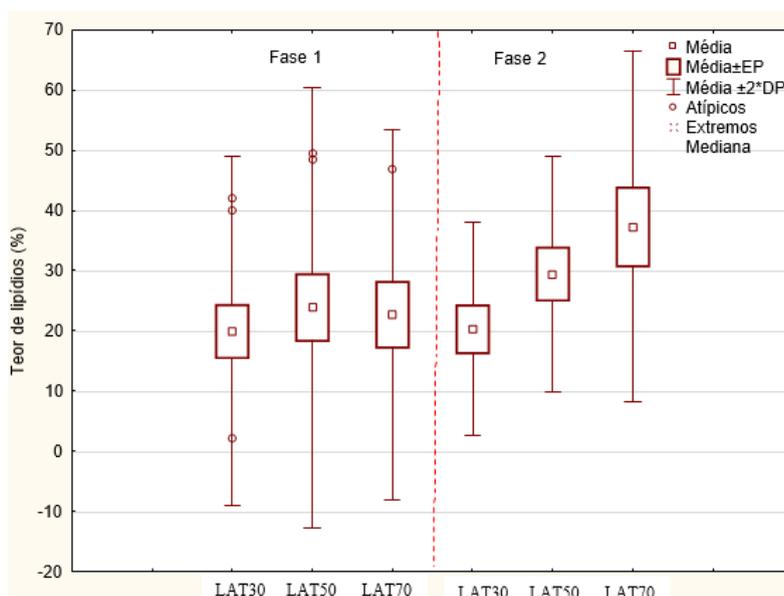
**Figura 54** - Produtividade lipídica durante a operação intermitente das LATs



LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

A variação do teor de lipídios é ilustrada na **Figura 55**. Na fase 1, nota-se um teor de lipídios médio mais elevado na LAT50 e LAT70, sendo estatisticamente iguais entre si: 24 ( $\pm 18$ ) e 23 ( $\pm 15$ )%, respectivamente. Por outro lado, na fase seguinte, observa-se um crescimento do teor de lipídios, conforme aumenta-se a profundidade da LAT (LAT70 > LAT50 > LAT30). Os valores médios para o teor de lipídios (TL) ao longo da fase 2 foram iguais a 20 ( $\pm 9$ ), 29 ( $\pm 10$ ) e 37 ( $\pm 15$ )%, para a LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente (Tabela 22).

**Figura 15** - Variação do teor de lipídios durante a operação das LATs

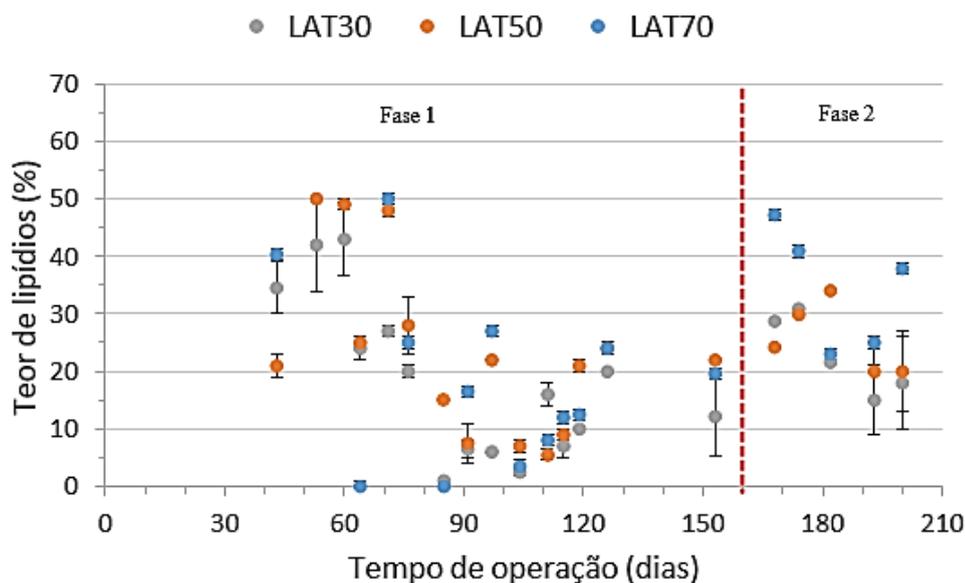


EP: erro padrão; DP: desvio padrão; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade;

Fonte: a autora, 2022

O TL obtido no presente estudo foi corroborado com o de Mehrabadi *et al.* (2016), os quais reportaram duas faixas: 19,4 ( $\pm 2,8$ ) e 37,9 ( $\pm 7,4$ )%. O mais alto valor médio de TL foi obtida com adição de CO<sub>2</sub>, na estação chuvosa e mais baixa concentração de amônia (2  $\pm$  1 mg.L<sup>-1</sup>). Ao passo que o mais elevado valor de TL para as LATs de 30, 50 e 70 cm foi alcançado na fase 2 (fase com menor precipitação) maior n<sup>o</sup> de alimentações (oito alimentações de 45 min) como estratégia de alimentação do afluente.

Na **Figura 56** estão ilustrados o comportamento para o teor de lipídios (TL) durante a operação das LATs. Na fase 1, percebe-se que com 53 e 71 dias de operação à LAT50 (pH 8,15; OD 7,31 mg.L<sup>-1</sup>) e LAT70 (pH 7,93; OD = 2,34 mg.L<sup>-1</sup>) atingiram valor máximo e iguais para TL (50%).

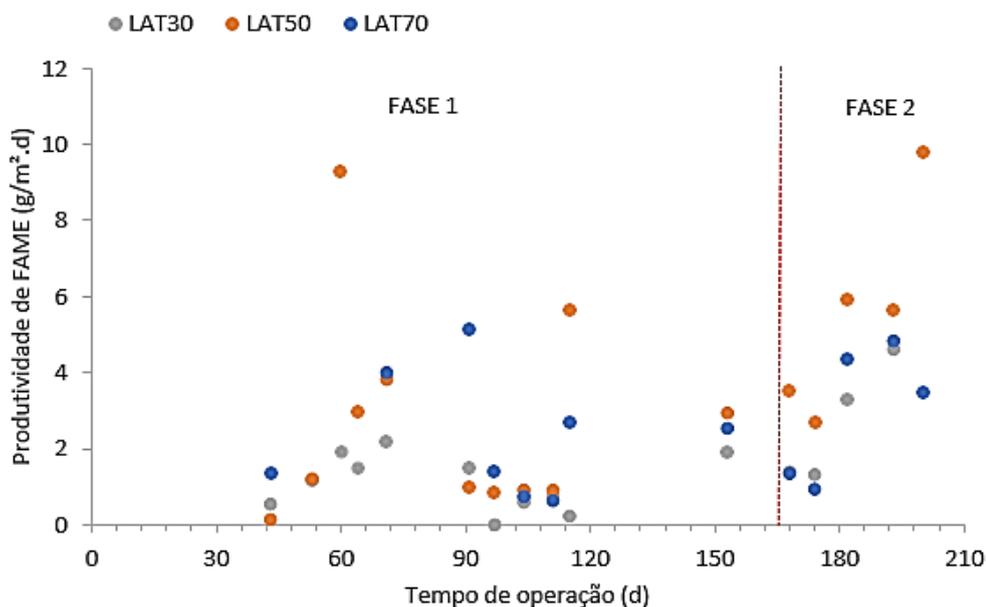
**Figura 56** - Teor de lipídios durante a operação intermitente das LATs

LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
 Fonte: a autora, 2022

Por outro lado, com um menor tempo de operação da fase 2 (8 dias da fase 2 ou 168 dias de tempo total da operação), a LAT70 atingiu quase o mesmo TL (47%) (pH 7,96; OD = 9,34 mg.L<sup>-1</sup>). Para os três casos, onde o TL foi por volta de 50%, o pH correspondeu a aproximadamente 8. Os teores máximos de lipídios obtido no atual estudo (47 e 50%) superam o valor reportado por Passos *et al.* (2015), de aproximadamente 21%.

### 6.2.7 Produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos

A produtividade de biodiesel, também chamada de produtividade de ésteres de ácidos graxos metílicos (FAME) tem sido definida como a produção por g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> ou ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Na **Figura 57**, observa-se o comportamento da produtividade dos ácidos graxos metílicos (FAMES) durante à operação intermitente das lagoas de alta taxa (LATs).

**Figura 57** - Produtividade de FAME durante a operação intermitente das LATs

LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
 Fonte: a autora, 2022

Nas fases 1 e 2, a melhor produtividade foi alcançada pela LAT com altura de lâmina d'água igual a 50 cm, cujo resultados médios foram iguais a  $0,9 \pm 0,8$  e  $0,8 \pm 0,6$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , ou  $2,92$  e  $3,29$   $\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , respectivamente. Estes valores foram semelhantes ao de Mehrabadi *et al.* (2016), que reportaram a seguinte variação para produção de biodiesel  $0,8 - 1,2$   $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , utilizando LAT de 30 cm. Além disso, as referidas produtividades foram mais altas do que a investigação de Eustance *et al.* (2016), em que alcançaram  $2,00$  a  $2,85$   $\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  com profundidades de 7,5, 15 e 20 cm. Portanto, o presente resultado se destacou frente ao dos pesquisadores, uma vez que nossa LAT possui maior profundidade (50 cm) (Tabela 25). Produtividades de FAMEs análogas a atual investigação foram reportadas por Chavan *et al.* (2019) e Koley *et al.* (2019).

### 6.2.8 Composição dos ésteres de ácidos graxos metílicos (FAME) da biomassa

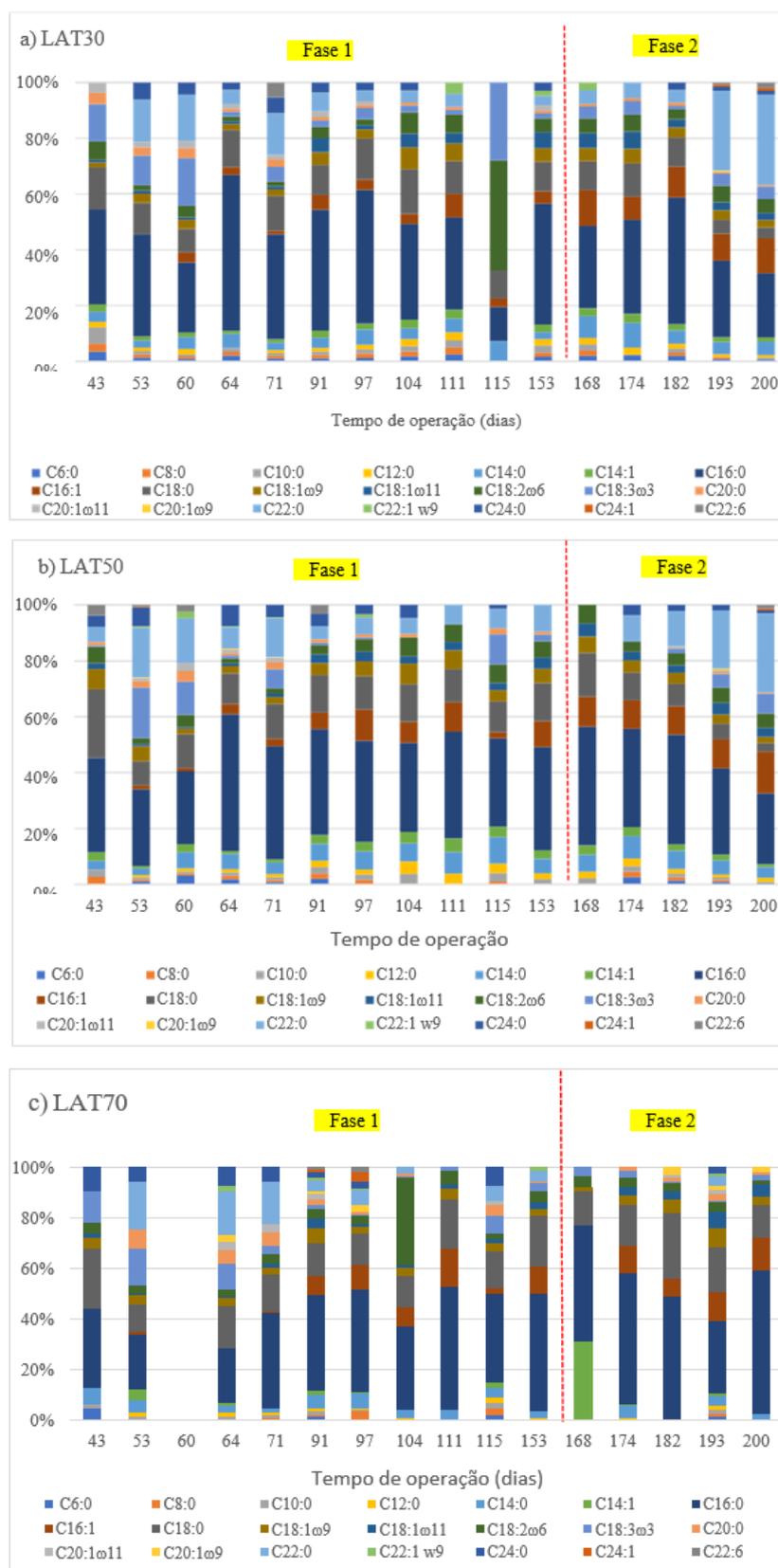
As Figuras 58 (a), (b) e (c) ilustram a fração mássica dos ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMEs) correspondentes à biomassa lipídica da LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. Na LAT30, identificou-se como os principais ésteres de ácidos graxos metílicos: palmítico (C16:0), palmitoléico (C16:1), esteárico (C18:0), linoléico (C18:2 $\omega$ 6), linolênico (C18:3 $\omega$ 3) e docosanoico (C22:0). No caso de LAT50, obteve-se C16:0, C18:0 e C22:0.

Ao realizar a mudança de fase 1 para 2, percebe-se uma nítida modificação na composição dos FAMEs para a LAT70, depois na LAT30. Na LAT70, observa-se o aparecimento do C14:1 (ácido miristoléico) e uma redução do C18:0. Ao passo que na LAT30, verifica-se aumento no C16:0, C16:1 e no C18:0. Zhang *et al.* (2018) obtiveram os FAMEs, C16:0 (ácido hexadecanoico), C16:1 (ácido 9-hexadecenoico), C18:1 e o C18:2 (ácido 9,12-octadecadienoico) como abundantes, operando LAT de 15 cm com esgoto doméstico sintético, inoculada com *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Oscillatoria* sp. Os SFAs foram os mais abundantes C16:0 (38,38-46,09%). Como posterior, cita-se o MUFA, representado por C16:1 e C18:1 (17,75-24,07%). Por fim, os PUFAs, intitulados de C18:2 e C18:3 na faixa de 11,92-20,17%.

Mehrabadi *et al.* (2016) realizaram o tratamento de esgoto por LATs de 30 cm, alimentadas com esgoto primário decantado e obtiveram como FAMEs majoritários: C16:0, C16:1, C18:0, C18:1 e C18:3. Ambat *et al.* (2019) conseguiram demonstrar que é possível produzir FAMEs de valor agregado utilizando um resíduo como matéria prima para obter biodiesel. Demonstraram que os ácidos graxos C16:0, C18:0, C18:2 $\omega$ 6 e C18:3 $\omega$ 3 predominaram quando produzidos no óleo transesterificado, que foi gerado da biomassa algal cultivada com efluente de agricultura. A quantidade de C18:3 $\omega$ 3 foi inadequada a utilização dele, porque ultrapassou o limite de 12% estabelecido na norma EN14214. Fato que no atual estudo não ocorreu.

Portanto, quatro dos FAMEs identificados na LAT dos pesquisadores também foram encontrados no presente estudo em LAT de 30 cm alimentada com efluente UASB.

**Figura 58** - Composição dos ésteres metílicos de ácidos graxos da biomassa (% de FAMES totais) durante a operação intermitente das lagoas



Fonte: a autora, 2022

Na Tabela 28, discrimina-se as massas FAME produzidas através da reação de esterificação dos óleos extraídos da biomassa algal.

**Tabela 28** – Síntese da massa de FAME produzida nas lagoas de profundidades (30 e 50 cm) em duas fases sob operação intermitente

Massa de FAME ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ microalga)	LAT30			LAT50		
	FASE 1 (n=12)	FASE 2 (n=5)	Média	FASE 1 (n=12)	FASE 2 (n=5)	Média
Ácido graxo						
Caproato (C6:0)	0,53 $\pm$ 0,47	0,40 $\pm$ 0,20	0,50 $\pm$ 0,41	1,03 $\pm$ 2,43	0,47 $\pm$ 0,46	0,87 $\pm$ 2,05
Caprilato (C8:0)	0,38 $\pm$ 0,34	0,2 $\pm$ 0,2	0,33 $\pm$ 0,32	0,47 $\pm$ 0,43	0,32 $\pm$ 0,36	0,42 $\pm$ 0,42
Caprato (C10:0)	0,55 $\pm$ 0,69	0,22 $\pm$ 0,25	0,45 $\pm$ 0,61	0,72 $\pm$ 0,68	0,53 $\pm$ 0,28	0,67 $\pm$ 0,59
Laurato (C12:0)	0,48 $\pm$ 0,54	0,43 $\pm$ 0,21	0,47 $\pm$ 0,46	0,79 $\pm$ 0,86	0,74 $\pm$ 0,31	0,78 $\pm$ 0,73
Miristato (C14:0)	1,26 $\pm$ 1,20	1,57 $\pm$ 0,59	1,35 $\pm$ 1,05	2,92 $\pm$ 4,23	2,37 $\pm$ 0,80	2,76 $\pm$ 3,54
Miristoleato (C14:1)	0,62 $\pm$ 0,50	0,59 $\pm$ 0,22	0,61 $\pm$ 0,43	1,31 $\pm$ 2,03	0,94 $\pm$ 0,34	1,20 $\pm$ 1,70
Palmitato (C16:0)	10,97 $\pm$ 7,98	7,99 $\pm$ 1,99	10,09 $\pm$ 6,83	18,70 $\pm$ 20,76	13,66 $\pm$ 2,43	17,22 $\pm$ 17,41
Palmitoleato (C16:1)	1,08 $\pm$ 1,44	2,74 $\pm$ 0,52	1,57 $\pm$ 1,45	1,33 $\pm$ 1,06	4,63 $\pm$ 1,60	2,30 $\pm$ 1,96
Estereato (C18:0)	3,48 $\pm$ 2,72	2,10 $\pm$ 0,95	3,07 $\pm$ 2,40	7,13 $\pm$ 8,85	3,21 $\pm$ 1,43	5,97 $\pm$ 7,60
Oleato (C18:1 $\omega$ 9)	1,04 $\pm$ 0,84	1,0 $\pm$ 0,3	1,03 $\pm$ 0,72	2,09 $\pm$ 2,40	1,50 $\pm$ 0,38	1,91 $\pm$ 2,02
cis-vacenoato (C18:1 $\omega$ 11)	0,54 $\pm$ 0,42	1,02 $\pm$ 0,46	0,68 $\pm$ 0,47	0,74 $\pm$ 0,53	1,41 $\pm$ 0,17	0,94 $\pm$ 0,55
Linoleato (C18:2 $\omega$ 6)	1,36 $\pm$ 1,17	1,31 $\pm$ 0,34	1,34 $\pm$ 0,99	2,21 $\pm$ 3,22	1,97 $\pm$ 0,32	2,14 $\pm$ 2,68
Linolenato (C18:3 $\omega$ 3)	3,18 $\pm$ 4,74	0,98 $\pm$ 0,40	2,53 $\pm$ 4,06	6,28 $\pm$ 11,43	1,19 $\pm$ 1,43	4,78 $\pm$ 9,80
Araquidato (C20:0)	0,85 $\pm$ 1,03	0,21 $\pm$ 0,07	0,66 $\pm$ 0,91	1,57 $\pm$ 2,90	0,08 $\pm$ 0,12	1,13 $\pm$ 2,51
cis-11-eicosenoato (C20:1 $\omega$ 11)	0,75 $\pm$ 0,84	0 $\pm$ 0	0,53 $\pm$ 0,78	0,96 $\pm$ 2,20	0,14 $\pm$ 0,21	0,72 $\pm$ 1,87
Araquidonato(C20:1 $\omega$ 9)	0,07 $\pm$ 0,20	0,03 $\pm$ 0,07	0,06 $\pm$ 0,17	0,10 $\pm$ 0,17	0,04 $\pm$ 0,10	0,08 $\pm$ 0,15
Behenato (C22:0)	3,20 $\pm$ 4,89	3,78 $\pm$ 3,43	3,37 $\pm$ 4,42	8,08 $\pm$ 13,46	6,14 $\pm$ 5,09	7,51 $\pm$ 11,48
Erucato (C22:1 $\omega$ 9)	0,08 $\pm$ 0,18	0,15 $\pm$ 0,34	0,10 $\pm$ 0,23	0,66 $\pm$ 1,87	0 $\pm$ 0	0,47 $\pm$ 1,58
Lignocerato (C24:0)	1,12 $\pm$ 1,45	0,27 $\pm$ 0,27	0,87 $\pm$ 1,27	1,78 $\pm$ 3,10	0,77 $\pm$ 0,62	1,48 $\pm$ 2,63
Nervonato (C24:1)	0 $\pm$ 0	0,1 $\pm$ 0,1	0 $\pm$ 0	0,05 $\pm$ 0,18	0,06 $\pm$ 0,13	0,05 $\pm$ 0,16
cis-4,7,10,13,16,19-d... (C22:6 $\omega$ 3) DHA	0,22 $\pm$ 0,75	0,12 $\pm$ 0,19	0,19 $\pm$ 0,63	0,72 $\pm$ 1,83	0,13 $\pm$ 0,30	0,55 $\pm$ 1,55

Fonte: a autora, 2022

## 6.2.9 Estimativa das propriedades do biodiesel

A **Tabela 29** apresenta um compêndio das informações referentes às características do biodiesel. Através de um cotejo dos resultados obtidos e as colunas intituladas como **a**, **b**, **c** e **d**. A massa específica (ME), a viscosidade (Vis) e o número de cetano (NC) para o biodiesel obtido a partir do óleo extraído da biomassa oriunda das LATs de 30 e 50 cm, apresentaram valores concordantes com as normas internacionais (ASTM D6751/2008 e EN 14214/2008). Da mesma forma, a propriedade do índice de iodo (II) também apresentou valor estabelecido pela norma (EN 14214/2008), bem como o maior valor de aquecimento (MVA) estava situado dentro da variação de 29-45,4 (BRENNAN e OWENDE, 2010).

**Tabela 29** - Características e propriedades estimadas para o biodiesel obtido nas LATs

Propriedade	LAT30	LAT50	a	b	c	d
ME (kg m <sup>-3</sup> )	0,87 ± 0,00	0,87 ± 0,00	0,85-0,90	0,86-0,90	-	0,88
Vis (mm <sup>2</sup> /s)	5,1 ± 0,1	5,1 ± 0,1	1,9-6	4-5	-	-
NC	62 ± 1	61 ± 1	≥47	≥51	-	45-55
II (g I <sub>2</sub> /100 g)	26 ± 7	30 ± 16	-	≤120	-	-
MVA (MJ.kg <sup>-1</sup> )	38,9 ± 0,2	38,9 ± 0,4	-	-	29-45,4	-
FAME (%)	37 ± 16	46 ± 27	-	≥96,5	-	-
C16 a C18	26 ± 11	31 ± 16	-	-	-	-
C18:3n3 (%)	2 ± 2	1 ± 1	1 (máx)	-	-	-
SFA (%)	27 ± 13 (F1) 25 ± 11 (F2)	34 ± 24 (F1) 27 ± 11 (F1)	-	-	-	-
MUFA (%)	5 ± 4 (F1) 8 ± 2 (F2)	7 ± 4 (F1) 8 ± 4 (F2)	-	-	-	-
PUFA (%)	5 ± 4 (F1) 3 ± 2 (F2)	6 ± 8 (F1) 4 ± 3 (F2)	-	12 (máx)	-	-

F1: fase 1; F2: fase 2; ME: massa específica; Vis: viscosidade; MVA: maior valor de aquecimento; FAME: ésteres de ácidos graxos metílicos; SFA: ácidos graxos saturados; MUFA: ácido graxo monoinsaturado; PUFA: ácido graxo poli-insaturado; LAT30, LAT50: lagoa de alta taxa de 30 e 50 cm de profundidade; a: ASTM D6751/2008; b: EN 14214/2008; c: Brennan e Owende (2010); d: Hoekman *et al.* (2012)

Fonte: a autora, 2022

Ao passo que o teor total de éster ou teor total de FAME não atingiu o valor recomendado pela norma (EN14214/2008), que estabelece no mínimo um percentual de 96,5%. O biodiesel resultante das LATs de 30 e 50 cm resultaram num teor de éster de 37±16 e 46 ±27%, respectivamente. Portanto, abaixo do recomendado pela norma. Porém quando estes teores foram resultantes de lagoas de alta taxa tratando esgoto doméstico foram reportados teor de éster de 39,8-47,9 (CHAVAN *et al.*, 2019) e 67,4-86,2% (DRIRA *et al.*, 2016). Além disso, Soydemir *et al.* (2016) afirmam que métodos não convencionais de conversão do óleo a biodiesel, tais como ultrassonicação e irradiação de micro-ondas podem melhorar os rendimentos em ésteres em 25 e 34%, respectivamente.

A norma EN 14214/2008 estabelece um limite para os ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs) presentes no biodiesel, no qual não deve ultrapassar 12%. Quando presente em altas concentrações os PUFAs podem causar alteração no ponto de entupimento do biodiesel a baixa temperatura (AMBAT *et al.*, 2019). Portanto, ambos biodiesel estudados estão de acordo com a norma (Tabela 29).

Além disso, ao diminuir-se quantidade de ésteres de ácidos metílicos insaturados ou de C18:3 $\omega$ 3, aumenta-se a estabilidade a oxidação (KNOTHE, 2006; AMBAT *et al.*, 2019). Outro aspecto é a diminuição do ponto de fluidez do biodiesel, quando se aumenta o percentual de ácidos graxos insaturados. Há uma melhora considerável das características do biodiesel, quando a maior parte de sua composição é formado pelos ésteres de ácidos graxos saturados (SFAs).

### 6.2.10 Compostos de valor agregado

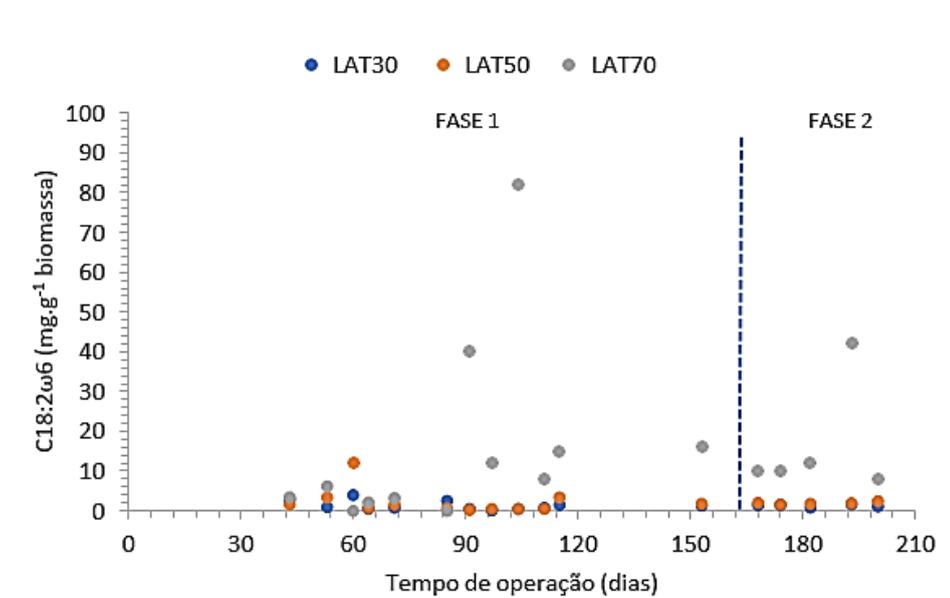
Expor-se-ão neste item os resultados referentes aos compostos de valor agregado, tais como os ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs): C18:2  $\omega$ 6 e C18:3  $\omega$ 3 e o C22:6 $\omega$ 6 (DHA). Estes compostos foram obtidos a partir da esterificação ácida dos triacilgliceróis (lipídios), os quais extraiu-se da biomassa algal do tratamento de esgoto em LATs operadas intermitentemente.

Na LAT50, os FAME predominantes, para a maioria dos tempos estudados foram C16:0, C18:0, C22:0 e C16:1, cujos percentuais mássicos corrigidos para base de 100% foram iguais a  $35,1 \pm 6,3\%$ ;  $11,6 \pm 4,7\%$ ;  $10,7 \pm 7,2\%$  e  $7,0 \pm 4,6\%$ , respectivamente. Nos dias 43, 104, 168 e 193, identificou-se o C18:2 $\omega$ 6 entre os quatro mais abundantes. Já o C18:3  $\omega$ 3 consta entre a lista dos FAME mais dominantes nos dias 53, 60, 115 e 200. Na literatura, já se foi reportado a presença destes FAME, C18:2 $\omega$ 6 e C18:3 $\omega$ 3, entre os quatro principais encontrados por algumas espécies, tais como por *Scenedesmus* sp. (VIDYASHANKAR *et al.*, 2015) e *Micractinium* sp. (ENGIN *et al.*, 2018). Ambas espécies estavam presentes na LAT50 nos dias citados, o que pode corroborar com a literatura.

Zhang *et al.* (2018) inocularam as LATs com as espécies *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Oscillatoria* sp., alimentaram com esgoto sintético e obtiveram em maior quantidade os seguintes FAMES na colheita da biomassa: C16:0 (ácido hexadecanoico), C16:1 (ácido 9-hexadecenoico) e o C18:2 (ácido 9,12- octadecadienoico). Os SFAs foram os mais abundantes C16:0 (38,38-46,09%). Como posterior, cita-se o MUFA, representado por C16:1 e C18:1 (17,75-24,07%). Por fim, os PUFAs, intitulados de C18:2 e C18:3 na faixa de 11,92-20,17%.

Identificou-se uma maior produção mássica do C18:2  $\omega$ 6 ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$  microalga) na LAT70 para ambas as fases operacionais. Nota-se o limiar desta produção com 104 e 193 dias de operação (82 e 42  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ), relacionados às fases 1 e 2, respectivamente (**Figura 59**). Com 60 dias de operação da LAT50, atingiu-se a mais elevada massa de ácido linoléico (11  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Porém esse valor situou-se muito abaixo do apresentado pelo pico máximo LAT70.

**Figura 59** - Massa do ácido linoléico (C18:2 $\omega$ 6) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios

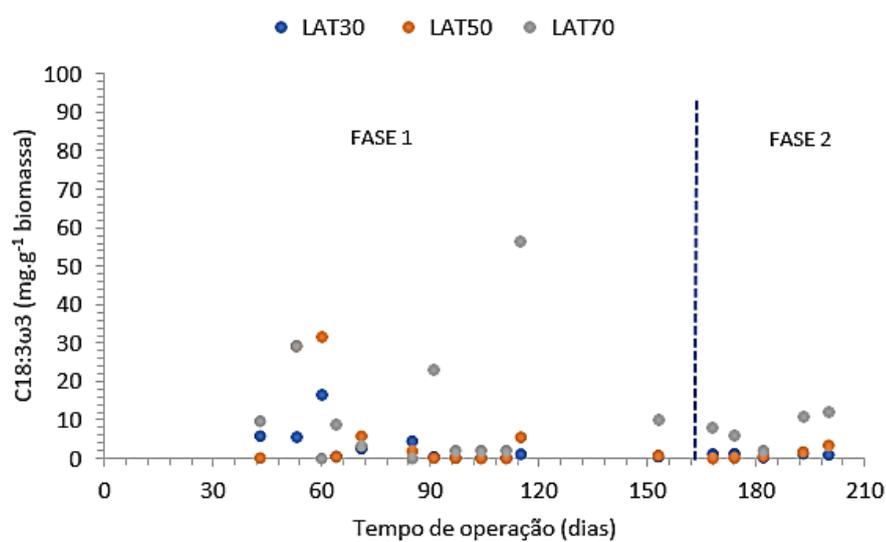


Fonte: a autora, 2022

Após a LAT70 apresentar um pico da produção do C18:2  $\omega$ 6 com 104 dias de operação, observou-se o limiar mássico para o C18:3  $\omega$ 3 em 115 dias (56,20  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Somente a fase 1 mostrou mais elevada produção. No caso da LAT50, um valor quase 2 x menor foi observado no ponto máximo da massa do C18:3  $\omega$ 3 (31,38  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (Figura 60). Embora tenha constado redução na massa, observou-se maior velocidade de produção (60 dias de operação).

A norma europeia EN14214 estabelece valor limite para os ácidos linolênico (C18:3) e o estearidônico (C18:4), cujos valores não devem ultrapassar 12 e 1%, respectivamente. Nas LAT30 e LAT50, os percentuais de C18:3 apresentaram-se na faixa de 15 a 24% e 0,58 a 10,25%, respectivamente. Portanto, somente a LAT50 mostrou concordância com os valores estabelecidos pela norma. Os percentuais de C18:4 não foram determinados, porque não havia a disposição os padrões analíticos para quantificação por cromatografia gasosa.

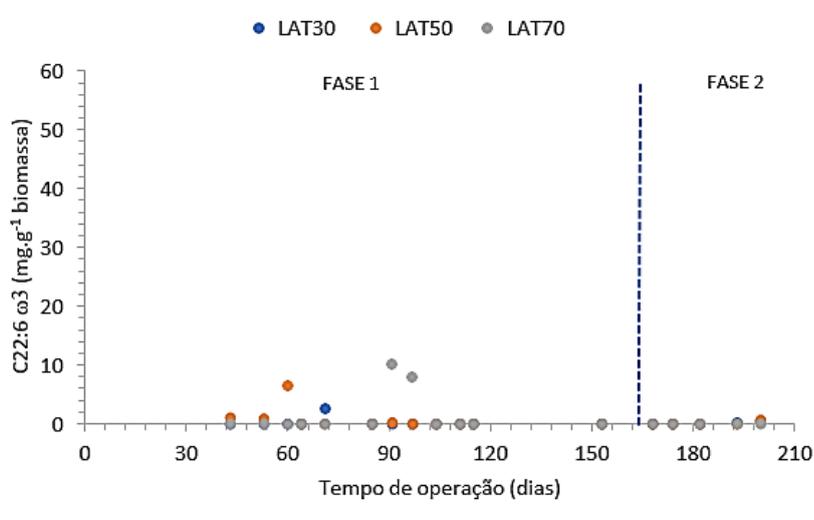
**Figura 60** - Massa do ácido  $\alpha$ -linolênico (C18:3 $\omega$ 3) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios



Fonte: a autora, 2022

Massa mais elevada do ácido DHA (C22:6 $\omega$ 6) foi observada para a LAT30 após 71 dias de operação, a qual resultou em 2,59 mg.g<sup>-1</sup> de microalga (Figura 61). No caso da LAT50, alcançou-se um valor 2,5 x maior num período mais curto (60 dias, ie, 11 dias a menos). Por outro lado, a LAT mais profunda mostrou maior massa de DHA para 91 dias de operação.

**Figura 61** - Massa do ácido cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (DHA ou C22:6 $\omega$ 3) presente na biomassa algal das LATs após extração e esterificação dos lipídios



Fonte: a autora, 2022

Ácidos graxos de valor agregado, tais como os ácidos linoléico (AL ou C18:2 $\omega$ 6),  $\alpha$ -linolênico (ALA ou C18:3 $\omega$ 3) e cis-4,7,10,13,16,19-docosahexanoico (DHA ou C22:6 $\omega$ 3) podem ser produzidos através de sistemas de tratamento de esgoto doméstico compostos por lagoas de alta taxa variando a altura da lâmina d'água. Profundidades de 50 e 70 cm são mais propensas a estimular a produção destes FAMES. Juntamente com a escolha da altura da lâmina d'água, uma maior massa dos referidos ácidos é favorecido pela operação intermitente, quando o AF é alimentado em dois ciclos de 3 h (fase 1).

Em 60 dias de operação da fase 1, a LAT50 apresentou a produção conjunta dos ácidos C18:2 $\omega$ 6 (AL), C18:3 $\omega$ 3 (ALA) e C22:6 $\omega$ 3 (DHA) (**Tabela 30**). Os valores de massa alcançados para os PUFAs correspondentes foram iguais a 11,83 g.kg<sup>-1</sup>, 31,38 g.kg<sup>-1</sup> e 6,40 g.kg<sup>-1</sup> de biomassa seca, respectivamente. Por outro lado, para a LAT70 não foi possível apresentar as massas de um único dia, pois cada PUFA, teve sua massa máxima em tempos distintos.

Somente com 91 dias de operação da fase 1, a LAT mais profunda mostrou uma produção máxima de C22:6 $\omega$ 3, cerca de 10,2 g.kg<sup>-1</sup> de biomassa seca. A LAT70 mostrou um rendimento máximo em massa de C18:2 $\omega$ 6 e C18:3 $\omega$ 3 iguais a 82,0 e 56,20 g.kg<sup>-1</sup> em 104 e 115 dias de operação.

**Tabela 30** - Síntese da massa máxima obtida para os PUFAs (AL, ALA e DHA)

Tempo(d)	PUFA	Massa(g.kg <sup>-1</sup> )	LAT	pH	OD (mg/L)	RNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	Parâmetros fora
53	ALA	29,2	LAT70	7,87	1,01	15	OD e RNH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
91	DHA	10,2	LAT70	8,16	7,52	nc	-
104	AL	82,0	LAT70	8,36	7,14	60	-
115	ALA	56,2	LAT70	7,94	4,30	74	OD
60	AL	11,8	LAT50	8,11	8,13	65	-
	ALA	31,4					
	DHA	6,40					
71	DHA	2,59	LAT30	8,02	9,28	71	-

nc: não calculado; AL: ácido linoléico; ALA: ácido alfa linolênico e DHA

Fonte: a autora, 2022

Reportou-se na literatura um estudo com a microalga marinha *Cryphcodinium cohnii* para obtenção do DHA (JIANG e CHEN, 1999). Neste estudo eles afirmaram que um alto teor deste PUFA foi alcançando sendo igual a 4,4 a 5,3% (44 a 53 g/kg de células seca). Portanto, a LAT70 resultou numa rendimento em DHA em trono de 25% dos pesquisadores. Esse

resultado mesmo inferior ao do referido estudo pode ser promissor, considerando que a biomassa algal foi cultivada em esgoto doméstico e apresentou uma comunidade fitoplanctônica variada em relação à monocultura da microalga marinha.

A partir da **Tabela 30**, hipoteticamente, pode-se assumir que a produção mássica de AL é favorecida em LAT70 sob pH (8,36) e OD (7,14 mg.L<sup>-1</sup>) e em LAT50 sob pH (8,11) e OD (8,13 mg.L<sup>-1</sup>). No caso de ALA, a condição mais adequada seria LAT50 (60 dias) sob pH (8,11) e OD (8,13 mg.L<sup>-1</sup>). Para DHA, é possível obtê-lo empregando qualquer uma das profundidades, porém a LAT50 e LAT70, apresentaram a mesma produção mássica (0,11 g.kg<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) para o pH (8,11 e 8,16) e OD (8,13 e 7,52 mg.L<sup>-1</sup>), respectivamente. Os ésteres metílicos de maior valor são o C18:2 $\omega$ 6, C18:3 $\omega$ 3 e C22:6  $\omega$ 3. Portanto, foi possível provar que o esgoto é uma matéria prima preciosa, uma vez que se produziu ácidos graxos poli-insaturados, do tipo ômega, a partir dele. Logo, produtos de valor agregado.

#### 6.2.11 Correlação de Pearson na fase 1

Na Fase 1, a produtividade de biomassa da LAT de 30 cm apresentou correlações mais fortes com as concentrações de NT (-0,60) > N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (-0,58) > N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (-0,52) e com o teor de lipídios (-0,51) (**Tabela 31**). Todas as correlações citadas possuem sinal negativo, o que significa que, dentro dos valores médios, o aumento de qualquer um dos referidos parâmetros causaria uma diminuição na produtividade da biomassa. É conhecido pela literatura que o nitrogênio amoniacal é a fonte preferida de nitrogênio das microalgas, por ser de mais fácil assimilação.

Porém concentrações de nitrogênio amoniacal altas e tóxicas para Chlorophyceae, Cyanophyceae e Diatomophyceae foram reportadas iguais a 39.000, 13.000 e 3.600  $\mu$ M (COLLOS e HARRISON, 2014). Este nitrogênio amoniacal pode prejudicar o crescimento da biomassa. Provavelmente, concentrações de nitrogênio amoniacal menores que 100  $\mu$ M prejudicam o crescimento da biomassa algal. Já em relação ao nitrito não é surpresa que ele tenha prejudicado essa produtividade, uma vez que é citado sua toxicidade para as microalgas, pois afetam a atividade fotossintética, dependendo do valor de concentração. A queda na produtividade da biomassa com o aumento no percentual de lipídios foi encontrada na presente investigação, e corrobora com resultados mostrados por estudos anteriores.

**Tabela 31** - Correlações de Pearson com as produtividades de biomassa, lipídios e FAME e o teor de lipídios na LAT30 durante a fase 1

FASE 1	P <sub>B</sub>	P <sub>L</sub>	TL	P <sub>FAME</sub>	NT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	PT	N/P
P <sub>B</sub>	1,00										
P <sub>L</sub>	0,19	1,00									
TL	-0,51	0,54	1,00								
P <sub>FAME</sub>	0,00	0,80	0,67	1,00							
NT	-0,60	-0,21	0,25	-0,01	1,00						
N-NH <sub>4</sub>	-0,58	-0,08	0,35	0,08	0,98	1,00					
N-NO <sub>2</sub>	-0,52	-0,85	-0,31	-0,68	0,44	0,35	1,00				
N-NO <sub>3</sub>	0,42	-0,48	-0,46	-0,21	0,01	-0,08	0,33	1,00			
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,04	-0,12	-0,16	-0,22	0,00	0,02	-0,16	-0,43	1,00		
PT	-0,43	0,39	0,49	0,60	0,64	0,67	-0,19	-0,22	0,04	1,00	
N/P	-0,33	-0,72	-0,13	-0,62	0,43	0,38	0,82	0,30	-0,18	-0,39	1,00

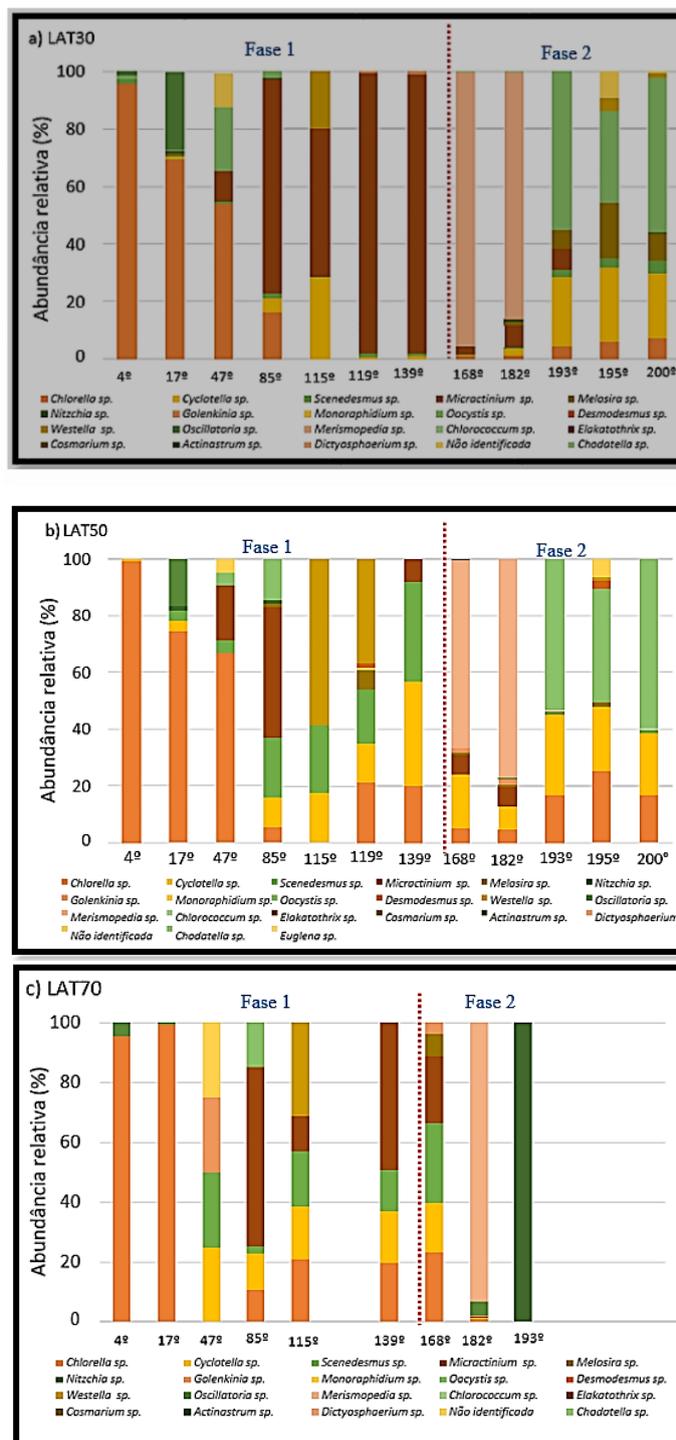
P<sub>B</sub>: produção de biomassa; P<sub>L</sub>: produtividade de lipídios; TL: % de lipídios; P<sub>FAME</sub>: produtividade de FAME; NT: nitrogênio total; PT: fósforo total; N/P: razão nitrogênio fósforo.

Fonte: a autora, 2022

## 6.2.12 Comunidade fitoplanctônica

Na **Figura 62**, destaca-se na uma considerável mudança na comunidade fitoplanctônica da LAT30, lagoa mais rasa, entre o 139º e 168º dia de operação.

**Figura 62** - Dinâmica da comunidade fitoplanctônica durante operação intermitente lagoas de profundidade 30, 50 e 70 cm (a), (b) e (c)



Fonte: a autora, 2022

A espécie *Micractinium* sp. era predominante com 139 dias, e um mês depois *Merismopedia* sp. ganhou a predominância. Alterou-se a abundância relativa de Chlorophyta para Cyanophyta. Essa mudança ocorreu no período de transição entre a fase 1 e a fase 2. Na fase 1, alimentava-se a LAT duas vezes ao dia, sendo a primeira entre 9 e 12 h., e a segunda de 16 às 19 h. Na fase 2, alimentava-se oito vezes, em que a primeira alimentação era às 6h da manhã, e a última às 23 h, estas tinha duração de 45 min.

Segundo Sutherland *et al.* (2017), mudanças bruscas na alimentação podem alterar o fitoplâncton de clorofíceas para cianobactérias. No caso deles, foi alterada do gênero *Micractinium* para *Microcystis*. No presente estudo, verificou-se modificação de *Micractinium* para *Merismopedia*.

Examinando os parâmetros físico-químicos nos dias 139 (fase 1) e 168 (fase 2), encontrou-se algumas diferenças entre estas características, as quais estão dispostas na Tabela 32.

**Tabela 32** - Diferenças identificadas nos parâmetros após 139 dias de operação na LAT30

Parâmetro	Dias de operação			
	139	168	182	203
Espécie Predominante	Chlorophyceae <i>Micractinium</i> sp.	Cyanophyceae <i>Merismopedia</i> sp.	Cyanophyceae <i>Merismopedia</i> sp.	Chlorophyceae Várias espécies
N/P ou DIN:SRP	10	4	8	5
Intensidade Luminosa ( $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )	704	649	1071	679
Prod. Clorofila-a	185	266	326	450
SSF ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	100	0	0	50
pH	8,18	8,94	9,09	9,29

DIN: nitrogênio inorgânico dissolvido; SRP: fósforo reativo solúvel ou ortofosfato; Prod. Clorofila-a; \*produtividade de clorofila a

Fonte: a autora, 2022

A razão N/P é um parâmetro que mostra resultado bem distinto para os dias 139 e 168, característica que costuma ser avaliada no cultivo de fitoplâncton, para um grupo se sobressair sobre o outro. Já foi reportado pela literatura a predominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico para razões de nitrogênio / fósforo (N/P) ou a razão nitrogênio dissolvido por fósforo reativo solúvel (DIN/SRP) < 10, uma vez que a limitação de nitrogênio pode auxiliar o crescimento e a proliferação deste grupo (SMITH, 1983; HAVENS *et al.*, 2003).

Havens *et al.* (2003) pontuaram que a diminuição da razão N/P total de 30:1 para 15:1 e do N/P solúvel de 15:1 para 6:1 apresentou condição favorável para que 50—80% do fitoplâncton fosse oriundo de cianobactérias. Por outro lado, um estudo mostrou que só há predominância das cianobactérias em baixa razão N/P (4) se houver ao mesmo tempo uma alta intensidade luminosa ( $100 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ) e as clorófitas predominam sobre alta razão N/P (N/P= 32) e alta intensidade luminosa (DE TEZANOS PINTO e LITCHMAN, 2010).

De acordo com a evolução fitoplanctônica na LAT30, observa-se que do 4° ao 47° dia do *start-up*, a espécie predominante era a *Chlorella* sp. No entanto, esta predominância mudou de *Chlorella* sp. para *Micractinium* sp. a partir do 85° dia. Ambas espécies são do grupo das clorófitas, porém a espécie *Chlorella* sp. apresenta difícil sedimentabilidade, em relação à *Micractinium* sp. que exibe uma mais fácil. Este comportamento pode ser explicado pela tendência da espécie *Micractinium* sp. em formar colônias (Apêndice E - Figura E16). Além disso, a *Chlorella* sp. apresenta menor tamanho e a *Micractinium* sp. apresenta espinhos ao redor de seus cocos, o que para alguns autores representa vantagem em termos de sua evolução, dificultando a ingestão por alguns predadores (MONTEZEMMANI *et al.*, 2017).

Antes do 47° dia, com até 14 dias de operação, verificou-se dificuldades no controle de vazão das três LATs, apresentando valores de vazão abaixo da média. Com 17 dias, o regime de alimentação foi mudado de contínuo para intermitente. A partir desta mudança, foi possível conseguir valores de vazão mais estáveis, embora nos dias 20 e 25, tenha se registrado vazão abaixo da média para LAT30. No dia 25, identificou-se perda de metade da biomassa na LAT70. No dia 31, vazão acima da média para LATs mais rasas e abaixo para LAT70. No dia seguinte (32), reportou-se vazões abaixo da média para LAT30 e (70) e acima para LAT50. No dia 34, vazões abaixo do valor médio para as LATs mais rasas e acima para mais profunda. No dia 38, vazões abaixo da média para LATs mais rasas. No dia 43, vazões baixo da média para as três LATs. Até o 47° dia, quando foi verificada a diversidade fitoplanctônica não foi verificada nenhum dia com ausência de vazão. Entre o 47° dia e o 85°, observou-se vazão mais baixa na LAT30. Adicionalmente, identificou-se vazão mais baixa nas LATs de 30 e 70 cm para o dia 69. Porém, do dia 79 ao 87 foi verificada ausência de vazão na ETE, isso significa dizer que não houve carga de nutrientes, porque não havia efluente sendo bombeado. Além disso, neste intervalo entre os dias 79 e 87 ocorreu maior precipitação, por ser o mês de julho, onde o índice pluviométrico é mais alto na cidade do Recife.

A principal diferença encontrada entre o dia 47° e o 85° refere-se a dificuldades no controle da vazão e a ausência de vazão na ETE. No caso da LAT30, observou-se ainda uma diferença na relação N/P, cujo valor foi igual à 7 e 16 para os dias 47 e 85, respectivamente. A nitrificação é estimada em 11,4% na espécie *Micractinium* sp. e 8,5% para *Chlorella* sp (BOUARAB *et al.*, 1999).

Na LAT50 observou-se a presença do gênero *Cyclotella* do dia 85 até o 203, sendo neste último dia a espécie dominante (> 70%). Conforme estudos realizados por Borges (2016), a *Cyclotella* sp. foi a espécie dominante no Rio Capibaribe (Recife), estando relacionada aos maiores valores de clorofila a. Sua dominância foi maior no período de estiagem do que no período seco, o que corrobora com o atual estudo na LAT de 50 cm. Nesta pesquisa do Rio Capibaribe também verificaram que a baixa salinidade contribuiu para seu desenvolvimento. Todavia, a luminosidade não foi um fator limitante para o crescimento do gênero *Cyclotella*, e destacou-se sua presença em águas rasas e disponível na coluna d'água.

Borges (2016) relacionou a espécie *Cyclotella meneghiana*, ao códon C, pela classificação de Reynolds, cujo habitat foi associado a águas eutrofizadas, tolerantes à deficiência de luminosidade e sensível a diminuição na concentração de silício. Já o gênero *Nitzschia* foi associado a um habitat de águas rasas, enriquecidas e turvas com boa tolerância a turbulência na coluna d'água e sensível a diminuição dos nutrientes, sobretudo o silício. Associou-se o gênero *Oscillatoria* (Códon MP) aos ambientes rasos, águas turvas e eutroficas com bastante turbulência.

Além disso, segundo a classificação funcional para o fitoplâncton, as espécies de diatomáceas do grupo D, *Nitzschia* sp., *Synedra acus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella ocellata* e, provavelmente, *C. pseudostelligera*, apresentam células pequenas ( $\leq 10^3 \mu\text{m}^3$ ) de rápido crescimento, e devem ser encontradas em águas rasas, ricas em nutrientes e bem agitadas (REYNOLDS *et al.*, 2002). As espécies representadas pelos gêneros *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Coelastrum* e *Golenkinia* integram o grupo J, as quais devem ser encontradas sobretudo em lagos rasos, com muitos nutrientes. No grupo Lo, inclui-se o gênero *Merismopedia*, que costuma ser encontrada no verão em lagos com nutrientes segregados. A espécie *Planktothrix agardhii* foi intitulada no grupo S1, cuja característica destaque é a presença em sistemas com maior turbulência.

A **Tabela 33** apresenta a correlação de Pearson entre as espécies identificadas e o pH durante a operação da LAT30 na fase 1.

**Tabela 33** - Correlação entre as diferentes espécies com o pH na LAT30 - fase 1

	pH	<i>Chl</i> sp.	<i>Cyclo</i> sp.	<i>Sce</i> sp.	<i>Mic</i> sp.	<i>Mel</i> sp.	<i>Nit</i> sp.	<i>Gol</i> sp.	<i>Mono</i> sp.	<i>Ooc</i> sp.	<i>Wes</i> sp.	<i>Osc</i> sp.	<i>ni</i>
pH	1,0												
<i>Chl</i> sp.	0,7	1,0											
<i>Cyclo</i> sp.	-0,3	-0,4	1,0										
<i>Sce</i> sp.	0,1	-0,1	-0,7	1,0									
<i>Mic</i> sp.	-0,6	-0,9	0,0	0,4	1,0								
<i>Mel</i> sp.	0,3	0,7	-0,2	-0,4	-0,6	1,0							
<i>Nit</i> sp.	0,7	0,6	-0,2	0,0	-0,4	0,7	1,0						
<i>Gol</i> sp.	-0,6	-0,6	-0,4	0,3	0,8	-0,3	-0,5	1,0					
<i>Mono</i> sp.	0,5	0,8	-0,4	0,0	-0,8	0,2	0,0	-0,4	1,0				
<i>Ooc</i> sp.	0,5	0,5	-0,3	0,2	-0,5	-0,2	-0,2	-0,4	0,9	1,0			
<i>Wes</i> sp.	-0,3	-0,4	1,0	-0,8	0,0	-0,2	-0,3	-0,3	-0,3	-0,2	1,0		
<i>Osc</i> sp.	0,3	0,7	-0,2	-0,4	-0,6	1,0	0,7	-0,3	0,2	-0,2	-0,2	1,0	
<i>ni</i>	0,4	0,5	-0,3	0,2	-0,5	-0,2	-0,3	-0,3	0,9	1,0	-0,2	-0,2	1,0

Fonte: LAT30: lagoa de alta taxa de 30 cm de profundidade. *Chl*: *Chlorella*; *Cyclo*: *Cyclotella*; *Sce*: *Scenedesmus*; *Mic*: *Micractinium*; *Mel*: *Melosira*; *Nit*: *Nitzschia*; *Gol*: *Golenkinia*; *Mono*: *Monoraphidium*; *Ooc*: *Oocysts*; *Wes*: *Westella*; *Osc*: *Oscillatoria*; *ni*: não identificada

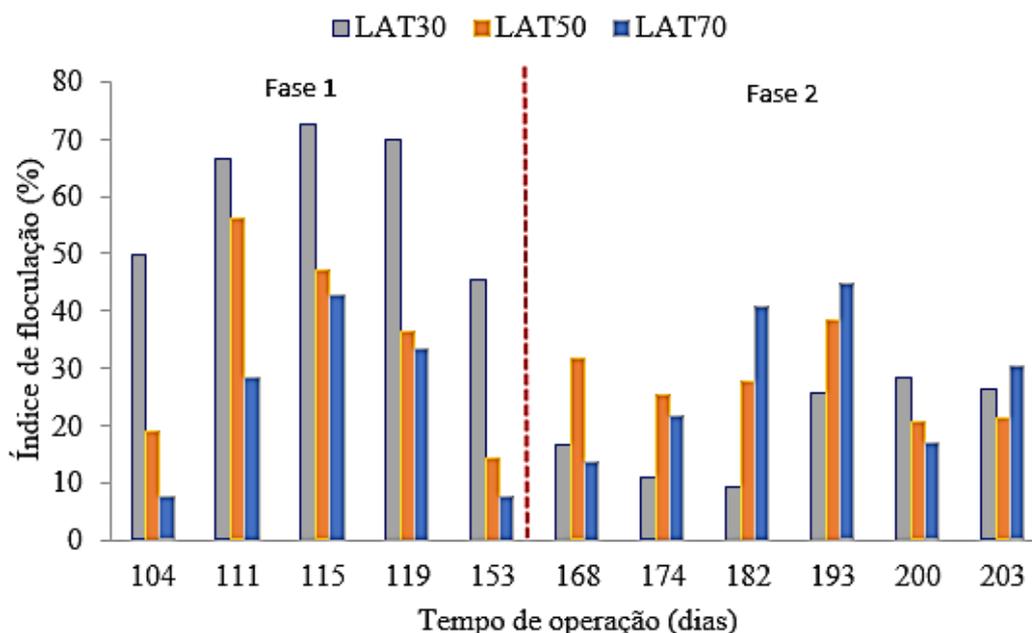
Em destaque, as correlações mais fortes ( $0,8 < r < 1,0$ ). Observa-se que a *Chlorella* está correlacionada negativamente com a *Micractinium* (-0,9) e positivamente com a *Monoraphidium* (0,8). Isso pode indicar que o aumento da *Chlorella* implica no desaparecimento da *Micra* e no crescimento da *Monoraphidium*. Além disso, uma vez havendo crescimento da *Micractinium* ocorre paralelamente, o desenvolvimento da *Golenkinia* e a diminuição da *Monoraphidium* (6ª coluna da tabela).

### 6.2.13 Índice de colheita da biomassa

Os resultados para o índice de colheita ou índice de floculação estão apresentados na **Figura 63**. Durante a fase 1, observa-se um aumento gradual deste índice do dia 104 até o 115. Em seguida, percebe-se uma queda do dia 115 ao 153 (fase 1), e do 168 ao 182 (fase 2). Somente após o dia 182 ele volta a subir, muito embora não alcance o patamar máximo verificado na

fase 1. O índice de colheita máximo alcançado nas fases 1 e 2 para a LAT30 foram de 73 e 28%, respectivamente. Para a LAT50 estes valores foram iguais a 56% e 45%, respectivamente.

**Figura 63** - Eficiência de floculação para as lagoas durante operação intermitente



Fonte: a autora, 2022

Na LAT mais profunda, obteve-se os seguintes índices: 43% e 45%, respectivamente. Logo, não houve diferença estatisticamente significativa entre os índices de colheita da biomassa para a LAT de maior profundidade, considerando o teste-t. A máxima eficiência de floculação encontrada na LAT30 (73%) foi superior ao estudo de Leong *et al.* (2018), que alcançaram um valor de  $42,37 \pm 0,25\%$ , em que empregaram uma mistura de lodo ativado e biomassa algal. O resultado do presente estudo foi corroborado ao de Park *et al.* (2011b), no qual alcançaram eficiência de colheita de 63-77%, quando a espécie *Micractinium* possuía 70% de predominância.

A máxima eficiência de floculação alcançada na LAT30 (73%) em 115 dias de operação, provavelmente, pode ter ocorrido devido à predominância da clorócea *Micractinium* sp. Com morfologia semelhante a cachos de uvas rodeados por espinhos, esta espécie tende a se unir com mais células tornando-se mais densas e vulneráveis a sedimentar. Este fato também foi reportada por estudos anteriores (CRAGGS *et al.*, 2004; DOMA *et al.*, 2016; MEHARABADI *et al.*, 2017). Ainda reportou-se por Park *et al.* (2011b), que os flocos microbianos formados

pelas colônias de *Micractinium* sp. podem atingir diâmetro entre 50 a 200 µm ou até atingir 500 µm se for houver fornecimento de CO<sub>2</sub> na lagoa.

Na **Tabela 34** estão sumarizados os resultados alcançados com a correlação de Pearson utilizando o índice de floculação e a taxonomia do fitoplâncton para a LAT30.

**Tabela 34** - Correlação de Pearson para índice de floculação com a taxonomia do fitoplâncton da LAT30 (dias 119, 168, 182, 193 e 203).

	IF	Mic	Mer	Gol	Sc	Cyclo	Chl	Ooc	Mel	Eug	Chod	Dic
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
IF (%)	1											
Mic (%)	0,93	1										
Mer (%)	-0,63	-0,38	1									
Gol (%)	0,39	0,46	-0,32	1								
Sc (%)	0,11	-0,22	-0,80	3E-17	1							
Cyclo (%)	-0,13	-0,42	-0,67	-0,1	0,95	1						
Chl (%)	-0,22	-0,54	-0,48	-0,3	0,90	0,89	1					
Ooc (%)	-0,11	-0,43	-0,65	-0,3	0,94	0,98	0,91	1				
Mel (%)	-0,12	-0,42	-0,67	0,03	0,96	0,97	0,90	0,92	1			
Wes (%)	-0,02	-0,30	-0,37	-0,3	0,70	0,55	0,85	0,60	0,63			
Eug (%)	-0,02	-0,30	-0,37	-0,3	0,70	0,55	0,85	0,60	0,63	1		
Chod (%)	-0,07	-0,02	-0,15	0,88	0,10	0,11	0,09	-0,07	0,28	-0,20	1	
Dic (%)	-0,07	-0,02	-0,15	0,88	0,10	0,11	-0,09	-0,07	0,28	-0,20	1	1

IF: índice de floculação; Mic: *Micractinium* sp.; Mer: *Merismopedia* sp.; Gol: *Golenkinia*, sp. Sc: *Scenedesmus*; Cyclo: *Cyclotella*; Chl: *Chlorella*; Ooc: *Oocystis*; Mel: *Melosira*; Wes: *Westella*; Eug: *Euglena* sp.; Chod: *Chodatella*.; Dic: *Dictopharium*.

Fonte: a autora, 2022

Aplicou-se a correlação apenas para a LAT30, uma vez que ela foi a única lagoa a atingir um índice de floculação acima de 70%. Destaca-se, na segunda coluna a forte correlação entre a *Micractinium* sp. e o índice de floculação (0,93). Esse valor pode indicar que o crescimento desta espécie favorece a colheita da biomassa. A correlação entre *Merismopedia* e *Scenedesmus* sp. (-0,80) supostamente indica que ambas espécies não podem crescer ao mesmo tempo nas lagoas, porque quando uma cresce a outra deve diminuir. As espécies que estão positivamente correlacionadas com a *Scenedesmus* sp. são: *Cyclotella* sp. (0,95), *Chlorella* sp. (0,90), *Oocystis* sp. (0,94) e *Melosira* sp. (0,96).

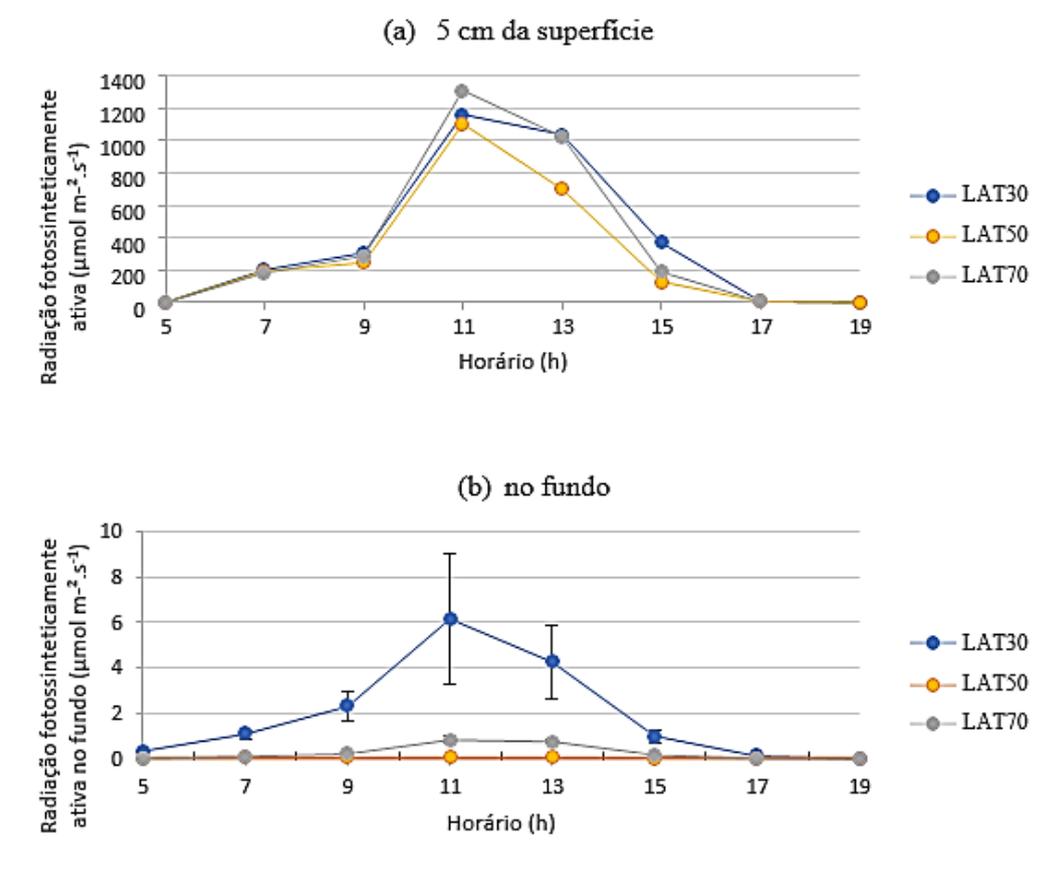
### 6.3 Perfil nictimeral

Neste item estão discriminados os resultados referentes ao perfil nictimeral realizado após 126 dias de início da fase 1 durante a operação das LATs de distintas profundidades.

### 6.3.1 Radiação fotossinteticamente ativa

Nas **Figuras 64(a)** e **(b)**, observa-se que a maior radiação fotossinteticamente ativa (RFA) foi encontrada às 11 h da manhã, tanto à 5 cm da superfície ( $1308 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ), quanto no fundo da lagoa ( $6,15 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ).

**Figura 64** - Perfil nictimeral para a intensidade luminosa das lagoas (a) 5 cm da lâmina d'água e (b) no fundo das LATs de 30, 50 e 70 cm de profundidade



Fonte: a autora, 2022

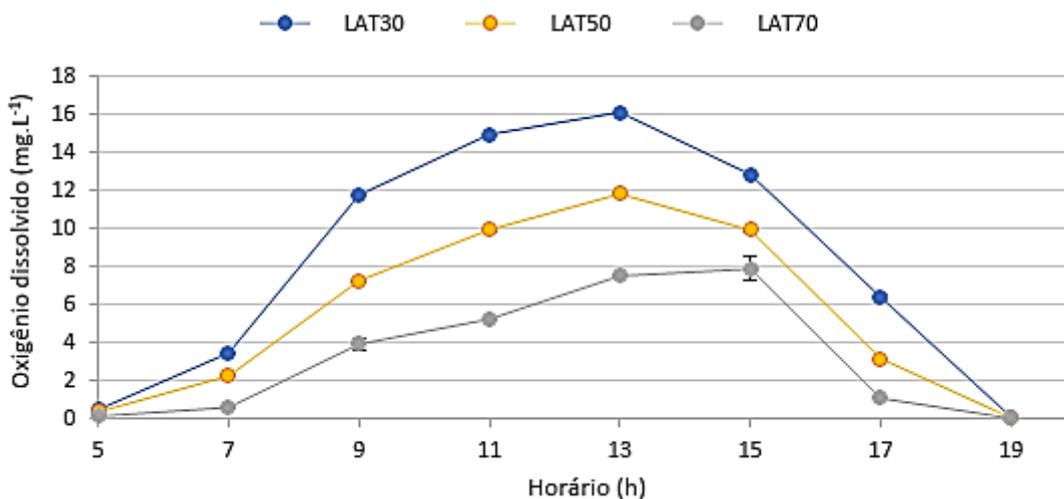
Especificamente, para a superfície a maior radiação reportada foi  $1300 \mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$  na LAT70 cm e  $1100 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  nas lagoas mais rasas. Evidenciou-se que estes resultados de intensidade luminosa estão situados dentro da faixa de Couto (2016), igual a  $389,7\text{-}1785 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . De

acordo com a análise ANOVA com 95% de confiança, não há diferença estatisticamente significativa entre as radiações RFA medidas a 5 cm da superfície. Ao passo que na radiação RFA medida no fundo há diferença estatisticamente significativa entre a LAT30 com as LAT50 e LAT70. As LATs mais fundas são estatisticamente iguais em termos de radiação RFA de fundo, assim como estas radiações foram semelhantes quando medidas a 30 cm e 50 cm.

### 6.3.2 Oxigênio dissolvido

Na **Figura 65**, observa-se que as concentrações de OD caem a zero nos horários de 5 e 19 h para os efluentes das três lagoas. Na LAT30, o valor máximo de OD foi 16 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, o qual foi registrado no horário das 13 h. A LAT50 e LAT70 apresentaram um valor máximo de 12 e 7,9 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, os quais são 25% e 50% menores do que na LAT30. O presente resultado foi análogo ao obtido por Picot *et al.* (1993), que reportaram o pico de OD entre 13 e 15 h. Além disso, a dinâmica nictimeral foi semelhante ao estudo de Casagli *et al.* (2021), onde o OD mais elevado ocorreu às 12 h.

**Figura 65** - Perfil nictimeral para o oxigênio dissolvido nas LATs



LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
 Fonte: a autora, 2022

Não houve diferença estatisticamente significativa entre os valores de OD medidos na superfície a 5 cm e no fundo de cada lagoa. Provavelmente, porque as LATs são como um tanque de mistura perfeita, logo não há diferença em termos de OD, embora haja em termos de radiação (Figura 64). A análise estatística por ANOVA com 95% de confiança mostrou que não há diferença estatisticamente significativa entre o OD nas três lagoas ( $F_{\text{calculado}} < F_{\text{critico}}$ ). O

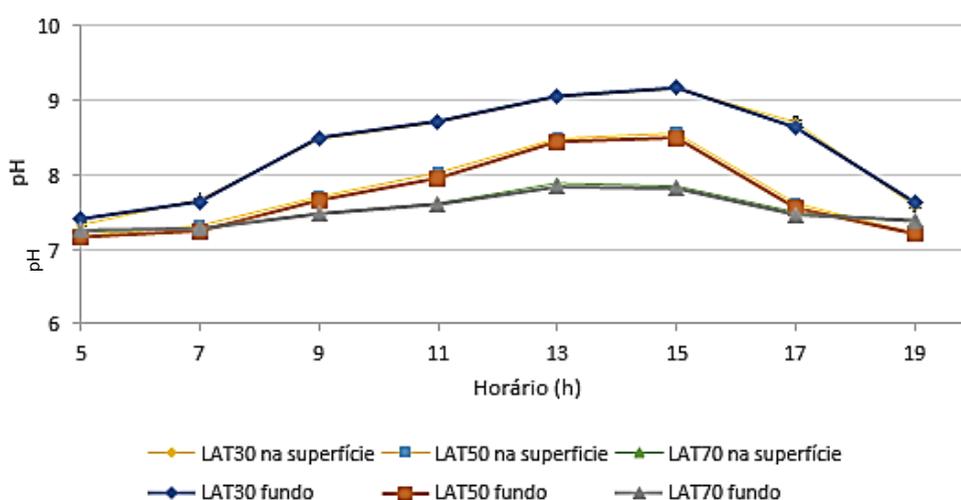
valor médio de OD para LAT30, LAT50 e LAT70 foram iguais a 8,24, 5,57 e 3,28 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente (**Tabela C1**).

Apenas no horário de 5 h da manhã e às 19 h da noite, os valores de OD são iguais a zero nas três LATs. Nesta fase, a respiração é a etapa controlada do processo, assim micro-organismos heterotróficos ou com metabolismo anóxico podem mostrar razoável atuação na etapa de redução. Às 5 h da manhã, os níveis médios de OD chegaram a 0,48, 0,36 e 0,13 mg.L<sup>-1</sup> na LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. No horário de 19 h, reportaram-se níveis médios de OD ligeiramente mais baixos do que os valores anteriormente apresentados, tais como 0,08 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, 0,03 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 0,02 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. A literatura mostra que valores de OD > 0,2 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> podem reduzir a taxa de desnitrificação e acima de 0,5 mg O<sub>2</sub>/L pode impedir a mesma de ocorrer. Os micro-organismos desnitrificantes apresentam boa atuação para faixa de pH entre 6 e 9 (MORAIS, 2015).

### 6.3.3 pH das lagoas

A dinâmica nictimeral para o pH efluente das LATs é ilustrada na **Figura 66**. De acordo com a CONAMA 430/2011, o limite do pH para o lançamento de efluente tratado em corpo receptor de classe 2 está na faixa de 5 a 9.

**Figura 16** - Perfil nictimeral para o pH a 5 cm da superfície e no fundo de cada LAT



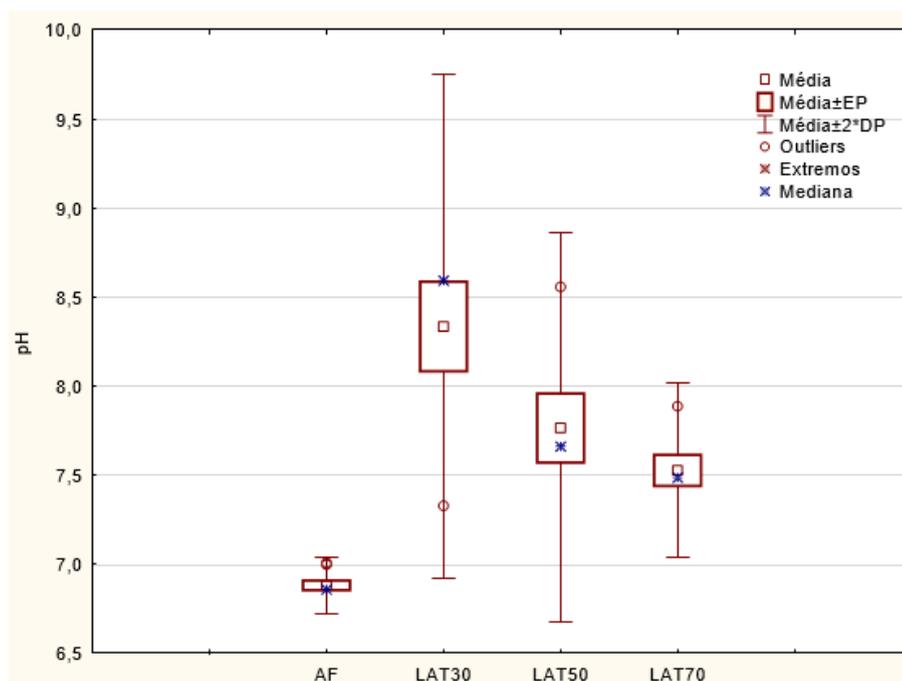
Fonte: a autora, 2022

Pelo comportamento do pH, pode ser visto que todos os efluentes estão em concordância com este limite, exceto o efluente da LAT30, que no horário entre 12 e 16 h extrapolou o

limite superior. O perfil nictimeral do pH efluente, a 5 cm de superfície e no fundo da LAT praticamente não variou. Este comportamento era esperado, porque as LATs são como tanques de mistura perfeita. Pelo comportamento do pH, pode ser visto que todos os efluentes estão em concordância com este limite, exceto o efluente da LAT30, que no horário entre 12 e 16 h extrapolou o limite superior. O perfil nictimeral do pH do efluente, a 5 cm de superfície e no fundo da LAT praticamente não variou, o que era esperado, porque nas lagoas de alta taxa são como tanques de mistura perfeita.

A variação de pH encontrada para o pH afluente e efluente de cada LAT encontra-se ilustrada na **Figura 67**.

**Figura 67** - Variação do pH afluente e efluente das LATs durante o perfil nictimeral



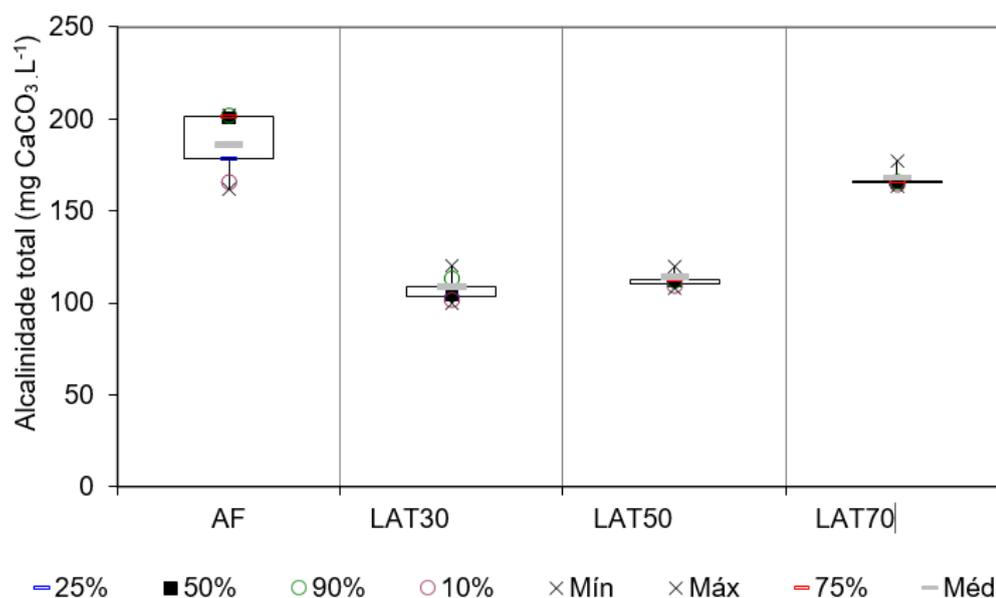
AF: afluente; LAT30, 50 e 70: lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade EP: erro padrão; DP: desvio padrão; AF: afluente; Fonte: a autora, 2022

### 6.3.4 Alcalinidade

A variação da concentração de alcalinidade total pode ser observada no gráfico de *box-plot* (**Figura 68**). O valor médio deste parâmetro apresentou os seguintes valores  $186 \pm (17)$ ,  $109 \pm (7)$ ,  $114 \pm (4)$  e  $168 \pm (5)$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para afluente (AF), LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. Claramente, nota-se uma redução da alcalinidade total para a LAT30 e a

LAT50, quando ambas são comparadas à alcalinidade do afluente. Para LAT70, embora seja imperceptível no gráfico, também ocorreu uma ligeira diminuição desta alcalinidade. Os consumos médios de alcalinidade total na LAT30, LAT50 e LAT70 foram iguais a 78, 72 e 18 mg CaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente.

**Figura 68** - Variação de alcalinidade total afluente e efluente lagoas durante perfil nictimeral



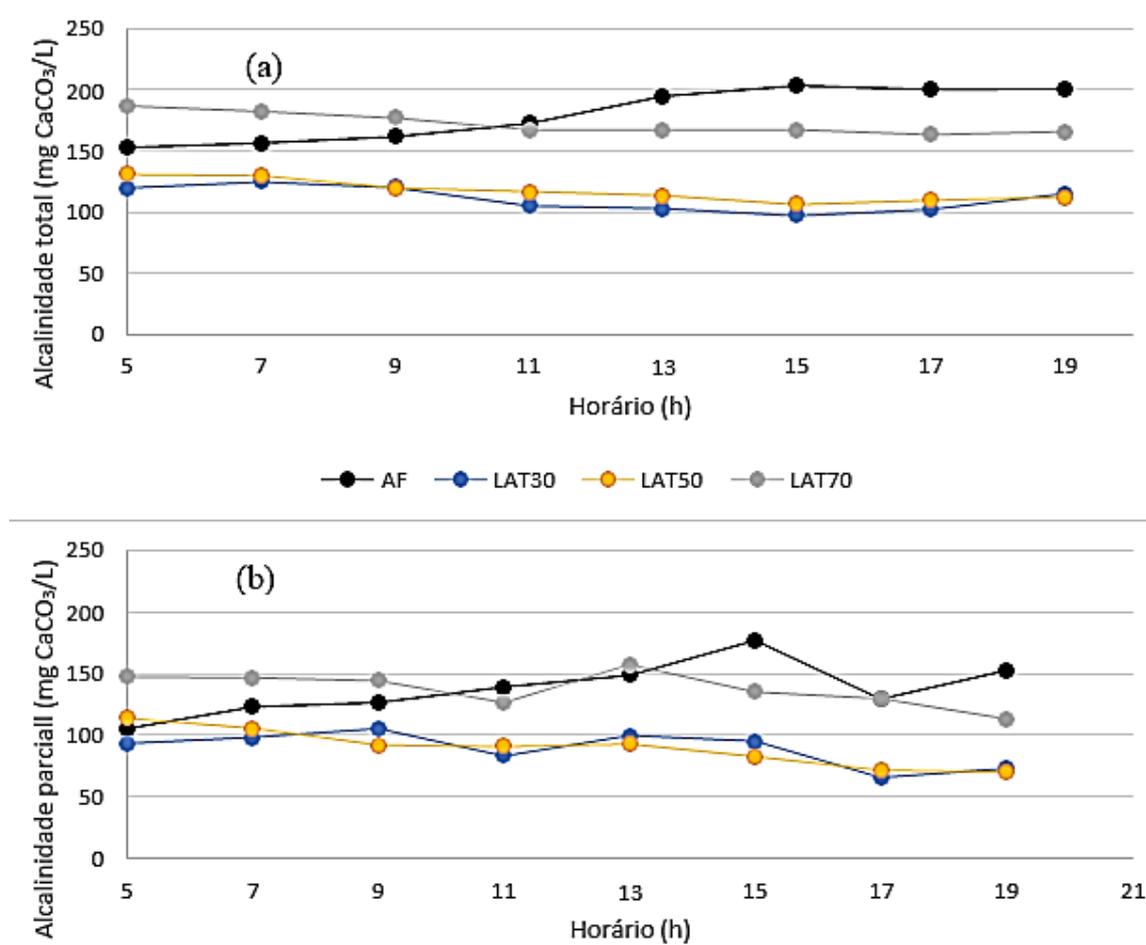
Fonte: a autora, 2022

O afluente das LATs apresenta maior valor de alcalinidade total entre 13h e 19 h, e menor valor entre 5 e 11 h (**Figura 68**) (195-204 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Embora os valores de alcalinidade não sejam estatisticamente diferentes com nível de significância de 5%. As LATs de 30 e 50 cm mostraram perfis temporais de alcalinidade muito próximos entre si. Estas lagoas mostraram menor valor de alcalinidade total às 15 h (97 e 106 mg CaCO<sub>3</sub>/L), respectivamente. Por outro lado, em relação à alcalinidade parcial o menor registro da LAT30 e LAT50 foi verificado às 17 e 19 h, já na fase escura, cujos valores foram de 71±1 e 68±2 mg CaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente (**Figura 69b**).

A variação da concentração de alcalinidade parcial pode ser observada no gráfico de *box-plot* (**Figura 70**). O valor médio deste parâmetro apresentou os seguintes valores 140 ± 10 mg CaCO<sub>3</sub>/L, 83 ± 14 mg CaCO<sub>3</sub>/L, 82 ± 10 mg CaCO<sub>3</sub>/L e 131 ± 10 mg CaCO<sub>3</sub>/L para o AF

e os efluentes da LAT30, LAT50 e LAT70, respectivamente. No horário entre 13 e 15 h, houve consumo de alcalinidade, assim como de 15 às 17 h. Posteriormente, inicia-se uma produção de alcalinidade, já na etapa da respiração.

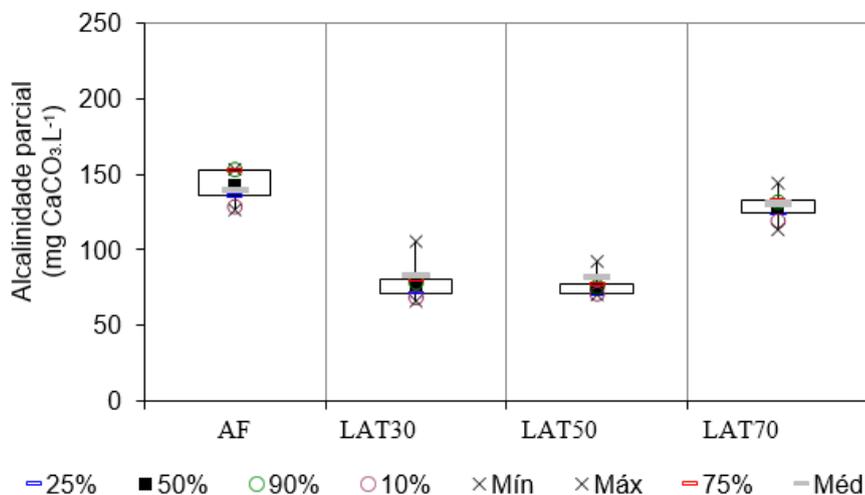
**Figura 69** - Perfil nictimeral da alcalinidade total (a) e alcalinidade parcial (b) para afluente e efluente das lagoas



Fonte: a autora, 2022

Claramente, nota-se uma redução da alcalinidade parcial para a LAT30 e a LAT50, quando ambas são comparadas à alcalinidade do afluente. Para LAT70, embora seja imperceptível no gráfico também ocorreu uma ligeira diminuição desta alcalinidade. Os consumos médios de alcalinidade parcial nas três lagoas foram iguais a 57, 58 e 9 mg CaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente. Comparando-se as três medias através do teste de Tukey, com um nível de significância de 5%, inferiu-se que apenas a LAT70 é estatisticamente diferente das lagoas mais rasas.

**Figura 70** - Variação de alcalinidade parcial afluente e efluente das lagoas durante perfil nictimeral



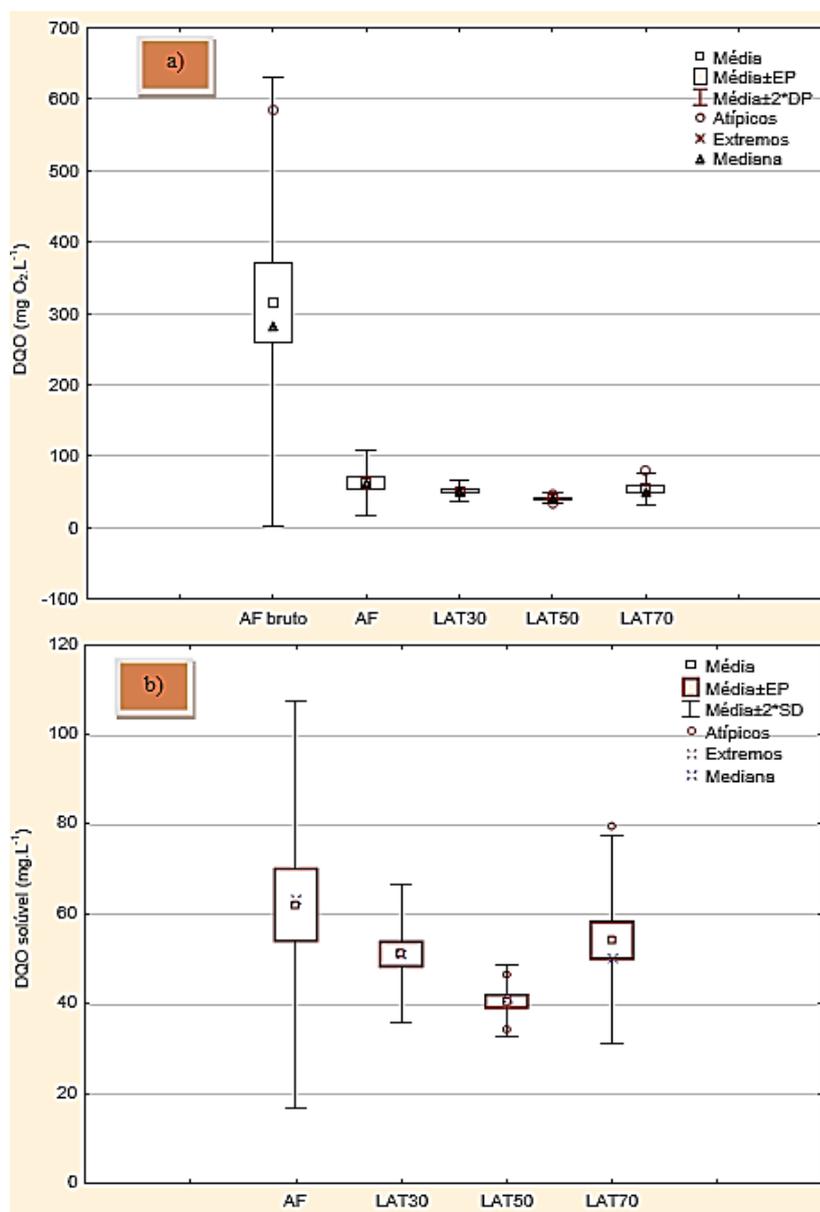
Fonte: a autora, 2022

### 6.3.5 Remoção de matéria orgânica e carga orgânica

Em relação à carga mássica de DQO, o teste de Tukey mostrou que há diferença estatisticamente significativa apenas entre as cargas das LAT30 e LAT3 (Tabela C13, apêndice C). Ao passo que para a carga orgânica volumétrica (COV), a análise de ANOVA reportou que não há diferença entre as LATs de diferentes profundidades (Tabela C14, apêndice C). Durante os horários de alimentação do afluente (9 às 12 h e de 16 às 19 h), a concentração média de DQO bruta no afluente (AF) das lagoas foi de  $308 \pm (112)$  mg O<sub>2</sub>/L (Figura 71a).

Observa-se uma redução significativa entre a DQO bruta do afluente (entrada) e a DQO solúvel do efluente das três lagoas (LAT30, LAT50 e LAT70). Em relação à concentração média de DQO solúvel no AF, bem como no EF da LAT30, LAT50 e LAT70 obteve-se os seguintes valores:  $68 (\pm 15)$ ,  $52 (\pm 6)$ ,  $41 (\pm 3)$  e  $53 (\pm 7)$  mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente (Figura 71b). De acordo com teste de Tukey (95% de confiança) para a concentração de DQO solúvel, apenas a LAT50 é estatisticamente diferente das demais LATs. Reportou-se uma menor concentração residual de DQO solúvel para o EF da LAT50 (Tabela C5, apêndice C). A LAT mais rasa e a mais profunda foram iguais entre si em termos de DQO solúvel do efluente.

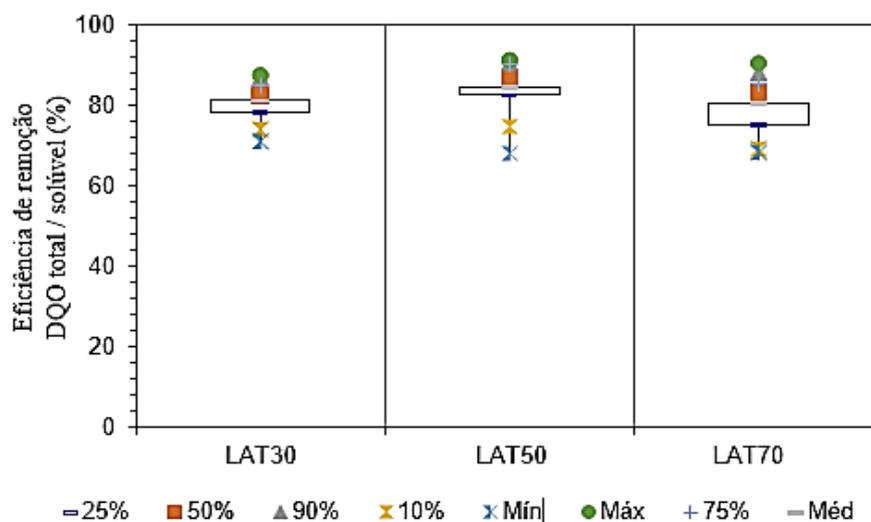
**Figura 71** - Variação da DQO bruta afluente em relação à DQO solúvel efluente (a) e variação da DQO solúvel afluente e efluente das lagoas durante perfil nictimeral



Fonte: a autora, 2022

A **Figura 72** apresenta os dados para a eficiência de remoção da DQO total do afluente em relação à DQO solúvel do efluente. Observa-se que para as três lagoas as eficiências de remoção situaram-se em termos de um mesmo valor médio, o que foi comprovado pelo teste de ANOVA. Logo, as três lagoas são estatisticamente iguais em relação à eficiência de remoção da DQO bruta/solúvel. Ao passo que para a eficiência remoção da DQO solúvel do afluente, em relação à solúvel do efluente os resultados obtidos foram inferiores à eficiência de remoção que considera a DQO bruta do afluente.

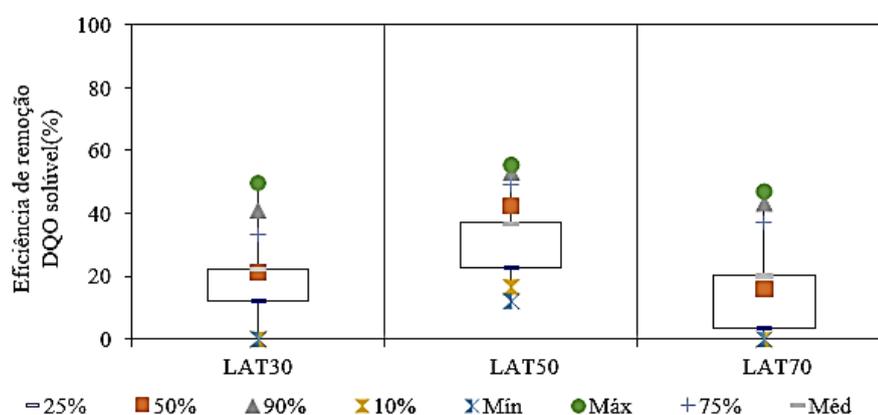
**Figura 72** - Variação da eficiência de remoção da DQO total do afluente em relação à DQO solúvel da LAT30, LAT50 e LAT70 durante o perfil nictimeral



Fonte: a autora, 2022

Na **Figura 73**, apresenta-se a variação da eficiência de remoção de DQO solúvel em cada uma das LATs durante o perfil nictimeral. Observa-se que a LAT50 apresentou um ligeiro destaque frente às demais lagoas. Este comportamento pode ter sido advindo de um pH médio mais próximo de 8. Em geral, as eficiências de remoção de DQO solúvel para as LATs foi baixa. A possível razão para este comportamento deve ser a competição entre as bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação da matéria orgânica e/ou as bactérias nitrificantes (MORAIS, 2015).

**Figura 17** - Variação de eficiência de remoção de DQO solúvel nas lagoas durante perfil nictimeral



Fonte: a autora, 2022

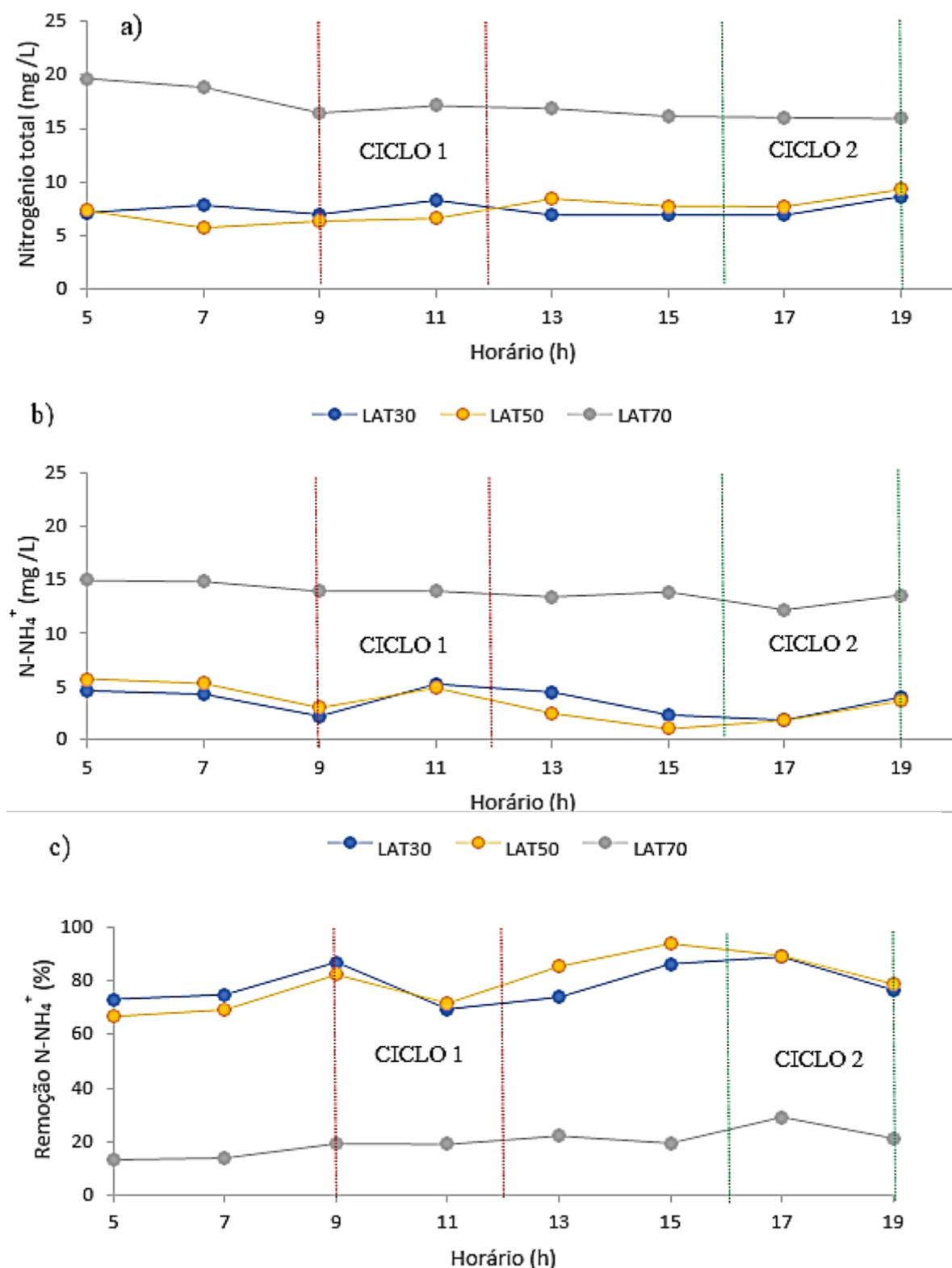
Baixas e altas eficiências de remoção de DQO (28-93%) foram obtidas por Pham *et al.* (2020), em LATs alimentadas com esgoto doméstico bruto e esgoto doméstico decantado, profundidade de 11 cm, alcançando pH de 4 a 10 e remoções de fósforo bem variável (5a 80%).

### 6.3.6 Remoção de nitrogênio

Nas **Figuras 74(a), (b) e (c)** são ilustrados o perfil nictimeral para as concentrações de nitrogênio total (NT) de amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e a remoção de  $\text{NH}_4^+$  das LATs durante a fase 1, respectivamente. O efluente da LAT30 e LAT50 apresentaram menor concentração de NT em relação à lagoa mais profunda, para todos os horários amostrados (Figura 74a). Este resultado já era esperado, uma vez que apresentaram maior concentração de OD e pH.

A concentração de  $\text{NH}_4^+$  parece seguir a mesma tendência mostrada pelo perfil de NT (Figura 74b). As regiões delimitadas nas cores vermelho e verde, na figura mostram os ciclos 1 e 2 de alimentação do afluente. Elegeu-se o horário de 9 às 12 h para o ciclo 1, e de 16 às 19 h, para o ciclo 2. Mesmo durante os ciclos de alimentação não foi notada grande mudança na concentração de NT. Em termos de NT, não há diferença estatisticamente significativa entre as LATs de 30 e 50 cm. Para a LAT30, notou-se um pico máximo nas concentrações de NT e  $\text{NH}_4^+$  no horário de 11 h. Esse comportamento também ocorreu no caso da intensidade luminosa. Por outro lado, no horário de 15 h, verificou-se maior remoção de  $\text{NH}_4^+$  na LAT50 (94%) (Figura 74c). De maneira concomitante, registrou-se um maior pH neste horário. Menores eficiências de remoções de  $\text{NH}_4^+$  foram alcançadas pela LAT mais funda, o que pode ser explicado pelo menor pH registrado, menor OD.

**Figura 74** - Perfil nictimeral das LATs para a concentração de: (a)  $\text{NH}_4^+$ , (b) nitrogênio total e remoção de nitrogênio amoniacal durante perfil nictimeral

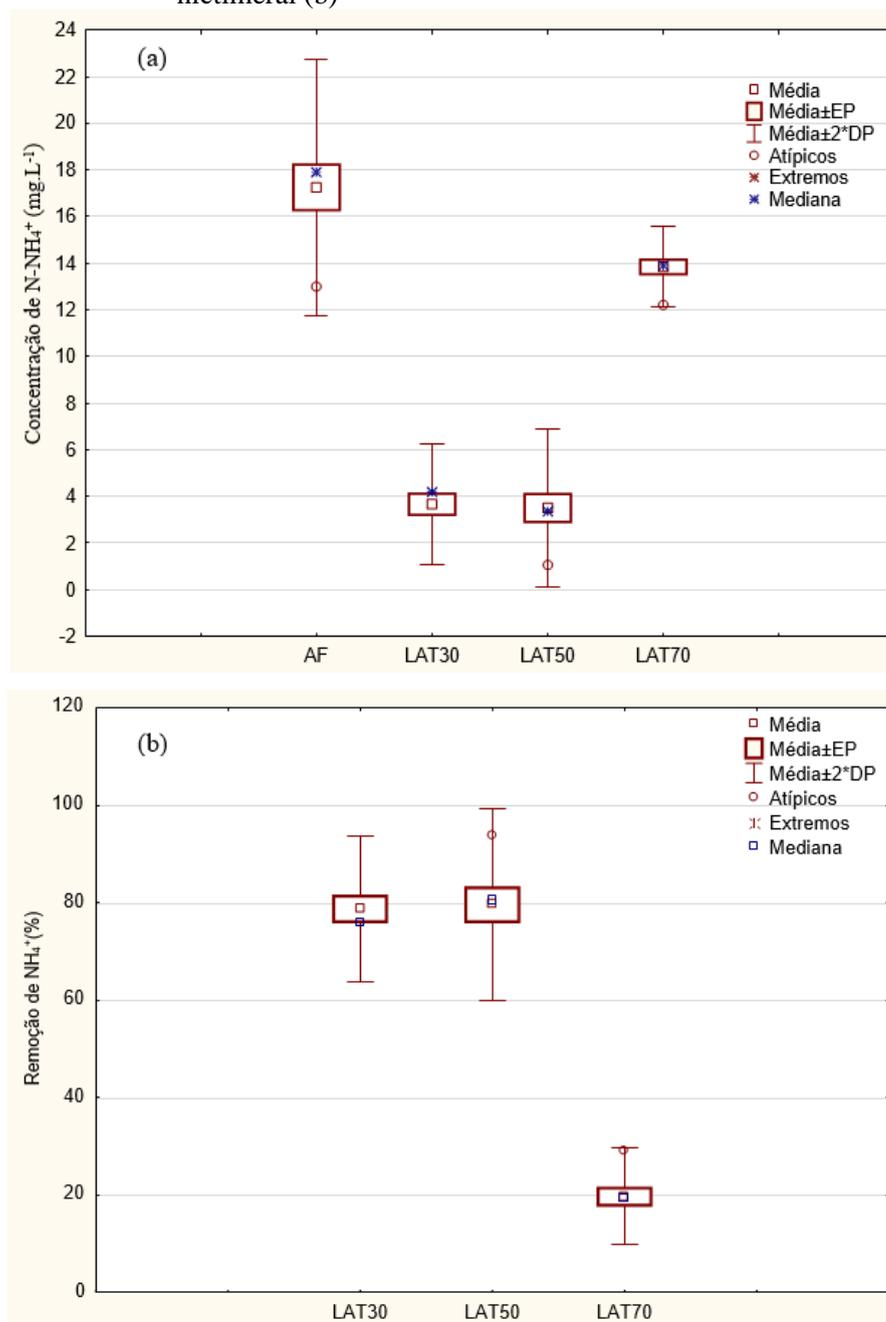


Fonte: a autora, 2022

Nas **Figuras 75 (a) e (b)**, visualiza-se a variação da concentração de de  $\text{N-NH}_4^+$  e sua eficiência

de remoção durante o perfil nictimeral, respectivamente. Maior concentração média deste nutriente foi obtida para LAT70 e menor para as demais LATs, 14 e 4 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Ambos valores atendem ao critério da CONAMA 430/2011 (< 20 mg.L<sup>-1</sup>) para lançamento de efluentes.

**Figura 75** - Variação da concentração (a) e remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante perfil nictimeral (b)



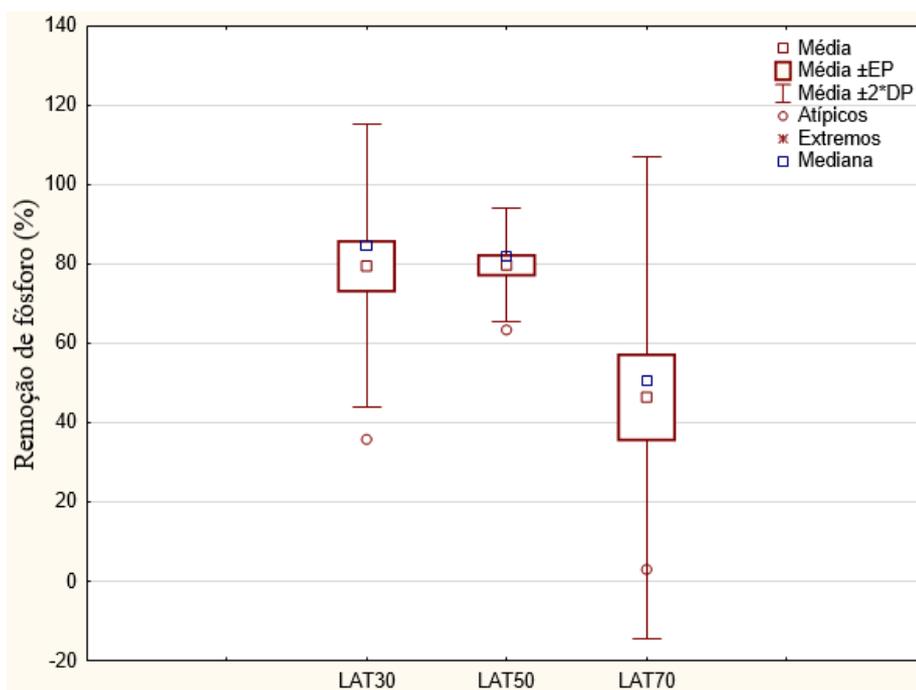
Fonte: a autora, 2022

Em termos de concentração e/ou remoção de  $\text{NH}_4^+$  as LATs de 30 e 50 cm são estatisticamente semelhantes. Os resultados aqui obtidos para remoção de  $\text{NH}_4^+$  (com as LATs de 30 e 50 cm operando com TDH de 2 d superaram os registrados por Sutherland *et al.* (2020a). Uma vez que eles avaliaram LATs (série e paralelo) com profundidade de 30 cm e TDH de 2 dias, obtendo-se remoções na faixa de 29-81 %.

### 6.3.7 Remoção de fósforo

A **Figura 76** mostra a variação da eficiência de remoção de fósforo durante o perfil nictimeral realizado nas LATs. As eficiências de remoção do fósforo para as LAT30 e LAT50 foram estatisticamente iguais  $80 \pm 18$  e  $80 \pm 7\%$ , considerando um nível de confiança de 95% (**Tabela C23**, apêndice C). A LAT de maior profundidade (LAT70) mostrou uma remoção média de fósforo de  $46 \pm 30\%$ , cujo resultado é estatisticamente diferente das outras duas LATs. Provavelmente, como a profundidade é maior, a radiação que chega no fundo da lagoa é menor do que as outras lagoas mais rasas (LAT30 e LAT50). Eficiências de remoção de fósforo de baixas a altas foram alcançadas por Pham *et al.* (2020), que obtiveram de 28-90% em LAT de 11 cm, em que o pH variou de 4 a 10.

**Figura 76** - Variação da eficiência de remoção de fósforo nas lagoas durante o perfil nictimeral

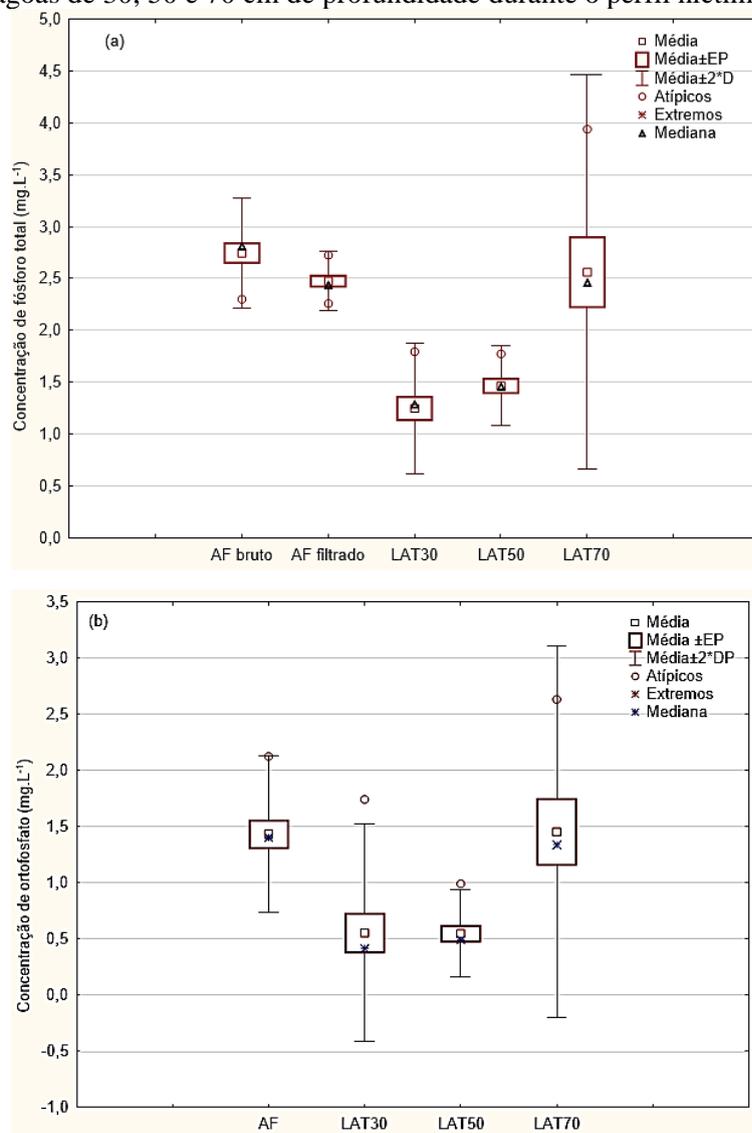


EP: erro padrão; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

No entanto, entre 15 e 19h as remoções de fósforo das três lagoas apresentem valores estatisticamente iguais, entre 78 e 85%, o que equivale a uma concentração média de fósforo no efluente de 0,5 mg P/L. Este residual de fósforo está de acordo com o padrão de lançamento para Em relação às cargas mássicas de fósforo no afluente de cada lagoa, o teste de Tukey mostrou que há diferença significativa entre as cargas das três LATs (**Tabela C24**, apêndice C).

O gráfico box-plot apresenta na Figura 77(a) e (b) a faixa de concentração de fósforo total e ortofosfato durante o perfil nictimeral para o afluente (AF) e o efluente das LATs.

**Figura 77** - Variação da concentração de fósforo total (a) e ortofosfato (b) no afluente (AF) e nas das lagoas de 30, 50 e 70 cm de profundidade durante o perfil nictimeral



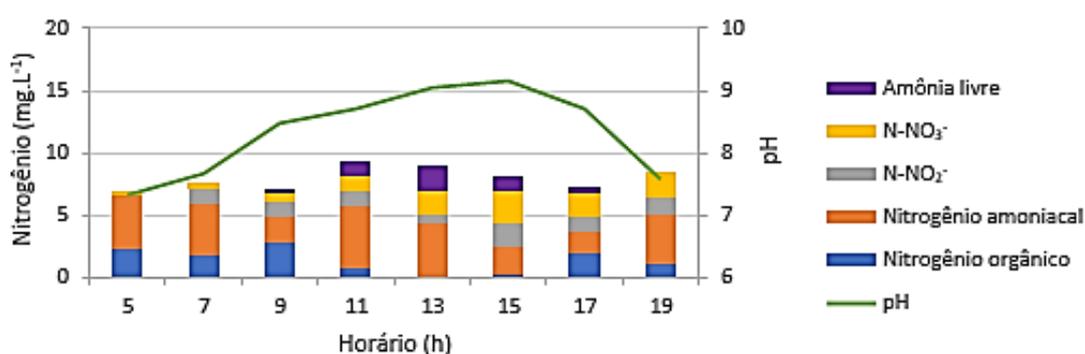
Fonte: a autora, 2022

### 6.3.8 Nitrificação e desnitrificação

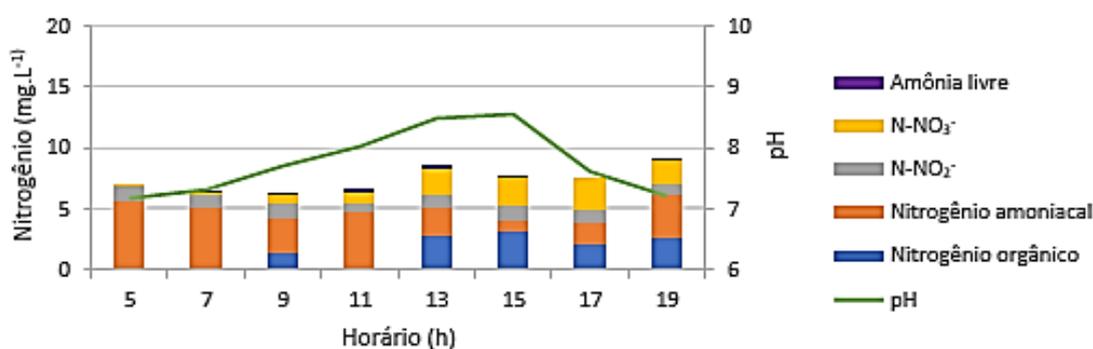
O comportamento das lagoas em relação ao nitrogênio sob suas diversas contribuições pode ser visualizado nas **Figuras 78** (a), (b) e (c).

**Figura 78** - Perfil nictimeral para concentrações de nitrogênio sob diversas formas no efluente da (a) LAT30, (b) LAT50 e (c) LAT70

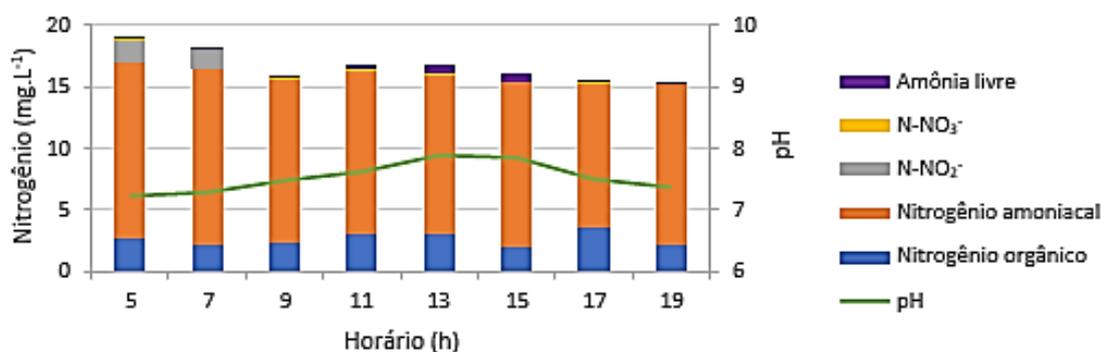
(a) LAT30



(b) LAT50



(c) LAT 70

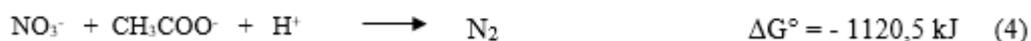
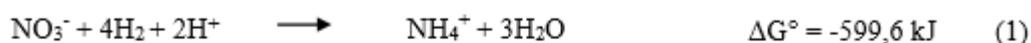


Fonte: a autora, 2022

Percebe-se um maior avanço da nitrificação nas LATs mais rasas (30 e 50 cm). Observa-se ainda uma perda de biomassa no horário de 17h às 19h, quando ocorreu aumento da concentração de  $\text{NH}_4^+$ . Essa perda continuou no intervalo de 19 às 5 h. Pode-se perder biomassa durante a fase escura. Provavelmente, pela lise ou decomposição de alguns microorganismos.

Na etapa de respiração, conhecida como fase escura, os níveis de OD caem, criando condições anóxicas, o que pode favorecer a atuação dos micro-organismos heterotróficos ao invés das microalgas ou mesmo fungos decompositores. Neste momento, pode ocorrer fermentação da matéria orgânica e liberação do  $\text{CO}_2$ . Além disso, as bactérias oxidantes de amônia (BOAs) e as oxidantes de nitrito e de nitrato (BONs) podem atuar, propiciando o consumo do nitrogênio nas diferentes formas. Na LAT30 somente a partir das 7 h da manhã ocorreu formação de nitrito e de nitrato. As maiores frações de nitrito e nitrato foram identificadas no horário das 15 h. Já na LAT50(50 cm) observou-se formação de nitrito já nas primeiras horas da manhã (5h).

Porém o nitrato só começou a se formar a partir de 9 h da manhã; No horário de 13h às 19 h a concentração de nitrato praticamente não mudou, o que significa ter havido um acúmulo de nitrato neste intervalo de tempo (13 às 19 h). Na LAT50 (**Figura 78b**), entre 19 h da noite e 5 h da manhã, período escuro, provavelmente, ocorreram dois processos advindos do nitrogênio: (i) a amonificação via nitrato, porque diminuiu o nitrogênio orgânico e aumentou o nitrogênio amoniacal; (ii) a desnitrificação, pois o nitrato foi consumido, provavelmente ele foi reduzido a  $\text{N}_2$ . A desnitrificação resulta na produção de alcalinidade parcial, o que ocorreu porque a alcalinidade parcial aumentou de 67 para 109  $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (de 19 h da noite para 5 h da manhã). As reações receptoras de elétrons, mais adequadas a representar quimicamente estes dois processos (i.1-2) e (ii.1-2), as quais ocorrem em ambiente redutor da respiração (com prótons) foram reportadas na literatura (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999):



Entre 19 h e 5 h da manhã, não ocorreu consumo de nitrito, apenas consumo do nitrogênio amoniacal, do nitrato e do nitrogênio orgânico. á na LAT30, para o intervalo de hora (de 19 às 5 h), o nitrogênio orgânico aumentou ao invés de diminuir isto pode ter ocorrido, devido à síntese de novos micro-organismos. Já de 5 às 7 h, possivelmente, ocorreu nitrificação com maior formação de nitrito do que nitrato. Entre 7 e 9 h, o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode ter sido consumido por dois processos: (a) pela nitrificação via nitrato, uma vez que sua concentração quase duplicou e a concentração de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> não variou (1,19 para 1,14 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L); (b) pela síntese de novos micro-organismos, pois ocorreu aumento do nitrogênio orgânico (de 1,8 para 2,7 mg.L<sup>-1</sup>). A alimentação do afluentes às lagoas, ocorreu primeiramente de 9 às 12h, horário onde ocorreu, possivelmente um aumento na concentração do amoniacal e um aumento na nitrificação via nitrato, uma vez que sua concentração subiu de 0,74 para 1,14 mg L<sup>-1</sup>.

No concernente à concentração de nitrogênio orgânico, a análise de Tukey mostrou que há diferença entre as LAT30 e LAT70, cujos os respectivos valores médios foram iguais a 1,3 ± 1 e 2,7 ± 0,5 mg N.L<sup>-1</sup> (**Tabela C18**, Apêndice C). Já as LATs mais rasas (LAT30 e LAT50) não mostraram diferença estatisticamente significativa entre si em (1,3 ± 1 e 1,5 ± 1,3 mg N.L<sup>-1</sup>), respectivamente. Da mesma forma, ocorreu com LAT50 e LAT70 que foram iguais entre si.

### 6.3.9 Correlação de Pearson

Em termos de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, a ANOVA e o teste de Tukey mostraram que as três lagoas apresentaram concentrações estatisticamente iguais para um nível de confiança igual a 95%. Ao passo que para as concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, a LAT de 70 cm é estatisticamente diferente das LATs mais rasas (de 30 e 50 cm). Para nitrogênio da amônia livre, não há diferença

estatística entre as lagoas de diferentes profundidades (Tabela C20, apêndice C).

Em relação à carga de nitrogênio total no afluente das lagoas, o teste de Tukey mostrou que há diferença estatisticamente significativa entre as lagoas operadas a diferentes profundidades. Na LAT30, as maiores correlações foram encontradas para OD com o pH (0,90), a DQO solúvel (0,62), a alcalinidade total (-0,61) e a razão C/N (0,55) (**Tabela 35**). Dentre estas correlações, apenas a alcalinidade total apresentou valor negativo. Em outras palavras, aumentando-se o OD, diminuiu-se alcalinidade total.

**Tabela 35** - Análise de correlação para a nitrificação/desnitrificação e amonificação na LAT30

	OD	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ALCP	ALCT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	pH	DQO <sub>s</sub>	NT	C/N
OD	1,00									
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,24	1,00								
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,34	0,62	1,00							
ALCP	0,36	-0,20	-0,39	1,00						
ALCT	-0,61	-0,35	-0,82	0,32	1,00					
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,07	-0,44	-0,39	0,11	0,26	1,00				
pH	0,90	0,41	0,63	0,08	0,84	-0,38	1,00			
DQOs	0,62	0,31	0,39	0,23	0,46	-0,77	0,78	1,00		
NT	-0,34	0,27	-0,06	0,38	0,28	0,56	0,46	-0,75	1,00	
C/N	0,56	0,14	0,32	0,28	0,44	-0,76	0,72	0,97	0,88	1,00

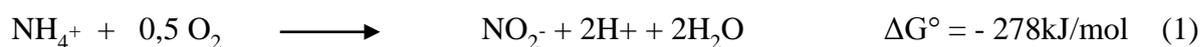
Fonte: a autora, 2022

OD: oxigênio dissolvido; DQOs: DQO solúvel; ALCP: alcalinidade parcial; ALCT: alcalinidade total; NT: nitrogênio total; C/N: razão carbono nitrogênio;

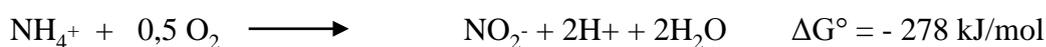
Durante o processo de nitrificação, a depender da faixa de oxigenação, quando se aumenta OD, ocorre consumo da alcalinidade, o que mostra coerência com a processo. Identificou-se uma correlação forte entre OD e pH. Como justificativa pode-se afirmar que o crescimento de OD, característica da fotossíntese, causa aumento de pH, devido à formação de OH<sup>-</sup>. Quando o pH cai, à noite (baixo OD), a alcalinidade é consumida, uma vez que as substâncias presentes tais como carbonatos, e bicarbonatos removem os íons H<sup>+</sup> presentes. Na alcalinidade parcial só há contribuição dos íons carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (APHA, 2012).

De acordo com as correlações obtidas para LAT30 (**Tabela 35**), o aumento do OD, possivelmente, promove: aumento das concentrações de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, da ALCP, do pH, DQO<sub>s</sub> e C/N. Ao passo que a diminuição do OD tende a causar a elevação da alcalinidade

total (ALCT) e do nitrogênio total (NT). Destas correlações a mais fortes são: OD e pH > OD e DQO<sub>S</sub> > OD e ALCT > OD e C/N. Dependendo do valor do OD, a nitrificação pode avançar com formação de nitrito e/ou nitrato, consumo de nitrogênio amoniacal e da alcalinidade parcial. Pelos resultados de correlação obtidos, aumentando-se OD, aumenta-se as concentrações de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Este resultado corrobora com a literatura, porque o aumento do OD pode resultar no aumento do nitrito e nitrato (reação 1 e 2):



Outros dois pontos importantes a destacar na **Tabela 35** são as correlações negativas da alcalinidade parcial com N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (-0,20) e do nitrato (-0,39) com. O sinal negativo indica que o aumento das concentrações do nitrito ou do nitrato causa consumo da alcalinidade parcial, o que corrobora com a literatura (ANDALIB *et al.*, 2012). Ambos os íons também apresentaram correlação negativa com o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Tabela 35) (-0,44 e -0,39), respectivamente, para o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Esse resultado está de acordo com o esperado, uma vez que o consumo do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> resulta na produção de nitrito, através da oxidação da amônia pela rota convencional, onde atuam as bactérias oxidantes de amônia (BOAs). Ainda pode ocorrer consumo do nitrogênio amoniacal (oxidação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) via formação de nitrato, na rota não convencional (VAN HAANDAL e MARAIS, 1999).



Aumentando-se o oxigênio dissolvido, incrementa-se a DQO<sub>S</sub> (Tabela 35). Esse resultado da correlação pode indicar que ocorre remoção da DQO<sub>S</sub>, apenas quando o OD é reduzido. Provavelmente, isso ocorre porque o OD alto favorece a rota da nitrificação e não a remoção da matéria orgânica através dos micro-organismos heterotróficos, uma vez que a rota da nitrificação pode estar inibindo a rota anterior. Isso pode explicar a baixa remoção da DQO solúvel na Figura. A correlação entre OD e relação C/N apresenta sinal positivo, o que é plausível do ponto de vista da nitrificação, porque esta rota favorece a rota.

Na Tabela 36, apresenta-se as correlações encontradas na LAT50, as quais possam justificar os

processos de remoção de nitrogênios durante o perfil nictimeral. Observa-se que correlações fortes ocorreram entre os seguintes parâmetros: (a) OD e pH; (b) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e ALCT/ALCP; (c) ALCP e ALCT; (d) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; (e) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e C/N; (f) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e ALCP.

**Tabela 36** - Análise de correlação na LAT50 durante perfil nictimeral

	OD	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ALCP	ALCT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	pH	DQO <sub>s</sub>	NT	C/N
OD	1,00									
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,38	1,00								
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,29	-0,18	1,00							
ALCP	-0,06	0,35	-0,84	1,00						
ALCT	-0,46	0,36	-0,94	0,88	1,00					
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,47	-0,08	-0,88	0,69	0,88	1,00				
pH	0,94	-0,29	0,51	-0,19	-0,62	-0,65	1,00			
DQO <sub>s</sub>	-0,62	-0,03	-0,50	0,10	0,39	0,56	-0,68	1,00		
NT	-0,06	-0,23	0,71	-0,60	-0,60	-0,43	0,13	-0,04	1,00	
C/N	-0,26	0,18	-0,86	0,56	0,72	0,66	-0,47	0,53	-0,86	1,00

OD: oxigênio dissolvido; DQOs: DQO solúvel; ALCP: alcalinidade parcial; ALCT: alcalinidade total; NT: nitrogênio total; C/N: razão carbono nitrogênio

Fonte: a autora, 2022

Quando o OD é aumentado, aumenta-se o pH, uma vez que a correlação foi positiva (0,94). Isso ocorre, provavelmente, devido ao processo da fotossíntese, que gera oxigênio e OH<sup>-</sup> como produtos da reação. Esta correlação entre OD e pH também foi verificada por Casagli *et al.* (2021), ao realizarem dinâmica nictimeral em LATs na Itália. Outra consequência do acréscimo do OD, é a redução da concentração de DQOs, a qual pode ter sido empregada como fonte de carbono orgânico (heterotrofia) por algumas microalgas (*Chlorella*, *Scenedesmus*, *etc*).

Ao incrementar a concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, diminuiu-se as alcalinidades total e/ou a parcial. Este é o significado do sinal negativo das correlações (-0,94 e -0,84). A redução da alcalinidade com o aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é característica do processo de nitrificação, uma vez que se consome alcalinidade ao se produzir nitrato pela nitrificação. Além disso, a correlação negativa entre o nitrogênio amoniacal e o nitrato (-0,88), juntamente,

com a correlação entre nitrato e alcalinidade parcial (-0,84) também pode ser um provável indício da ocorrência de nitrificação. A remoção do  $N-NH_4^+$  ocorre pela atuação das bactérias nitrificantes que podem gerar nitrito ou nitrato como produto.

Identificou-se em resumo aos resultados de correlação da LAT50 que: o aumento do OD causa o incremento do pH e/ou redução da matéria orgânica solúvel. Quando o aumento é do nitrato, ocorre queda da alcalinidade total/parcial/do nitrogênio amoniacal e redução da relação C/N. Na **Tabela 37**, o OD mostrou correlação com nitrito, nitrato, alcalinidade total, pH, DQO<sub>s</sub> e nitrogênio total. A ALCP mostrou correlação positiva com  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  e  $N-NH_4^+$ . Por isso, possivelmente não há nitrificação na LAT70, pois se existisse as correlações da ALCP com nitrito e nitrato seriam negativas e não positivas.

**Tabela 37** - Análise de correlação na LAT70 durante o perfil nictimeral

	OD	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ALCP	ALCT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	pH	DQO <sub>s</sub>	NT	C/N
OD	1,00									
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-0,55	1,00								
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,42	-0,10	1,00							
ALCP	0,30	0,41	0,65	1,00						
ALCT	-0,40	0,88	0,06	0,54	1,00					
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-0,15	0,75	-0,16	0,35	0,85	1,00				
pH	0,95	-0,68	0,42	0,17	-0,63	0,42	1,00			
DQO <sub>s</sub>	0,79	-0,27	0,26	0,09	-0,29	0,01	0,74	1,00		
NT	0,45	-0,66	0,20	-0,10	-0,76	0,73	0,68	0,35	1,00	
C/N	0,28	0,33	0,12	0,15	0,38	0,61	0,05	0,56	-0,58	1,00

Fonte: a autora, 2022

OD: oxigênio dissolvido; DQOs: DQO solúvel; ALCP: alcalinidade parcial; ALCT: alcalinidade total; NT: nitrogênio total; C/N: razão carbono nitrogênio.

### 6.3.10 Produção de biomassa

O oxigênio dissolvido apresentou correlação forte com os seguintes parâmetros: SSF > pH > SST > clorofila a > radiação > turbidez > SSV (**Tabela 38**). Todas as correlações são positivas, assim, quando OD aumenta, todos estes parâmetros tendem a aumentar. Este resultado pode

indicar que o avanço da fotossíntese promove crescimento da biomassa, cujo efeito é direto na produção de microalgas.

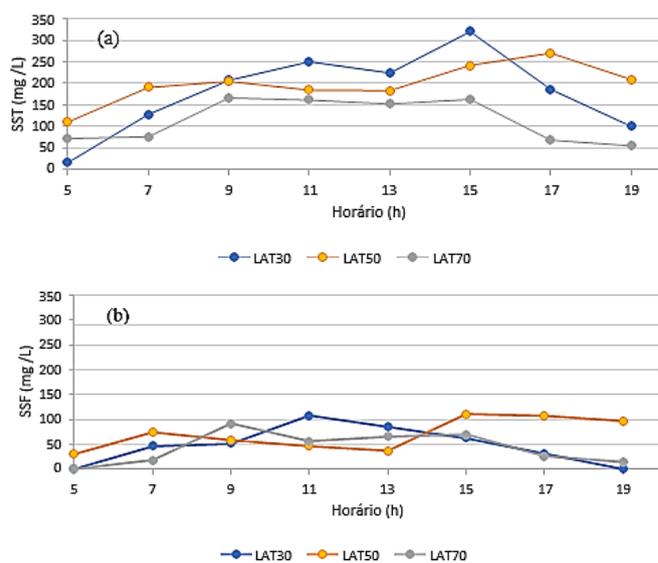
**Tabela 38** - Análise de correlação para a clorofila-a na LAT30

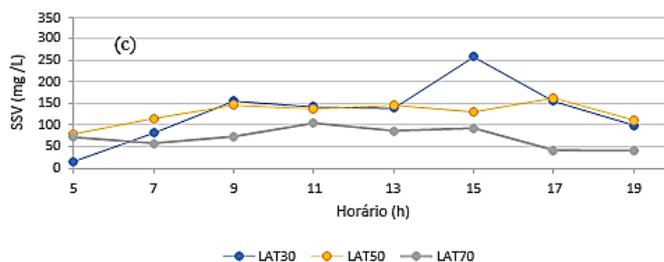
	OD	pH	Clorofila a	Turbidez	SST	SSF	SSV	Radiação
OD	1,00							
pH	0,90	1,00						
Clorofila a	0,86	0,68	1,00					
Turbidez	0,83	0,89	0,82	1,00				
SST	0,87	0,93	0,80	0,94	1,00			
SSF	0,91	0,75	0,91	0,77	0,78	1,00		
SSV	0,68	0,86	0,59	0,86	0,94	0,51	1,00	
Radiação	0,84	0,60	0,84	0,56	0,58	0,93	0,29	1,00

OD: oxigênio dissolvido; SST: sólidos suspensos totais; SSF: sólidos suspensos fixos; SSV: sólidos suspensos voláteis  
Fonte: a autora, 2022

As **Figuras 79(a), (b) e (c)** ilustram o perfil nictimeral para os SST, SSF e SSV no efluente das LAT com distintas profundidades.

**Figura 79** - Perfil nictimeral para os sólidos suspensos totais (a), fixos (b) voláteis e (c) nas LATs de 30 cm, 50 cm e 70 cm de profundidade



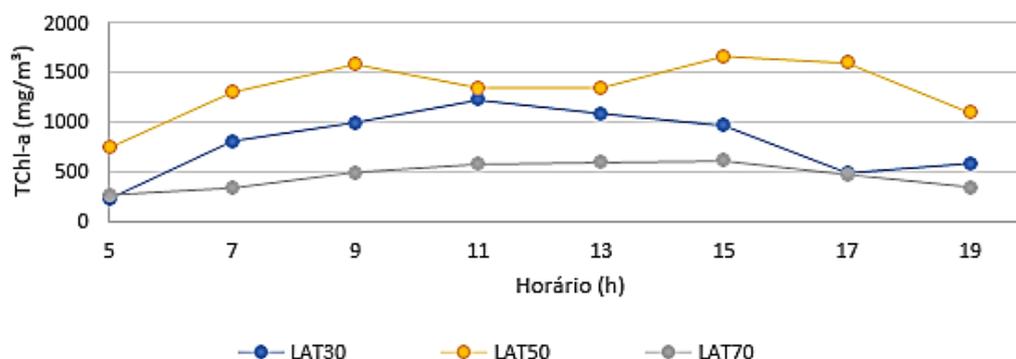


Fonte: a autora, 2022

O teste de ANOVA mostrou que não há diferença estatisticamente significativa entre a concentração de SST nas três lagoas (**Tabela C25**, apêndice C) nem tampouco entre a concentração de SSF (tabela, apêndice). Porém, a ANOVA e o teste de Tukey aplicados aos dados de SSV mostraram que há diferença estatisticamente significativa entre as LAT30 e LAT70, assim como entre LAT50 e LAT70 (**Tabela C27**, apêndice C). Ao passo que para as lagoas mais rasas não houve diferença.

Para os dados de clorofila-a, o resultado do teste de Tukey ( $p = 95\%$ ) (**Tabela C11**, apêndice C) mostrou que a LAT30 e a LAT70 apresentaram a menor diferença entre as concentrações de clorofila-a. Além disso, observou-se uma maior diferença entre as LAT50 e LAT70. A **Figura 80** apresenta o perfil nictimeral para clorofila-a. As concentrações médias para clorofila-a foram iguais a  $801 \pm (338)$ ,  $1338 \pm (303)$  e  $467 \pm (131)$   $\text{mg.m}^{-3}$ , respectivamente. O resultado da LAT50 foi corroborado com Sutherland *et al.* (2014), que obtiveram valor médio de clorofila-a de  $1232 \pm 234$   $\text{mg.m}^{-3}$  (Tabela 39).

**Figura 80** - Perfil nictimeral para concentração de clorofila-a nas LATs



Fonte: a autora, 2022

Em termos da concentração de clorofila-a, os resultados da ANOVA (**Tabela C10**, apêndice

C) mostraram que há diferença estatisticamente significativa entre as LATs de diferentes profundidades, pois  $F_{\text{calculado}} > F_{\text{crítico}}$  (20,83 > 3,47). Ao passo que para as produtividades de clorofila a total (TChl-a), a LAT30 e a LAT70 são estatisticamente iguais ( $F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}} = > 2,42 < 4,26$ ), e apenas a LAT50, mostrou diferença estatisticamente entre as LATs de 30 e 70 cm (Tabela C11). Os resultados da Tabela 39 apresentam a produtividade microalgal (produção de biomassa oriunda do fitoplâncton).

**Tabela 39** - Produtividade microalgal, remoção de nutrientes em LATs operadas a diferentes profundidades durante o perfil nictimeral

Parâmetros	LAT30	LAT50	LAT70	Sutherland <i>et al.</i> (2014a) – LAT30
Vazão (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	1.2 + 0.1	1.8 + 0.2	2.6 + 0.1	-
DQO (mg/L)	316+158	316+158	316+158	-
Carga DQO (g DQO.d <sup>-1</sup> )	386 + 192	575 + 287	812 + 405	-
COV (g DQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	161+ 80	144 + 72	145 + 72	-
TAS (t DQO.ha <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0.482	0.719	1.01	-
NT (mg/L)	22 + 4	22 + 4	22 + 4	-
Carga NT (g N.d <sup>-1</sup> )	27 + 5	40 + 8	57 + 11	-
CNV (g N.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	11 + 2	10 + 2	10 + 2	-
PT (mg/L)	2.7 + 0.5	2.7 + 0.5	2.7 + 0.5	-
Carga PT (g P.d <sup>-1</sup> )	3.3 + 0.6	4.9 + 0.8	7.0 + 1.2	-
CPV (g P.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	1.4 + 0.2	1.2 + 0.2	1.2 + 0.2	-
C/N	9 a 18	9 a 18	9 a 18	-
N/P	8	8	8	-
TChl-a LAT (mg.m <sup>-3</sup> )	801 + 338	1338 + 303	467+131	1232 + 234
Produtividade de Tchl-a (mg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	534 + 264	1503 + 520	725+225	-
Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	79 ± 7	80 ± 10	20 ± 5	63.6 ± 14.8
Remoção de DQO (%)	81 ± 8	84 ± 9	78 ± 13	-
Remoção de P(%)	80±18	80+7	46+30	33.8 ± 21.6
pH	7,26-9,17	7.21-8.5	7.26-7.84	5.9-8.3
K <sub>ds</sub> (m-1)	12,4 ± 0,8	12.4 + 0.5	9.6 + 0.9	15.2 + 2.4
Espécies predominantes	<i>Micractinium</i> sp.	<i>Cyclotella</i> sp..e <i>Micractinium</i> sp.	<i>Micractinium</i> sp. <i>Cyclotella</i> sp. <i>Chlorella</i> sp.	<i>Micractinium</i> sp.

PT: fósforo total; NT: nitrogênio total; COV: carga orgânica volumétrica; TAS: taxa aplicada superficial ou carga superficial aplicada; CNV: carga nitrogenada volumétrica; C/N: razão carbono nitrogênio; N/P: razão nitrogênio fósforo; Tchl-a: concentração total de clorofila-a; Kds: coeficiente de atenuação vertical;

Fonte: a autora, 2022

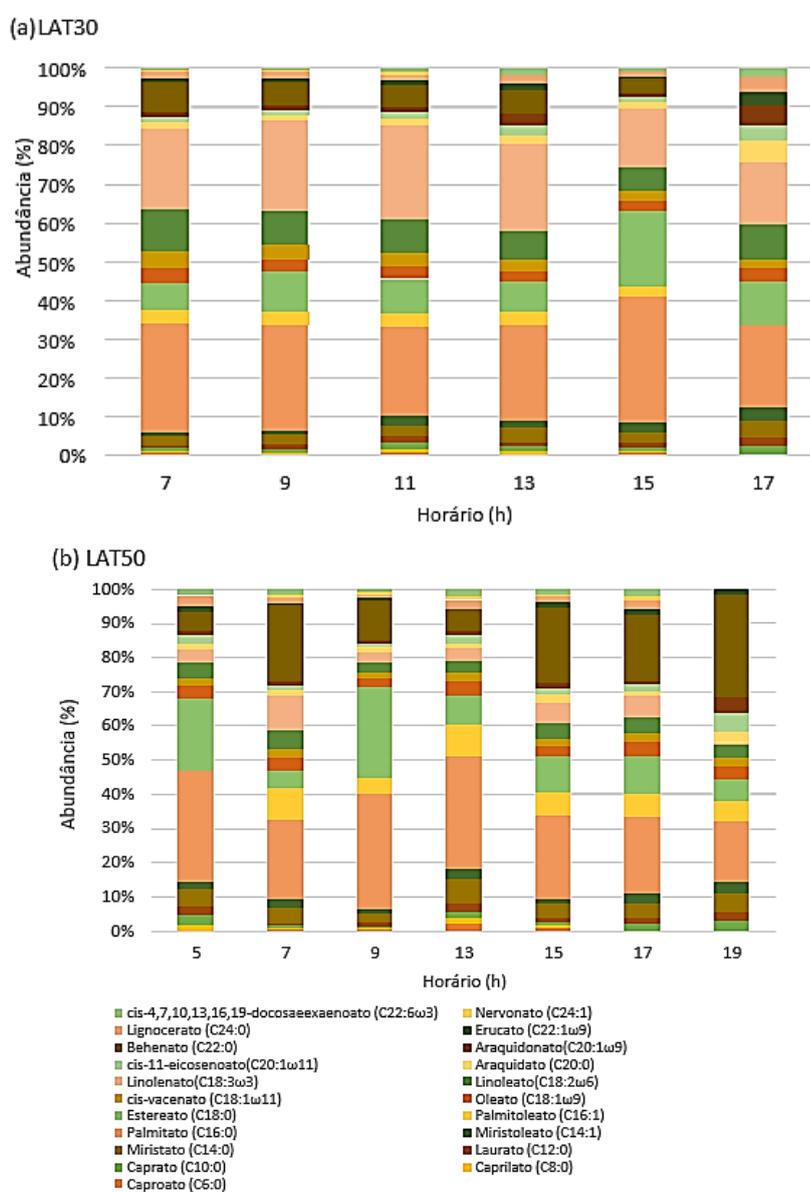
Observa-se que a concentração de clorofila a foi superior na LAT50, em relação àquela visualizada em estudo de 2014 com LAT mais rasa LAT30. O presente resultado também se destacou frente ao anterior, tanto em termos de eficiência de remoção de fósforo, quanto para o nitrogênio amoniacal. Em contrapartida em termos de espécies predominantes, identificou-se

uma semelhança entre ambos estudos, uma vez que *Micractinium* sp. se sobressaiu frente à outras espécies.

### 6.3.11 Produtos de valor agregado e composição do óleo

Os ácidos graxos dominantes nos lipídios extraídos da biomassa da LAT30 foram o palmítico (C16:0), o linolenato (C18:3 $\omega$ 3) e o estereato (C18:0) (**Figura 81a**).

**Figura 81** - Composição dos ácidos graxos presentes no óleo obtido da biomassa da LAT30 (a) e (b) LAT50 durante perfil nictimeral



Fonte: a autora, 2022

Os percentuais destes ácidos graxos variaram de 21 a 33%, 15 a 24% e 7 a 20%, respectivamente. Através da avaliação da composição fitoplanctônica da LAT mais rasa, observou-se uma dominância do gênero *Micractinium* sp. (93% às 15 h). De acordo com estudos anteriores, a espécie *Micractinium* sp. pode apresentar um alto teor dos ácidos palmítico (16-24%), oleato (C18:1 $\omega$ 9) (5,5-23%) e linoleato (C18:2 $\omega$ 6) (34 a 50%) e linolenato (C18:3 $\omega$ 3) (6,7-17,8%) (PARK *et al.*, 2015; ENGIN *et al.*, 2018). Entre os FAMEs encontrados também estão o oleato (C18: $\omega$ 9), linoleato (C18:2 $\omega$ 6), cujos percentuais situam-se na faixa de 2 a 4% e 6 a 11%, respectivamente.

Os principais ácidos graxos obtidos na LAT30 foram o palmítico (C16:0), linolenato (C18:3  $\omega$ 3) e estereato (C18:0), os quais mostraram valores médios iguais a  $26 \pm 4\%$ ,  $20 \pm 4\%$  e  $11 \pm 5\%$ , respectivamente (**Tabela 40**). O segundo ácido majoritário nas amostras é conhecido como ômega 3, um ácido graxo bem conhecido devido suas propriedades farmacológicas. No caso da LAT50 (**Figura 81b**), os ácidos mais encontrados foram o palmítico, o behenato (C22:0) e o estereato, os quais apresentaram os seguintes teores na amostra  $27 \pm 6\%$ ,  $13 \pm 8\%$  e  $17 \pm 9\%$ , respectivamente.

**Tabela 40** - Propriedades do biodiesel obtido a após perfil nictimeral partir do óleo extraído da biomassa algal

	LAT30	LAT50
Nº de amostras FAME	n = 6	n = 7
Nº de amostras lipídios	n = 7	n = 7
Lipídios (% m/m <sub>microalga</sub> )	21 $\pm$ 8	20 $\pm$ 8
FAME TOTAL (%)	62 $\pm$ 28	55 $\pm$ 29
FAME (% m/m <sub>lipídios</sub> )	25 $\pm$ 11	22 $\pm$ 11
FAME (% m/m <sub>microalga</sub> )	5 $\pm$ 2	5 $\pm$ 3
C16:0 (%)	26 $\pm$ 4	27 $\pm$ 6
C18:2 $\omega$ 2 (%)	8 $\pm$ 2	4 $\pm$ 1
C18:3 $\omega$ 3 (%)	20 $\pm$ 4	5 $\pm$ 3
C18:0 (%)	11 $\pm$ 5	13 $\pm$ 8
C22:0 (%)	-	17 $\pm$ 9
C22:6 $\omega$ 3 (%)	1,3 $\pm$ 0,8	1,2 $\pm$ 0,8
SFAs	53 $\pm$ 6	70 $\pm$ 7
MUFAs	17 $\pm$ 3	20 $\pm$ 4
PUFAs	30 $\pm$ 4	10 $\pm$ 4

SFA: ácido graxo saturado; MUFA: ácido graxo monoinsaturado; PUFA: ácido graxo poli-insaturado;  
Fonte: a autora (2022)

## 7 CONCLUSÕES

- A lagoa de alta taxa com profundidade de 50 cm e a fase 2 (oito alimentações de 45 min) demonstraram o melhor desempenho, quanto à qualidade final do efluente gerado ( $6 < \text{pH} < 9$  e  $\text{OD} > 4 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ), remoção de nitrogênio e fósforo;
- Em relação ao melhor desempenho quanto à geração de produtos de valor agregado, a LAT70, juntamente com a fase 2 (oito alimentações de 45 min) se destacaram quanto ao teor médio ( $37\pm 15\%$ ) e a produtividade média de lipídios ( $58,4 \text{ t/ha/ano}$ ), estando associada também a um pH ( $7,6\pm 0,2$ );
- Aumentando-se a altura da lâmina d'água, ocorreu um aumento do teor e da produtividade de lipídios;
- Quanto à produção de ácido linoleico ( $\text{C}18:2\omega 6$ ), a LAT70 se destacou, juntamente com a fase 1, com rendimento máximo de  $82,0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de biomassa seca em 104 dias de operação;
- Quanto à produção de ácido  $\alpha$ -linolênico ( $\text{C}18:3\omega 3$ ), a LAT50 gerou um rendimento de  $31,4 \text{ g kg}^{-1}$  de biomassa seca em 60 dias de operação;
- Quanto à produção de ácido docosahexaenoico ( $\text{C}22:6\omega 3$ ), as LATs de 50 e 70 cm conseguiram gerar este composto de valor agregado durante a fase 1, em 60 e 91 dias de operação, respectivamente. O rendimento máximo foi de 6,4 e  $10,2 \text{ .kg}^{-1}$  de biomassa seca;
- Não foi possível obter o ácido eicosapentaenóico ( $\text{C}20:5\omega 3$ ) a partir das LATs de profundidades 30, 50 e 70 cm;
- Foi possível produzir biodiesel e investigar sua qualidade, a partir dos lipídios extraído das LATs. Porém ele não atendeu ao critério do teor de FAME exigido pelas normas internacionais;
- Os efluentes das LATs mais rasas apresentaram uma qualidade compatível com o padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, dada pela  $6 < \text{pH} < 9$ ,  $\text{OD} > 4 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$  e concentrações de nitrogênio amoniacal ( $< 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NO}_2^-$  ( $< 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e  $\text{NO}_3^-$  ( $< 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Porém em termos de fósforo total não foi possível atingir os critérios exigidos pela legislação ( $> 0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ );
- A mudança de fase 1 (2 alimentações de 3 h, uma de 9 às 12 h e outra de 16 às 19 h) para fase 2 (oito alimentações de 45 min, início de 6 h da manhã, intervalos de 1h 30min entre uma alimentação e outra) provocou uma alteração da taxonomia do fitoplâncton presente nas

LATs, independentemente da profundidade (Chlorophyta para Cyanophyta) para todas as LATs independente da profundidade;

- Identificou-se a presença de alguns predadores durante operação batelada nas LATs, entre eles *Colpoda* sp., *Sytylonychia* sp., *Philodina* sp. e *Ameba* sp.

## RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Avaliar a influência conjunta das alturas (30, 50, 70 cm) e da agitação da mistura no período claro e escuro;
- Realizar a partida das LATs com um inóculo conhecido;
- Quantificar os predadores encontrados nas LATs;
- Investigar a remoção de fármacos e disruptores endócrinos em LATs sobre diferentes alturas, desligando a agitação na fase escura;
- Integrar um decantador após o sistema de tratamento das LATs, a fim de avaliar a colheita da biomassa, recirculando diferentes percentuais desta para os tanques;
- Determinar o custo de produção de biomassa, de lipídios, biodiesel e ômega-3 e 6 utilizando LATs de 30, 50 e 70 cm;
- Calcular as constantes cinéticas e a ordem da reação para cada um dos tanques operados neste estudo nas distintas fases operacionais.

## REFERÊNCIAS

- ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; EL-SHEEKH, M. M.; JI, M. K.; SALAMA, E. S.; KABRA, A. N.; JEON, B. H. Cultivation of a New Microalga, *Micractinium reisseri*, in Municipal Wastewater for Nutrient Removal, Biomass, Lipid, and Fatty Acid Production. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 19, p. 510-518, 2014.
- ALCÁNTARA, C.; MUÑOZ, R.; NORVILL, Z.; PLOUVIEZ, M.; GUIEYSSE, B. Nitrous oxide emissions from high rate algal ponds treating domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 110-117, 2015.
- AL-SHAYJI, Y. A.; PUSKAS, K.; AL-DAHER, R. Production and separation of algae in a high-rate ponds system. **Environment International**, v. 20, n. 4, pp. 541-550, 1994.
- ALVES, L. G. S. **A interferência de diferentes níveis de radiação solar no tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa**. [Dissertação de Mestrado], Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 50p, 2012.
- AMBAT, I.; BEC, S.; PELTOMAA, E.; SRIVASTAVA, V.; OJALA, A.; SILLANPÄÄ, M. A synergic approach for nutrient recovery and biodiesel production by the cultivation of microalga species in the fertilizer plant wastewater. **Scientific Reports**, v. 9, p. 19073, 2019.
- American Public Health Association (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Water Works Association, Water Environment Federation. 21th, Washington: 2012.
- ANDALIB, M.; NAKHLA, G.; ZHU, J. High rate biological nutrient removal from high strength wastewater using anaerobic-circulating fluidized bed bioreactor (A-CFBBR). **Bioresource Technology**, v. 118, p. 526-535, 2012.
- ARASHIRO, L. T.; FERRER, I.; ROUSSEAU, D.P.L.; VAN HULLE, S. W.H.; GARFÍ M. The effect of primary treatment of wastewater in high rate algal pond systems: Biomass and bioenergy recovery. **Bioresource Technology**, v. 280, p. 27-36, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.096>. Acesso em 29 out. 2021.
- ARBIB, Z.; DE GODOS, I.; RUIZ, J.; PERALES, J. A. Optimization of pilot high rate ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 66-72, 2017a;
- ARBIB, Z.; CRESPO, I. G.; CORONA, E. L.; ROGALLA, F. Understanding the biological activity of high rate algae ponds through the calculation of oxygen balances. **Environmental Biotechnology**, v. 101, p. 5189-5198, 2017b.
- ARBIB, Z.; RUIZ, J.; ALVARÉZ-DÍAZ, P.; GARRIDO-PERÉZ, C.; BARRAGAN, J. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 143-153, 2013;
- ARORA, N.; JAISWAL, K. K.; KUMAR, V.; VLASKIN, M. S.; NANDA, M.; PRUTHI, V.; CHAUHAN, P. K. Small-scale phyco-mitigation of raw urban wastewater integrated with biodiesel production and its utilization for aquaculture. **Bioresource Technology**, v. 297, p.

122489, 2020.

ASLAM, A.; THOMAS-HALL, S.R.; MANZOOR, M.; JABEEN, F.; IQBAL, M.; UZ ZAMAN, Q.; SCHENK, P.M.; ASIF TAHIR, M. Mixed microalgae consortia growth under higher concentration of CO<sub>2</sub> from unfiltered coal fired flue gas: Fatty acid profiling and biodiesel production. **Journal of Photochemistry and Photobiology B**, v. 179, February, p. 126-133, 2018.

ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. L.; COUTO, E. A.; SOUZA, M. H. B.; SILVA, N. C.; SANTIAGO, A. F.; CASTRO, J. S. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 154-162, 2015.

ASSIS, L. R. **Cultivo de microalgas em esgoto doméstico com utilização de sistemas hídricos: lagoas de alta taxa e biorreator em filme**. [Dissertação de Mestrado], Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 88f, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8953**: Concreto para fins estruturais. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.

ATLAS SOLAMÉTRICO DO BRASIL, 2022. Disponível em: LABREN - Atlas Brasileiro de Energia Solar (inpe.br). Disponível: 14 fev. 2022.

AZOV, Y.; SHELEF, G. Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments. **Water Research**, v. 16. pp. 1153-1160, 1982.

BARROSO JR, J. C. A. **Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação em ar dissolvido**. [Dissertação de Mestrado], Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 144p, 2015.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Plankton biomass in secondary ponds treating piggery waste. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v.51, n.6, p.1287-1298, 2008.

BHATT, P.; BHANDARI, G.; BHATT, K.; SIMSEK, H. Microalgae-based removal of pollutants from wastewaters: Occurrence, toxicity and circular economy. **Chemosphere**, v. 306, p. 135576, 2022.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**, 2ª edição, RiMa, São Carlos: 2006.

BLIGH, E. Graham; DYER, W. Justin. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Canadian Journal of Biochemistry and Physiology**, v. 37, n. 8, p. 911-917, 1959.

BORGES, G. C. P. **Descritores da qualidade ambiental do sistema estuarino do Recife (PE): o papel do fitoplâncton**. [Tese de Doutorado], Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 123p, 2016.

BOROWITZKA, M. A. Algal culturing techniques. Edited by: ANDERSEN, R. A. **Culturing Microalgae in Outdoor Ponds**. Elsevier, Chapter 14, p. 208, 2005.

BOUARAB, L.; MEHDI, M. O. E.; SBIYYAA, B.; MELLOUL, A. A.; OUDRA, B.; LOUDIKI, M.; HASSANI, L.; DAUTA, A. Experimental study of nitrogen removal in the presence of three algal species - *Synechocystis*, *Chlorella*, *Micractinium* -: evaluation of algal uptake rate, nitrification and ammonia stripping process. **Annales de Limnologie – International Journal of Limnology**, v. 35, n. 1, p. 13-22, 1999.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. 3ª edição, São Paulo: CETESB, 1986.

BRASIL - MME – Ministério de Minas e Energia, 2003. Disponível em: [http://www.cprm.gov.br/publique/media/relat\\_sist\\_geob.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/relat_sist_geob.pdf). Acesso em 23/05/2017.

BRASIL, 2014. **Resolução ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis BR - nº 45, 25 de agosto de 2014**. Acesso em 17/12/2022. Disponível em: <http://www.legisweb.com.br>.

BRASIL, 2015. **Resolução ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis BR - nº 51, 25 de novembro de 2015**. Acesso em 17/12/2022. Disponível em: <http://www.legisweb.com.br>.

BRASIL, 2021. **Resolução ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis BR - nº 857, 28 de outubro de 2021 - DOU DE 29.10.2021**. Acesso em 17/12/2022. Disponível em: ([atosoficiais.com.br](http://atosoficiais.com.br)).

BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430**. Brasil: Brasília, 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 04 abril. 2015.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae – a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable Sustainable Energy Rev**, v. 14, p. 557-577, 2009.

BUCHANAN, N.; YOUNG, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Performance of a high rate algal pond treating septic tank effluent from a community wastewater management scheme in rural South Australia. **Algal Research**, v. 35. p. 325-332, 2018.

CAMPENNI, L.; NOBRE, B.P.; SANTOS, C.A.; OLIVEIRA, A.C.; AIRES-BARROS, M.R.; PALAVRA, A.F., GOUVEIA, L. Carotenoids and lipids production of autotrophic microalga *Chlorella protothecoides* under nutritional, salinity and luminosity stress conditions. **Appl. Microbiology Biotechnology**, v. 97, 1383–1393, 2013.

CASAGLI, F.; ZUCCARO, G.; BERNARD, O.; STEYER, J. P.; FICARA, E. ALBA: A comprehensive growth model to optimize algae-bacteria wastewater treatment in raceway ponds. **Water Research**, v. 190, p. 116734, 2021.

CHEN, Z.; ZHANG, X.; JIANG, Z.; CHEN, X.; HE, H.; ZHANG, X. Light/dark cycle of

microalgae cells in raceway ponds: Effects of paddlewheel rotational speeds and baffles installation. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 387–391, 2016.

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

CHISTI, Y. **Large-Scale Production of Algal Biomass: Raceways Ponds**. Editors: BUX, F.; CHISTI, Y. *Algae Biotechnology - Products and Processes*. Springer: Switzerland, p. 25, 2016.

CHIU, S. Y.; KAO, C. Y.; CHEN, T. Y.; CHANG, Y. B.; KUO, C. M.; LIN, C. S. Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource. **Bioresource Technology**, v.184, p. 179-189, 2015.

CHU, F.; CHU, P.; CAI, P.; LI, W.; LAM, P.; ZENG, R. J. Phosphorus plays an important role in enhancing biodiesel productivity of *Chlorella vulgaris* under nitrogen deficiency. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 341-346, 2013.

COLLOS, Y.; HARRISON, P. J. Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, p.8–2, 2014.

Comission of European Communities, 1991. **Concerning Urban Waste Water Treatment**. COM, 1991, 271, EEC 1974, 1991.

COUTO, E. A. **Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica**. [Tese de doutorado], Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG,219p, 2016

COUTO, E. A.; CALIJURI, M. L.; ASSEMAN, P. P.; TANGO, M. D.; SANTIAGO, A. F. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 140-145, 2015.

CRAGGS, R. J.; ZWART, A.; NAGELS, J. W.; DAVIES-COLLEY, R. J. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, v. 22, p. 113-122, 2004.

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**, v. 24, p. 329–337, 2012.

CURDS, C. R. **Protozoa and the water industry**. Cambridge University press. Cambridge. 121p, 1992.

DAVIS, A. K.; ANDERSON, R. S.; SPIERLING, R.; LEADER, S.; LESNE, C.; MAHAN, K.; LUNDQUIST, T.; BENEMANN, J. R.; LANE, T.; POLLE, J. E.W. Characterization of a novel strain of *Tribonema minus* demonstrating high biomass productivity in outdoor raceway ponds. **Bioresource Technology**, v. 331, p. 125007, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125007>. Acesso em: 10 nov. 2022.

DAY, J. G.; THOMAS, N. J.; ACHILLES-DAY, U. E. M.; LEAKEY, R. J. G. Early detection of protozoan grazers in algal biofuel cultures. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 715–719, 2012.

DE BHOWMICK, G.; KODURU, L.; SEN, R. Metabolic pathway engineering towards enhancing microalgal lipid biosynthesis for biofuel application—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1239–1253, 2015.

DE GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4332–4339, 2009.

DE GODOS, I.; MUÑOZ, R.; GUIEEYSSE, B. Tetracycline removal during wastewater treatment in high-rate algal ponds. **Journal of Hazardous Materials**, v. 229–230, p. 446–449, 2012.

DE GODOS, I.; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of High Rate Algae Ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO<sub>2</sub> addition and modification of dilution rate. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 253–261, 2016.

DEBERARDINIS, R. J.; MANCUSO, A.; DAIKHIN, E.; NISSIM, L.; YUDKOFF, M.; WEHRLI, S.; THOMPSON, C. B. Beyond aerobic glycolysis: transformed cells can engage in glutamine metabolism that exceeds the requirement for protein and nucleotide synthesis. **Proc Natl Acad Sci USA**, v. 104, n. 49, p. 19345–19350, 2007. doi: 10.1073/pnas.0709747104.

DE TEZANOS PINTO, P.; LITCHMAN, E. Eco-physiological responses of nitrogen-fixing cyanobacteria to light. **Hydrobiologia**, v. 634, p. 63–68, 2010.

D'IPPOLITO, G., SARDO, A.; PARIS, D.; VELLA, F.M.; ADELFI, M.G.; BOTTE, P.; GALLO, C.; FONTANA, A. Potential of lipid metabolism in marine diatoms for biofuel production. **Biotechnology Biofuels**, v. 8, n. 28, 2015.

EL HAMOURI, B. El., JELAL, J.; OUTABIHT, H.; NEBRI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BENKERROUM, A.; HAJLI, A.; FIRADI, R. High-rate algal pond in the Moroccan Climate. **Water Science Technology**, v. 31, n. 12, p. 67–74, 1995.

EL HAMOURI, B. El., KHALLAYOUNE, K., BOUZOUBAA, K., RHALLABI, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Research**, v. 28, n. 1, p. 171–174, 1994.

EMERSON, K.; RUSSO, R.C.; LUND, R.E., THURSTON, R.V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 32, 2379–2383, 1975.

ETEs Sustentáveis, 2022. Disponível em: <https://etes-sustentaveis.org/>. Acesso em: 26/12/2022.

EUROPEAN STANDARD. **EN 14214**. Liquid petroleum products - Fatty acid methyl esters (FAME) for use in diesel engines and heating applications - Requirements and test methods. 2008.

FENG, P.; DENG, Z.; FAN, L.; HU, Z. Lipid accumulation and growth characteristics of *Chlorella zofingiensis* under different nitrate and phosphate concentrations. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 114, p. 405–410, 2012.

FENG, P.; DENG, Z.; HU, Z.; FAN, L. Lipid accumulation and growth of *Chlorella zofingiensis* in flat plate photobioreactors outdoors. **Bioresource Technology**, v. 102, p.10577-10584, 2011.

FERRERO, E. M.; DE GODOS, I.; RODRÍGUEZ, E. M.; GARCÍA-ENCINA, P.A.; MUNOZ, R., BÉCARES, E. Molecular characterization of bacterial communities in algal–bacterial photobioreactors treating piggery wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 121–130, 2012.

FLORES, E.; HERRERO, A. Nitrogen assimilation and nitrogen control in cyanobacteria. **Biochemical Society Transactions**, v. 33, n. 1, p. 164-167, 2005.

GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 14, September, p. 1709-1715, 2006.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, p. 331–339, 2000.

GOPINATH, A.; PUHAN, S.; NAGARAJAN, G. Theoretical modeling of iodine value and saponification value of biodiesel fuels from their fatty acid composition. **Renewable Energy**, v. 34, p. 1806–1811, 2009.

GREENWELL, H. C.; LAURENS, L. M. L.; SHIELDS, R. J.; LOVITT, R. W.; FLYNN, K. J. Placing microalgae on the biofuels priority list: a review of the technological challenges. **J. R. Soc. Interface**, v. 7, p. 703–726, 2010. Disponível em: doi:10.1098/rsif.2009.0322. Acesso em 16/08/2017.

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**, v. 106, p. 539-549, 2016.

HALL, S.R.; SMITH, V.H.; LYTLE, D.A.; LEIBOLD, M.A. Constraints on primary producer N:P stoichiometry along N: P supply ratio gradients. **Ecology**, v. 86, p. 1894–1904, 2005;

HAVENS, K.E.; JAMES, R.T.; EAST, T.L.; SMITH, V.H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**, v. 122, n. 3, p. 379-90, 2003.

HOEKMAN, S.K.; BROCH, A.; ROBBINS, C.; CENICEROS, E.; NATARAJAN, M. Review of biodiesel composition, properties, and specifications. **Renew. Sustain. Energy Rev.**, v. 16, p. 143–169, 2012.

HREIZ, R.; SIALVE, B.; MORCHAIN, J.; ESCUDIÉ, R.; STEYER, J.; GUIRRAUD, P. Experimental and numerical investigation of hydrodynamics in raceway reactors used for algaiculture. **Chemical Engineering Journal**, v. 250, p. 230-239, 2014.

HU, Q.; SOMMERFELD, M.; JARVIS, E.; GHIRARDI, M.; POSEWITZ, M.; SEIBERT, M.; DARZINS, A. Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel

production: perspectives and advances. **The Plant Journal**, v. 54, p. 621-639, 2008.

HUESEMANN, M.; DALE, T.; CHAVIS, A.; CROWE, B.; TWARY, S.; BARRY, A.; VALENTINE, D.; YOSHIDA, R.; WIGMOSTA, M.; CULLINAN, V. Simulation of outdoor pond cultures using indoor LED-lighted and temperature-controlled raceway ponds and Phenometrics photobioreactors. **Algal Research**, v. 21, p. 178-190, 2017.

HUYNH, M.; SEREDIAK, N. **Algae Identification Field Guide**. Agriculture and Agri-Food Canada, 2006.

IBEKWE, A. M.; MURINDA, S. E.; MURRY, M. A.; SCHWARTZ, G.; LUNDQUIST, T. Microbial community structures in high rate algae ponds for bioconversion of agricultural wastes from livestock industry for feed production. **Science of the Total Environment**, v. 580, fevereiro, p. 1185–1196, 2017.

INDARTI, E.; MAJID, M. I. A.; HASHIM, R.; CHONG, A. Direct FAME synthesis for rapid total lipid analysis from fish oil and cod liver oil. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 18, n. 3, p. 161-170, 2005.

INMET - **Instituto Nacional de Meteorologia**, 2019. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acesso em 28/08/2020.

Instituto Claro, 2022. Disponível em: <https://www.institutoclaro.org.br/educacao/wp-content/uploads/sites/2/2021/02/localizacaodobrasil5.png>. Acesso em novembro de 2022.

IWAI, M., TAKAHASHI, Y. & MINAGAWA, J. Molecular remodeling of photosystem II during state transitions in *Chlamydomonas reinhardtii*. **Plant Cell**, v. 20, p. 2177–2189, 2008. doi: 10.1105/tpc.108.059352.

JIANG, Y.; CHEN, F. Effects of salinity on cell growth and docosahexaenoic acid content of the heterotrophic marine microalga *Cryptothecodinium cohnii*. **Journal of Industrial Microbiology Biotechnology**, v. 23, p. 508–513, 1999.

JOHNSON, X. & ALRIC, J. Central carbon metabolism and electron transport in *Chlamydomonas reinhardtii*: metabolic constraints for carbon partitioning between oil and starch. **Eukaryot Cell**, v. 12, p. 776–793, 2013. Disponível em: doi: 10.1128/EC.00318-12. Acesso em: 20/03/2020.

JONES, R. G.; THOMPSON, C. B. Tumor suppressors and cell metabolism: a recipe for cancer growth. **Genes & development**, v. 23, p. 537–548, 2009. Disponível em: doi: 10.1101/gad.1756509. Acesso em: 05 fev. 2023.

KIM, B.; KANG, Z.; RAMANAN, R.; CHOI, J.; CHO, D.; OH, H.; KIM, H. Nutrient Removal and Biofuel Production in High Rate Algal Pond Using Real Municipal Wastewater. **Journal of Microbiology Biotechnology**, v. 24, n. 8, p.1123–1132, 2014.

KOLEY, S.; MATHIMANI, T.; BAGCHI, S. K.; SONKAR, S.; MALLICK, N. Microalgal biodiesel production at outdoor open and polyhouse raceway pond cultivations: A case study with *Scenedesmus accuminatus* using low-cost farm fertilizer medium. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 156-165, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.11.002>. Acesso em 04 de fev. 2023.

KÖNIG, A. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio**. Mendonça, S.R. (coord.). Ed. McGrawHill, p. 44-67, 2000.

KNOTHE, Gerhard. Dependence of biodiesel fuel properties on the structure of fatty acid alkyl esters. **Fuel Processing Technology**, v. 86, n. 10, p. 1059-1070 2005.

lec

KNOTHE, G.; GERPEN, J. V.; KHRAL, J.; RAMOS, L. P. **Manual de biodiesel**: 1ª edição, Editora Blucher, 2006.

LEONG, Wai-Hong; LIM, Jun-Wei; LAM, Man-Kee; UEMURA, Y.; HO, Chii-Dong; HO, Yeek-Chia. Co-cultivation of activated sludge and microalgae for the simultaneous enhancements of nitrogen-rich wastewater bioremediation and lipid production. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 87, 2018.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 2000.

LIANG, Y.; SARKANY, N.; CUI, Y. Biomass and lipid productivities of *Chlorella vulgaris* under autotrophic, heterotrophic and mixotrophic growth conditions. **Biotechnology Letters**, v. 31, p. 1043-1049, 2009.

LUNDQUIST, T. J.; WOERTZ, I. C.; QUINN, N. W. T.; BENAMANN, J. R. **A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production**. University of California: 2010.

MA, A.T. DANIELS, E. F.; GULIZIA, N.; BRAHAMSHA, B. Isolation of diverse amoebal grazers of freshwater cyanobacteria for the development of model systems to study predator-prey interactions. **Algal Research**, v. 13 p. 285–93, 2016.

MANDAL, S.; MALICK, N. Microalga *Scenedesmus obliquus* as a potential source for biodiesel production. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 84, p. 281-291, 2015.

MALIK, S.; SHAHID, A.; BETENBAUGH, M. J.; LIU, Chen-Guang; MEHMOOD, M.A. A novel wastewater-derived cascading algal biorefinery route for complete valorization of the biomass to biodiesel and value-added bioproducts. **Energy Conversion and Management**, v. 256, p. 115360, 2022.

MARTINS, L., R. **Remoção de Fitoplâncton de Lagoa de Estabilização em Filtros de Pedra de Fluxo Horizontal**. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife 2012.

MEHRABADI, A.; CRAGGS, R.; FARID, M. M. Review – Wastewater treatment high rate ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. **Bioresource Technology**, v.184, p. 202-214, 2015.

MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Potential of five different isolated colonial algal species for wastewater treatment and biomass energy production. **Algal Research**, v. 21, p. 1-8, 2017a.

- MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Effect of CO<sub>2</sub> addition on biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal mesocosms. **Algal Research**, v. 22, p. 93-103, 2017b.
- MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Variation of biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal ponds. **Algal Research**, v. 15, p. 143-151, 2016.
- MENDONZA, J.L.; GRANADOS, M. R.; DE GODOS, I.; MOLINA, E.; BANKS, C.; HEAVEN, S. Fluid-dynamic characterization of real-scale raceway reactors for microalgae production. **Biomass and Bioenergy**, v. 54, 267-275, 2013.
- MIDDLEBROOKS, E. J. Review of rock filters for the upgrade of lagoon effluents. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 60, n. 9, 1657-1662, 1988.
- MOHSENPOUR, S. F.; HENNIGE, S.; WILLOUGHBY, N.; ADELOYE, A.; GUTIERREZ, T. Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. **Science of the Total Environment**, v.752, p. 142168-23, 2021.
- MONTEGGIA L.O.; TESSELE F. “**Remoção de algas e fósforo de lagoas de alta taxa de produção de algas**”. In: Chenicharo, C. (Editor). Pós Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos, PROSAB, v. 2., p. 97-102, 2001.
- MONTEMEZZANI, V.; DUGGAN, I. C.; HOGG, I. D.; CRAGGS, R. J. A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Pond and algae production raceways. **Algal Research**, v. 11, p. 211-226, 2015.
- MONTEMEZZANI, V.; DUGGAN, I. C.; HOGG, I. D.; CRAGGS, R. J. Control of zooplankton populations in a wastewater treatment High Rate Algal Pond using overnight CO<sub>2</sub> asphyxiation. **Algal Research**, v. 26, p. 250-264, 2017a.
- MONTEMEZZANI, V.; DUGGAN, I. C.; HOGG, I. D.; CRAGGS, R. J. Screening of potential zooplankton control technologies for wastewater treatment High Rate Algal Pond. **Algal Research**, v. 22, p. 1-13, 2017b.
- MORAIS, J. C. **Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento**. [Dissertação de Mestrado], Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 111p, 2011.
- MORAIS, J. C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator compartimentado anaeróbio/anóxico e aeróbio tratando esgoto doméstico**. [Tese de Doutorado], Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 139p, 2015.
- MSANNE, J.; XU, D.; KONDA, A.R.; CASAS-MOLLANO, J.A.; AWADA, T.; CAHOON, E.B.; CERUTTI, H. Metabolic and gene expression changes triggered by nitrogen deprivation in the photoautotrophically grown microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* and *Coccomyxa* sp. C-169. **Phytochemistry**, v. 75, março, p. 50-59, 2012.
- NASCIMENTO, J. R. S. **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. [Dissertação de Mestrado], UFGRS, Porto Alegre, RS, 99p,

2001.

NIEUWERBURGH, L.V.; WÄNSTRAND, I.; SNOEIJIS, P. Growth and C:N:P ratios in copepods grazing on N- or Si-limited phytoplankton blooms. **Hydrobiologia**, v. 514, p. 57–72, 2004.

NÖGES, T.; LAUGASTE, R.; NÖGES, P.; TÖNNO, I. Critical N:P ratio for cyanobacteria and N<sub>2</sub>-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe. **Hydrobiologia**, v. 599, p. 77-86, 2008.

OLCER, H., LLOYD, J. C.; RAINES, C. A. Photosynthetic capacity is differentially affected by reductions in sedoheptulose-1,7- biphosphatase activity during leaf development in transgenic tobacco plants. **Plant Physiology**, v. 125, p. 982–989, 2001.

OSWALD, W. J. **Fundamental factors in stabilization pond design**. Proceedings of 3<sup>rd</sup> Conference on Biological Waste Treatment. Manhattan College, New York, 1960.

OSWALD, W. J.; ASCE, A. M.; GOTAAS, H. B.; ASCE, M. **Photosynthesis in sewage treatment**. p. 74-105, 1955.

OSWALD, W.J. **Microalgae and wastewater treatment**. In: BOROWITZKA, M.A., BOROWITZKA, L.J. (Eds.), *Micro-algal Biotechnology*. Cambridge University Press, pp. 304–324, 1988.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A.N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biodiesel production. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 35-42, 2011a.

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

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**, v. 47, p. 4422- 4432, 2013a.

PARK, J.B.K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A.N. Investigating why recycling gravity harvested algae increases harvestability and productivity in high rate algal ponds. **Water Research**, v. 47, p. 4902- 4917, 2013b.

PARK, S.; KIM, J.; YOON, Y.; PARK, Y.; LEE, T. Blending water- and nutrient-source wastewaters for cost-effective cultivation of high lipid content microalgal species *Micractinium inermum* NLP-F014. **Bioresource Technology**, v. 198, 388–394, 2015.

PASSOS, F.; GUTIÉRREZ, R.; BROCKMANN, D.; STEYER, J.; GARCÍA, J.; FERRER, I. Microalgae production in wastewater treatment systems, anaerobic digestion and modelling using ADM1. **Algal Research**, v. 10, p.55-63, 2015.

PASSOS, F.; SOLÉ, M.; GARCÍA, J.; FERRER, I. Biogas production from microalgae grown in wastewater: Effect of microwave pretreatment. **Applied Energy**, v. 108, p. 168-175, 2013.

PHAM, L. A.; LAURENT, J.; BOIS, Paul; WANKO, Adrien. A coupled RTD and mixed-order kinetic model to predict high rate algal pond wastewater treatment under different operational conditions: Performance assessment and sizing application. **Biochemical Engineering Journal**, v. 162, p. 107709, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107709>. Acesso em: 30 jul. 2021.

PIKOLI, M. R.; SARI, A. F.; SOLIHAT, N. A.; PERMANA, A. H. Characteristics of tropical freshwater microalgae *Micractinium conductrix*, *Monoraphidium* sp. and *Choricystis parasitica*, and their potency as biodiesel feedstock. **Heliyon**, v. 5, p. 02922, 2019.

PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C. ; BONTOUX, J. Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 10, p. 169-175, 1993.

PINTO, M. A. T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de alta taxa. **Revista DAE-Sabesp**, n. 161, p. 6-13, 1991.

POLLE, J.E.; NEOFOTIS, P.; HUANG, A.; CHANG, W.; SURY, K.; WIECH, E.M. Carbon partitioning in green algae (chlorophyta) and the enolase enzyme. **Metabolites**, v. 4, 612–628, 2014. Disponível em: doi: 10.3390/metabo4030612. Acesso em novembro de 2019.

PORTAL DA TRANSPARÊNCIA, 2023. Disponível em: <https://portaldatransparencia.gov.br/funcoes/17-saneamento?ano=2023>. Acesso em: 03 mar. 2023.

POSADAS, E.; MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Integrating nutrient removal and solid management restricts the feasibility of algal biofuel generation via wastewater treatment. **Algal Research**, v. 22, March, p. 39-46, 2017.

RAI, V.; MUTHURAJ, M.; GANDHI, M. N.; DAS, D.; SRIVASTAVA, S. Real-time iTRAQ-based proteome profiling revealed the central metabolism involved in nitrogen starvation induced lipid accumulation in microalgae. **Scientific Reports**. Disponível em: DOI: 10.1038/srep45732. Acesso em 21/08/2017.

RAMÍREZ-LÓPEZ, C.; PERALES-VELA, H. V.; FERNÁNDEZ-LINARES, L.; Biomass and lipid production from *Chlorella vulgaris* UTEX 26 cultivated in 2 m<sup>3</sup> raceway ponds under semicontinuous mode during the spring season. **Bioresource Technology**, v. 274, p. 252-260, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.096>. Acesso em: 04 fev. 2022.

RASUL, M. G.; AZAD, A. K.; SHARMA, S. C. **Clean Energy for Sustainable Development – Comparisons and Contrasts of a New Approaches**. Elsevier, Australia, 2017.

RAZON, L. F., TAN, R. R. Net energy analysis of the production of biodiesel and biogas from the microalgae: *Haematococcus pluvialis* and *Nannochloropsis*. **Applied Energy**, v. 88, p. 3507–3514, 2011.

REYNOLDS, C. S.; HUSKAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5 (Maio), p. 417–428 2002.

RISMANI-YAZDI, H.; HAZNEDAROGLU, B. Z.; HSIN, C.; PECCIA, J. Transcriptomic analysis of the oleaginous microalga *Neochloris oleoabundans* reveals metabolic insights into triacylglyceride accumulation. **Biotechnol Biofuels**, v. 24, p. 74, 2012.ia,

ROCHE, K. F.; SILVA, W. M. Checklist dos Rotifera (Animalia) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 107, p. e2017105, 2017. Disponível em: DOI: 10.1590/1678-4766e2017105. Acesso em: 20 nov, 2022.

RODOLFI, L.; ZITTELLI, G. C.; BASSI, N.; PADOVANI, G.; BIONDI, N.; TREDICI, M. R. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v.102, n. 1, p. 100-112, 2009.

SAFI, K. A.; PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Partitioning of wastewater treatment high rate algal pond biomass and particulate carbon. **Algal Research**, v. 19, p. 77-85, 2016.

SAIBO, N. J.; LOURENCO, T.; OLIVEIRA, M. M. Transcription factors and regulation of photosynthetic and related metabolism under environmental stresses. *Annals of botany* 103, 609–623, 2009.:doi: 10.1093/aob/mcn227. Acesso em: 12/11/2019.

SÁNCHEZ-ZURANO, A.; LAFARGA, T.; MORALES-AMARAL, M.d.M.; GÓMEZ-SERRANO, C.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M.; ACIÉN-FERNÁNDEZ, F. G.; MOLINA-GRIMA, E. Wastewater treatment using *Scenedesmus almeriensis*: effect of operational conditions on the composition of the microalgae-bacteria consortia. **Journal of Applied Phycology**, v. 33, p. 3885–3897, 2021.

SANTIAGO, A. F. **Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfestado submetidas a diferentes taxas de radiação solar.** [Tese de Doutorado], Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 158p, 2013.

SANTIN, A.; BALZANO, S.; RUSSO, M. T.; ESPOSITO, F. P.; FERRANTE, M. I.; BLASIO, M.; CAVALLETTI, E.; SARDO, A. Review: Microalgae-Based PUFAs for Food and Feed: Current Applications, Future Possibilities, and Constraints. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, 844, 2022.

SANTOS, M. V. A. **Filtros de pedra de fluxo horizontal como póstratamento de lagoa de estabilização: remoção de sólidos suspensos e cianobactérias** (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Recife 2014

SATHYA, A. B.; THIRUNAVUKKARASU, A.; NITHYA, R.; NANDAN, A.; SAKTHISHOBANA, K.; KOLA, A. K.; SIVASHANKAR, R.; TUAN, H. A.; DEPANRAJ, B.; Microalgal biofuel production: Potential challenges and prospective research. **Fuel**, v. 332, p. 126199-17, 2023.

SHARMA, T.; CHAUHAN, R. S. Comparative transcriptomics reveals molecular components associated with differential lipid accumulation between microalgal sp., *Scenedesmus dimorphus*

and *Scenedesmus quadricauda*. **Algal Research**, v. 19, p. 109–122, 2016. [www.nature.com/scientificreports/](http://www.nature.com/scientificreports/) Scientific Reports | 7:45732 | DOI: 10.1038/srep45732 1 5 62.

SHIEL, Russel J. **A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian inland waters**. Co-operative research for freshwater waters ecology: Albury, 1995

SIEBURTH, J. M. **About bacterioplankton**. Phytoplankton manual. Edited by A. Sournia. Unesco, 1978.

SIGMA-ALDRICH, 2022. Acesso em: 13/11/2022. Disponível em: Linolenic acid | Sigma-Aldrich ([sigmaaldrich.com](http://sigmaaldrich.com));

SINGH, P., KUMARI, S., GULDHE, A., MISRA, R., RAWAT, I., BUX, F. Trends and novel strategies for enhancing lipid accumulation and quality in microalgae. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 55, p. 1–16, 2016.

SIQUEIRA DE CASTRO, I.C.V.; SILVA-NETO, I.D. Morfologia de Ciliados Haptorais (Protista: Litostomatea) Encontrados em uma Estação de Tratamento de Esgoto da Cidade do Rio de Janeiro, RJ. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 11, n. 3, 2009.

SKRUPSKI, B.; WILSON, K.E.; GOFF, K.L., Zou, J. Effect of pH on neutral lipid and biomass accumulation in microalgal strains native to the Canadian prairies and the Athabasca oil sands. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, 937–949, 2013.

SLEGGERS, P.M.; LÖSING, M.B.; WIJFFELS, R.H.; VAN STRATEN, G.; VAN BOXTEL, A.J.B. Scenario evaluation of open pond microalgae production. **Algal Research**, v. 2, n. 4, p. 358-368, 2013.

SMITH, V.H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p. 669–671, 1983.

SOLIMENO, A.; PARKER, L.; LUNDQUIST, T.; GARCÍA, J. Integral microalgae- bacteria model (BIO\_ALGAE): Application to wastewater high rate algal ponds. **Science of the Total Environment**, v. 601–602, p. 646–657, 2017.

SOXHLET, F. "The weight analytic determination of milk fat." **Polytechnisches Journal**, v. 232, p. 461-465, 1879.

SPOEHR, H. A.; MILNER, H. W. Production of protein, lipids, and carbohydrates by culture of algae. **United States Patent Office**. Patented Jan. 31, 1956.

StatSoft, Inc. (2014). STATISTICA (data analysis software system), version 12. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

SU, X.; XU, J.; YAN, X.; ZHAO, P.; CHEN, J.; ZHOU, C.; ZHAO, F.; LI, S. Lipidomic changes during different growth stages of *Nitzschia closterium* f. minutissima. **Metabolomics**, v. 9, p. 300–310, 2013, 2013.

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**, v. 53, p. 271-281, 2014a.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Seasonal variation in light utilization, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high-rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, p.1317-1329, 2014b.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. The effects of pond operation depth on photosynthesis, algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, v.53, p. 271–281, 2014c.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v.184, p. 222-229, 2015a.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. The effects of CO<sub>2</sub> addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal **Water Research**, v. 70, p. 9-26, 2015b.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Frequency of CO<sub>2</sub> supply affects wastewater microalgal photosynthesis, productivity and nutrient removal efficiency in mesocosms: implications for full-scale high rate algal ponds. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, p. 1901–1911, 2015c.

SUTHERLAND, D. L.; MONTEMEZZANI, V.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Modifying the high rate algal pond light environment and its effects on light absorption and photosynthesis. **Water Research**, v. 70, n. 1, March, p. 86-96, 2015d.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, v. 124, p. 504-512, 2017.

TANG, X. et al. Proteomics analysis of high lipid-producing strain *Mucor circinelloides* WJ11: an explanation for the mechanism of lipid accumulation at the proteomic level. **Microbial Cell Factories**, v. 15, n. 35, 2016. doi: 10.1186/s12934-016-0428-4.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema do lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: Epgraf, 472p., 1999.

VARGAS e SILVA, F.; MONTEGGIA, L. O. Pyrolysis of algal biomass obtained from high-rate algae ponds applied to wastewater treatment. **Frontiers in Energy Research**, v. 3, n. 31, 2015.

VASSALE, L.; GARCÍA-GALAN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. 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**, v. 248, p.125969, 2020.

VASSALE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; MOTA FILHO, 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 a codigestão anaeróbia. **Revista RedBioLAC**. Quinta edição, p. 48-54, 2021.

VELOSO, V.; REIS, A.; GOUVEIA, L.; FERNANDES, H. L.; EMPIS, J. A., NOVAIS, J. M. Lipid Production by *Phaeodactylum tricornutum*. **Bioresource Technology**, v. 38, p. 115-119. 1991.

VIDYASHANKAR, S.; VENUGOPAL, K. S.; SWARNALATHA, G. V.; KAVITHA, M. D.; CHAUHAN, V. S.; RAVI, R.; BANSAL, A. K.; SINGH, R.; PANDE, A.; RAVISHANKAR, G. A.; SARADA, R. Characterization of fatty acids and hydrocarbons of chlorophycean microalgae towards their use as biofuel source. **Biomass and Bioenergy**, v. 77, p. 75-91, 2015

WEISSMAN, J. C.; GOEBEL, R. P.; BENEMAN, J. R. Photobioreactor Design: mixing, carbon utilization and oxygen accumulation. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 31, p. 336-344, 1988.

WEISSMAN, J.C.; GOEBEL, R. P. **Design and Analysis of Microalgal Open Systems for the Purpose of Producing Fuels**. A Subcontract Report. Solar Energy Research Institute. U.S. Department of Energy: Colorado, April, 1987.

WILHELM, C.; BÜCHEL, C.; FISAHN, J.; GOSS, R.; JAKOB, T.; LAROCHE, J.; LAVAUD, J.; LOHR, M.; RIEBESELLD, U.; STEHFEST, K.; VALENTIN, K.; KROTH, P. G. The Regulation of Carbon and Nutrient Assimilation in Diatoms is Significantly Different from Green Algae. **Protist**, v. 157, p. 91-124, 2006.

WU, Z.; ZHU, Y.; HUANG, W.; ZHANG, C.; LI, T.; ZHANG, Y.; LI, A. Evaluation of flocculation induced by pH increase for harvesting microalgae and reuse of flocculated medium. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 496, 2012.

YANG, Y.; GE, S.; PAN, Y.; QIAN, W.; WANG, S.; ZHANG, J.; ZHUAN, Lin-Lan. Screening of microalgae species and evaluation of algal-lipid stimulation strategies for biodiesel production. **Science of the Total Environment**, v. 857, p. 159281, 2023.

YOUNG, P.; BUCHANAN, N.; FALLOWFIELD, H. J. Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high rate algal pond system. **Journal of Applied Microbiology**, v. 121, n. 2, p. 577-586, 2016.

ZEITZSCHEL, B. **Why study phytoplankton**. Phytoplankton Manual. Edited by A. Sournia. UNESCO, 1978.

ZENG, F.; HUANG, J.; MENG, C.; ZHU, F.; CHEN, J.; LI, Y. Investigation on novel raceway pond with inclined paddle wheels through simulation and microalgae culture experiments. **Bioprocess Biosyst Eng**, v. 39, p. 169-180, 2016.

ZHAN, J.; HONG, Y.; HU, H. Effects of nitrogen sources and C/N ratios on the Lipid-Producing Potential of *Chlorella* sp. HQ. **Journal Microbiology Biotechnology**, v. 26, n. 7,

p. 1290–1302, 2016.

ZHANG, Q.; LI, X.; GUO, D.; YE, T.; XIONG, M.; ZHU, L.; LIU, C.; JIN, S.; HU, Z. Operation of a vertical algal biofilm enhanced raceway pond for nutrient removal and microalgae-based byproducts production under different wastewater loadings. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 323-332, 2018.

## APÊNDICE A – OBRAS PARA INSTALAÇÃO DAS LAGOAS

- Construção do contrapiso e da casa de controle (casa do painel elétrico)

Um concreto usinado bombeável (classe de resistência C25, com brita 0 e 1, slump =130±20 mm, NBR 8953) foi utilizado na construção do contrapiso (Figura A1), a fim de suportar a pressão exercida (> 15 KPa) pelas três LATs. Em seu volume útil máximo, cada lagoa ocupou as respectivas capacidades (2,4; 3,6 e 5,6 m<sup>3</sup>).

Figura A1 - Fotografia da área onde foi construído o contrapiso para disposição das LATs



Fonte: a autora (2018)

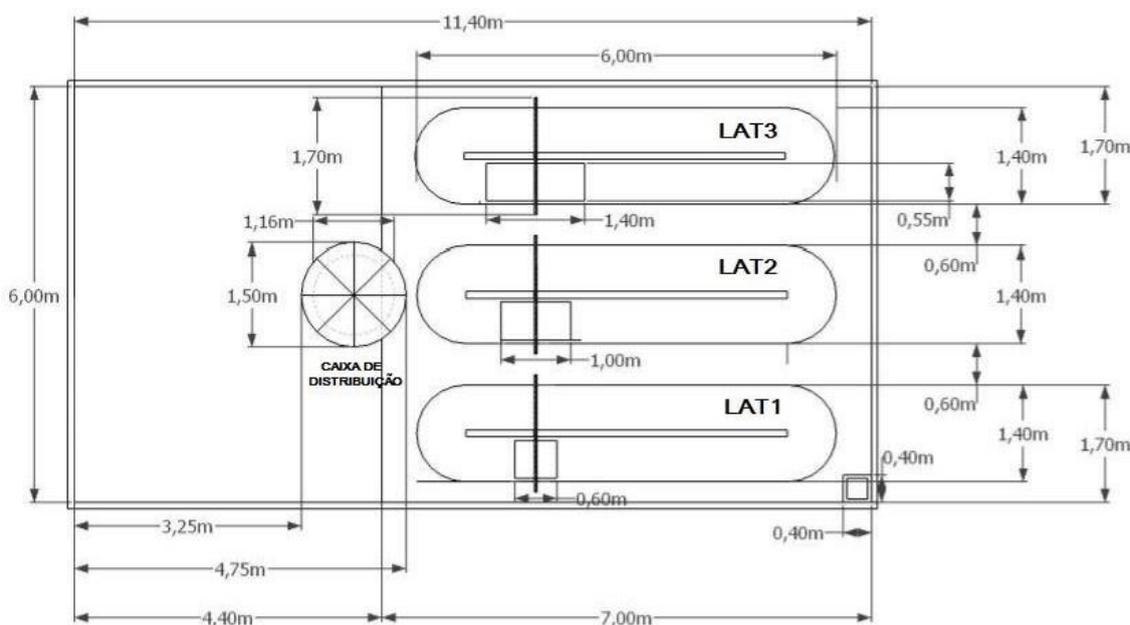
- Extensão da rede elétrica

Realizou-se a ampliação da rede elétrica, a fim de atender a demanda de energia requerida no funcionamento de três motor-redutores trifásicos com braço de torção (0,75 kW e 60 Hz), bem como seus respectivos inversores de frequência. A rede utilizada para a extensão da rede elétrica foi aproveitada e direcionada a partir das instalações elétricas já existentes na Unidade Experimental de Tratamento de Esgoto, sob responsabilidade do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE (LSA-UFPE). Além disso, o percurso da rede elétrica foi realizado a partir de eletrodutos de PVC, antichama e certificados pela NBR. Utilizou-se de um quadro de distribuição construído em chapa de aço galvanizado e cabo de cobre flexível, com isolamento em PVC e sistema de antichama BWF-B, cuja seção nominal é de 6 mm<sup>2</sup>.

- Fabricação das LATs

Uma planta baixa das LATs foi desenhada e cedida à empresa Fibra Técnica para fabricação dos tanques, esta planta pode ser visualizada na Figura A2.

Figura A2 - Planta baixa das lagoas de alta taxa dispostas na área concretada



Fonte: a autora, 2022

As LATs foram construídas e doadas a presente pesquisa pela Fibra Técnica, as quais podem ser vistas na Figura A3.

Figura A3 – Construção, transporte e montagem das lagoas de alta taxa



Fonte: a autora (2018)

O dimensionamento detalhado das LATs é apresentado na Tabela A1. Elegeu-se as medidas das LATs (comprimento, largura e profundidade) baseado nas consultas à literatura científica.

Tabela A1 - Dimensionamento das lagoas de alta taxa

Comprimento das lagoas	6 m	6 m	6 m
Largura das lagoas	1,4 m	1,4 m	1,4 m
Largura do canal das lagoas	65 cm	65 cm	65 cm
Comprimento das chicanas	4,6 m	4,6 m	4,6 m
Largura das chicanas	10 cm	10 cm	10 cm
Altura das chicanas	50 cm	70 cm	90 cm
Distância entre a lagoa e o início do rasgo na chicana	98 cm	98 cm	98 cm
Largura do rasgo na chicana e na lagoa	5 cm	5 cm	5 cm
Altura do rasgo na chicana e na lagoa	10 cm	10 cm	10 cm
Altura das lagoas	50 cm	70 cm	90 cm
Altura da lâmina d'água	30 cm	50 cm	70 cm
Área das lagoas	8 m <sup>2</sup>	8 m <sup>2</sup>	8 m <sup>2</sup>
Volume das lagoas	2,4 m <sup>3</sup>	3,6 m <sup>3</sup>	5,6 m <sup>3</sup>
TDH	2 dias		
Vazão (m <sup>3</sup> /d)	1,2	1,8	2,8

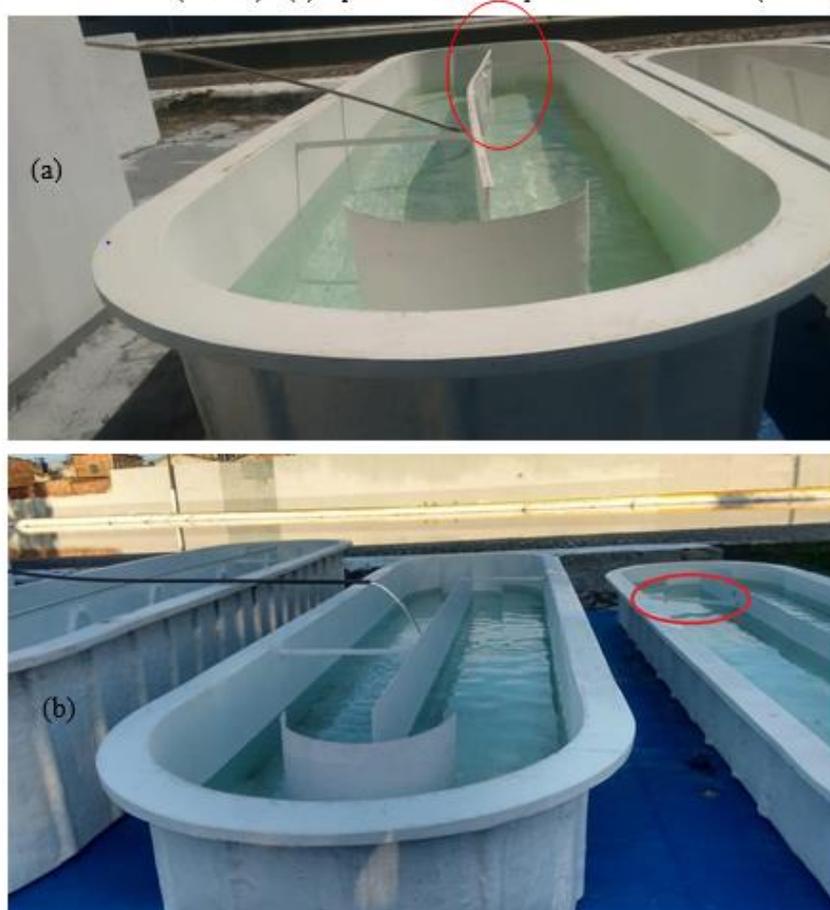
Fonte: a autora, 2022

Como também respeitando à área disponível para implantação dos tanques na ETE Mangueira. Os experimentos foram conduzidos em três lagoas idênticas com comprimento e largura iguais a 6 m e 1,4 m, respectivamente. As LATs apresentavam mesma área superficial ( $8 \text{ m}^2$ ) e alturas do tanque iguais a 50, 70 e 90 cm. As alturas de lâmina d'água foram ajustadas para 30, 50 e 70 cm (LAT30, LAT50 e LAT70), respectivamente. As lagoas foram construídas de fibra de vidro e apresentavam volumes úteis de  $2,4 \text{ m}^3$ ,  $4 \text{ m}^3$  e  $5,6 \text{ m}^3$ .

- Teste hidráulico nas LATs

Observou-se com o teste hidráulico, o encurvamento e a deformação da chicana na LAT mais funda (Figuras A4(a) e A4(b)).

Figura A4 - Teste hidráulico nas LATs, destaque para a (a) deformação da chicana na LAT mais funda (LAT70) e (b) ruptura da haste de apoio na LAT mais rasa (LAT30).



Fonte: a autora, 2022

Uma vez dispostas no piso concretado construído para receber as LATs, realizou-se os testes hidráulicos nos três tanques. Esta avaliação foi executada pelo preenchimento das LATs com água potável até o nível máximo, a fim de averiguar, por inspeção visual, a presença de vazamentos, irregularidades ou mesmo defeitos de fabricação nas LATs. Verificou-se ainda, na LAT mais rasa ocorreu a ruptura de uma barra de apoio entre a parede ea chicana (Figura A4(b)). Assim, os defeitos foram corrigidos lá mesmo no pátio das lagoas, através da introdução de três suportes entre a chicana e a parede da LAT.

- Impelidores para agitação no interior das LATs

A agitação do efluente era realizada mecanicamente utilizando um conjunto de quatro impelidores (pás) construídos de aço galvanizado (Figuras A5(a), A5(b) e A5(c)). A empresa Himetria foi contratada para a confecção dos três impelidores (um para cada lagoa) e o fornecimento dos componentes necessários ao funcionamento mecânico. Entre estes componentes estão acoplamento, eixo, mancais, mesa para motor, rotor, suporte para a ponta do eixo e montagem. O acionamento dos impelidores ocorreu mediante um motor-reductor de 1 cv, com reductor de 1:40 da marca WEG, ajustado para velocidade linear de 0,3 m/s.

Figura A5 - Impelidores utilizados na agitação do efluente no interior das LATs, (a) LAT30, (b) LAT50 e (c) LAT70



Fonte: a autora (2019)

- Instalação dos dispositivos hidráulicos (tubulações e acessórios) das lagoas

Executou-se a instalação dos dispositivos hidráulicos, após a confecção do piso, das LATs, dos impelidores, do eixo e dos mancais. Abaixo são dispostas no texto e em figuras as dimensões das tubulações do AF e EF em cada uma das lagoas, bem como as respectivas alturas e distâncias das tubulações ao fundo (Tabela A2).

Tabela A2- Alturas do fundo da LAT às tubulações do AF e EF; distâncias da borda da lagoa às tubulações de AF e EF

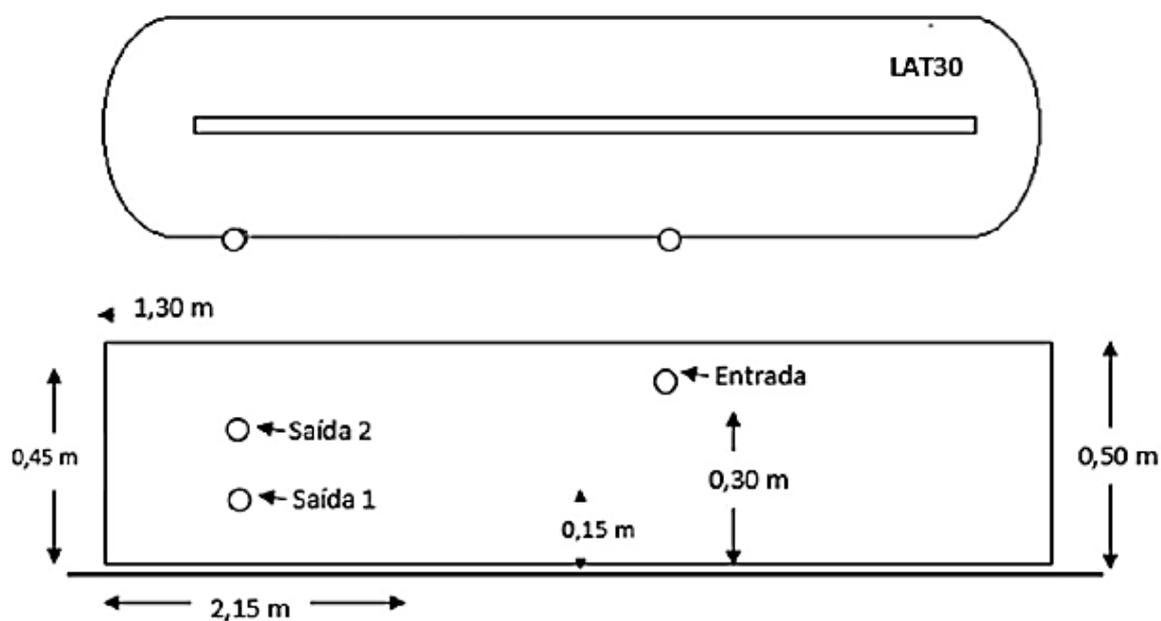
LAT	Entrada		Saída do efluente				
	$H_{\text{fundo}}$ (m)	$D_{\text{borda AF}}$ (m)	$H_{\text{saída 1}}$ (m)	$H_{\text{saída 2}}$ (m)	$H_{\text{saída 3}}$ (m)	$H_{\text{saída 4}}$ (m)	$D_{\text{borda EF}}$ (m)
<b>LAT30</b>	0,45	-	15	30	-	-	1,30
<b>LAT50</b>	0,65	-	15	30	50	-	1,30
<b>LAT70</b>	0,85	-	15	30	50	70	1,30

$H_{\text{fundo}}$ : altura do fundo da LAT até a tubulação do afluente;  $H_{\text{saída}}$ : altura do fundo da LAT até a tubulação do efluente;  $D_{\text{borda}}$ : distância horizontal da borda até a tubulação de saída; AF: afluente; EF: efluente

Fonte: a autora, 2022

Inicialmente, são apresentadas na Figura A6 as dimensões referentes à LAT com 30 cm de lâmina d'água.

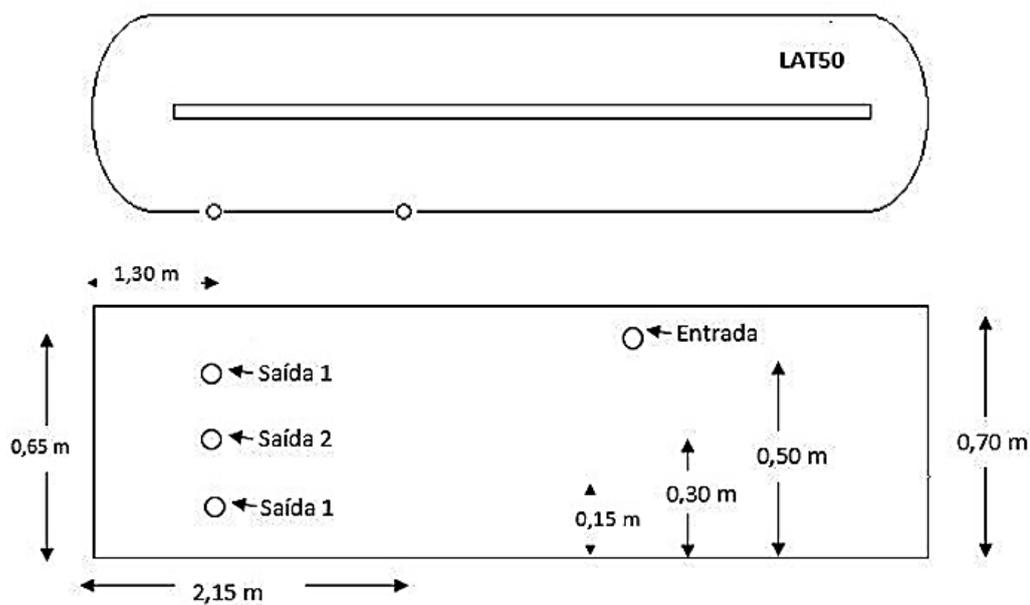
Figura A6 - Vista superior e lateral direita da LAT30 – tubulação de entrada e saída do esgoto



Fonte: a autora (2018)

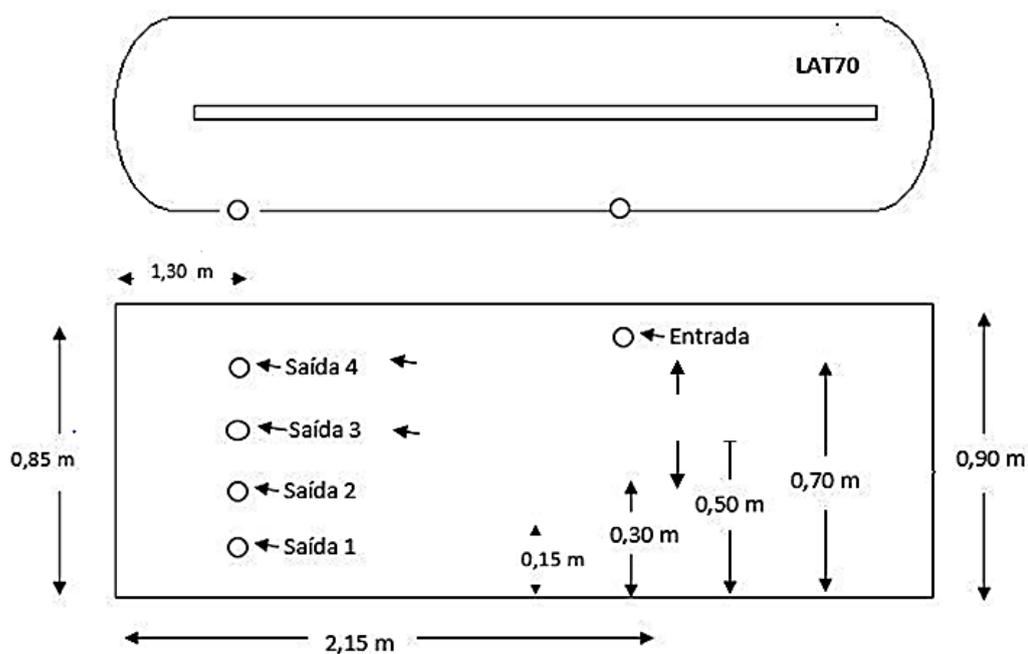
Posteriormente, apresentam-se nas **Figuras A7 e A8**, os tamanhos das LATs com 50 e 70 cm de profundidade útil (LAT50 e LAT70), respectivamente.

Figura A7 - Vista superior e lateral direita da LAT50 – tubulação de entrada e saída do esgoto



Fonte: a autora (2018)

Figura A8 - Vista superior e lateral direita da LAT70 – tubulação de entrada e saída do esgoto



Fonte: a autora, 2018

O dimensionamento das tubulações de entrada e saída podem ser acessadas através da Tabela A3.

Tabela A3 - Posicionamento da entrada e saída do esgoto nas LATs

Altura da entrada do esgoto ao fundo nas lagoas	45 cm	65 cm	85 cm
		20 cm	20 cm
Altura da saída do esgoto ao fundo nas lagoas	20 cm	40 cm	40 cm
	40 cm	60 cm	60 cm
			80 cm
Distância da entrada do esgoto à borda da lagoa	1,30 m	1,15 m	93 cm
Distância da saída do esgoto à borda da lagoa	2,15 m	2,36 m	2,57 m
Distância do rotor para entrada do esgoto	10 cm	10 cm	10 cm
Distância do final do rotor para saída do esgoto	15 cm	15 cm	15 cm
Distância entrada do esgoto para o rotor	10 cm	10 cm	10 cm
Distância da saída do esgoto para o rotor	15 cm	15 cm	15 cm
Diâmetro da tubulação de entrada e saída do esgoto	1''	1''	1''
OBS.: A entrada e saída das LATs estão localizadas no mesmo lado			

Fonte: a autora, 2018

- Motor-redutor e inversores de frequência

A instalação do motor-redutor, da mesa de apoio, dos mancais, do eixo de acoplamento e do agitador foi executada em parceria com o professor Tiago Rolim do Departamento de Engenharia Mecânica da UFPE. Instalou-se em cada uma das LATs um motor- redutor próprio (Figura A9) com 1 cv de potência e redução de 1:40.

Figura A9 – Instalação dos motor-redutores e do projeto mecânico



Fonte: a autora (2019)

Estes geradores de energia foram controlados através de seus respectivos inversores de frequência, cuja a instalação foi realizada por uma empresa de automação contratada no projeto. O dimensionamento dos motor-redutores, rotores (agitadores) e das mesas de apoio estão apresentados na Tabela A4.

Tabela A4 - Dimensionamento do motor-redutor, rotor e da mesa de apoio dos motor-redutores

Detalhamento do projeto	LAT30	LAT50	LAT70
<b>MOTOR-REDUTOR, ROTOR E MESA DE APOIO</b>			
Potência do motor-redutor	1 cv com redução de 1:40		
Comprimento da mesa de apoio do motor-redutor	30 cm	30 cm	30 cm
Largura da mesa de apoio do motor-redutor	30 cm	30 cm	30 cm
Altura da mesa de apoio	45 cm	65 cm	85 cm
Mesa encostada nas lagoas			
Diâmetro do eixo do motor	2 cm	2 cm	2 cm
Nº de pás do rotor	4		
Diâmetro do eixo do rotor	4 cm	4 cm	4 cm
Comprimento do eixo do motor + rotor	1,7 m		
Distância do rotor ao fundo da lagoa	15 cm	15 cm	15 cm
Distância do rotor as bordas da lagoa (em cada lado)	5 cm		
Distância da chicana para o eixo do rotor	98 cm	98 cm	98 cm
Diâmetros dos rotores	60 cm	1 m	1,40 m
Comprimento dos rotores	55 cm	55 cm	55 cm
Velocidades (m/s)	0,3	0,3	0,3
Velocidades do motor (rpm)	9,6	5,7	4,1

Fonte: a autora (2019)

Uma mesa de apoio foi utilizada para colocar os motor-redutores e os mancais, bem como o eixo de giro do agitador. A mesa foi fixada no piso de concreto. Devido às limitações orçamentárias não foi possível construir abrigo de alvenaria para os motores. No entanto, construiu-se um abrigo com materiais recicláveis, tais como cordão, caixa tetrapak e pôsteres antigos, utilizados em congressos científicos. Uma caixa plástica vazada, tipo hortifrutti (superfície vazada), usou-se a fim de cobrir e isolaros motor-redutores conforme mostrado na Figura A10.

Figura A10 - Abrigo dos moto-redutores construído com materiais recicláveis

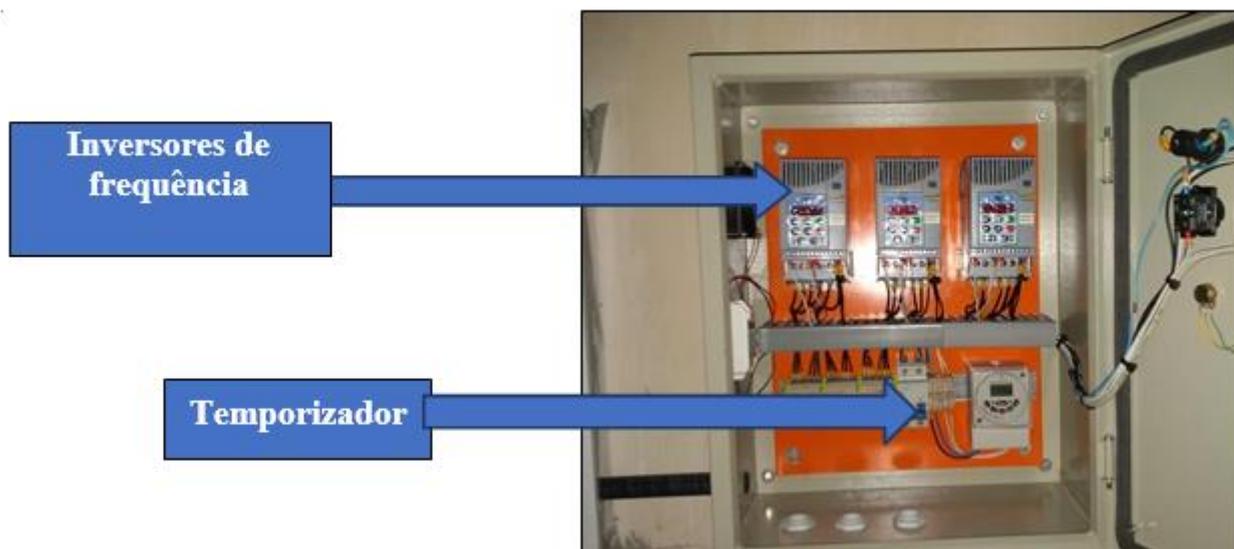


Fonte: a autora (2019)

Evitou-se o aquecimento solar dos motores, através da instalação das caixas tetrapak com a superfície do alumínio voltado para os motores. As caixas foram fixadas com cola no pôster de concreto no tamanho padrão. Este pôster serviu de cobertura às caixinhas e evitou o contato com água da chuva. Fixou-se o pôster com as caixinhas sob a caixa plástica, utilizando um cordão de poster. Esta coberta improvisada apresentou mais de seis meses de durabilidade, gastando-se apenas R\$ 30,00 (R\$ 20,00 - caixa de verduras e R\$ 10,00 – cola) para confeccioná-la.

Os inversores foram instalados na casa de controle, juntamente com um temporizador, os quais são mostrados na Figura A11. Controlava-se a agitação das LATs mediante este temporizador, uma vez que esta era ligada às 6 h da manhã (início da fase clara) e desligada às 18 h (horário do início da fase escura).

Figura A11 - Inversores de frequência e temporizador para controle dos motor-redutores

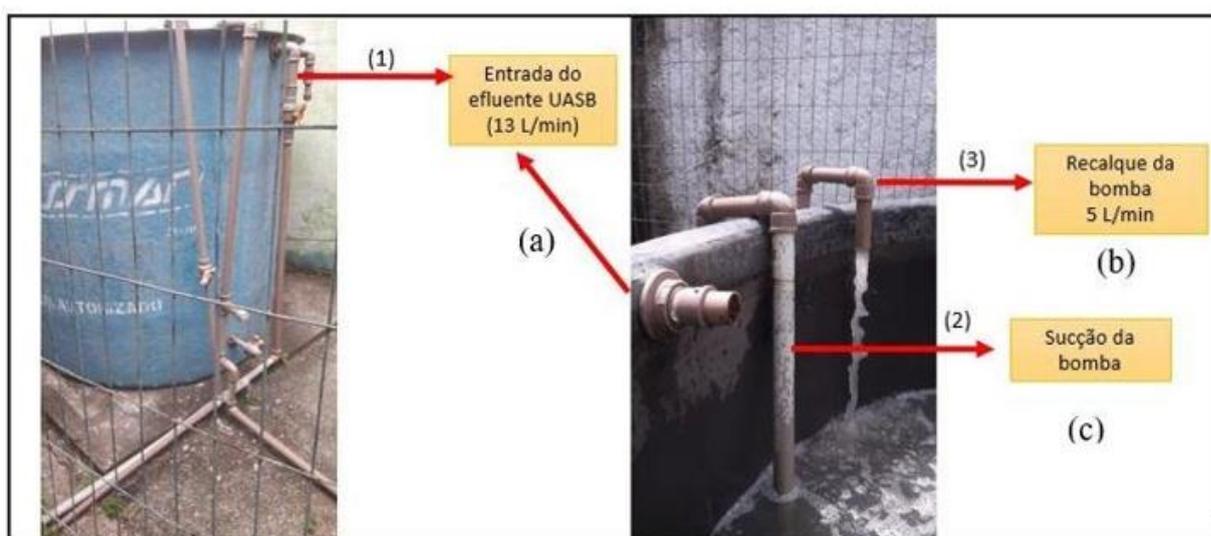


Fonte: a autora (2019)

- Tanque de equalização e caixa de distribuição do afluente

Uma parte do fluxo do efluente do reator UASB foi direcionado por gravidade para um tanque de equalização de 2 m<sup>3</sup>, o qual está ilustrado nas Figuras A12(a), (b) e (c).

Figura A12 - Registro fotográfico da alimentação do afluente: a) Tanque de equalização; (b) tubulação de sucção da bomba; (c) tubulação de recalque da bomba centrífuga utilizada na alimentação da caixa de distribuição das LATs



Fonte: a autora (2019)

Utilizou-se uma bomba centrífuga para transportar o efluente do tanque de equalização até a

caixa de distribuição. A seguir, o afluente seguiu por gravidade para as LATs, como pode ser observado na Figura A13.

Figura A13 - Caixa de distribuição do efluente UASB (afluente das LATs) com destaque para as tubulações da caixa de distribuição: extravasador, saída de AF para LATs por gravidade, entrada do efluente UASB e descarga de fundo



Fonte: a autora (2019)

O dimensionamento da caixa de distribuição foi detalhada na Tabela A5, onde se observa as dimensões das tubulações e alguns acessórios.

Tabela A1 - Dimensionamento para a caixa de distribuição do AF (efluente do UASB)

Volume da caixa	<b>1 m<sup>3</sup></b>
Altura com tampa	0,96 m
Altura sem tampa	0,76 m
Diâmetro com tampa	1,52 m
Diâmetro sem tampa	1,51 m
Diâmetro da base	1,16 m
Diâmetro da tubulação de entrada do esgoto	25 mm (1'')
Diâmetro da tubulação de saída do esgoto	40 mm (1 ½'')
Diâmetro da tubulação do extravasador ladrão (limpeza)	32 mm (1 ¼'')
Registro esfera (entrada do esgoto)	32 mm (1 ¼'')
Registro esfera (saída do esgoto)	1 ¾''
Registro esfera (linha de limpeza)	40 mm (1 ½'')
Tê (linha de limpeza)	40 mm (1 ½'')
Joelho	40 mm (1 ½'')

Peso da caixa sem esgoto	18 kg
Peso da caixa com o esgoto	1018 kg
Altura da caixa de distribuição	1,8 m
Enchimento da caixa acionada por boia	

Tabela A2 – Vazão e carga do esgoto na saída da célula 2 do reator UASB

Vazão do esgoto na saída da célula 2 – reator UASB	$9,36 \pm 0,03 \text{ m}^3/\text{h}$
Carga da saída do esgoto da célula 2 – reator UASB	2,10 m

**APÊNDICE B - TESTES ESTATÍSTICOS PARA OS EXPERIMENTOS 1  
(OPERAÇÃO BATELADA) E 2 (OPERAÇÃO INTERMITENTE)**

Tabela B1 - Teste ANOVA das médias para a remoção de fósforo total para experimento batelada

	Média	Desvio padrão	N	Erro padrão	valor - t	gl	p
LAT30 (%)	72,50	38,91	6	15,88	4,5	5	0,006
LAT50 (%)	46,83	32,27	6	13,18	3,55	5	0,016
LAT70 (%)	34,83	24,99	6	10,20	3,41	5	0,0190

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade

Tabela B2 - Teste de ANOVA para remoção de DQO das LATs no experimento batelada

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância			
LAT30	7	433,74	61,96	581			
LAT50	7	425,48	60,78	559			
LAT70	7	425,09	60,73	847			
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico	
Entre grupos	6,81	2	3,41	0,005	0,99	3,55	
Dentro dos grupos	11923,3	18	662,4				
Total	11930,1	20					

SQ: soma quadrática; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela B3 - Teste t das diferenças entre as radiações – amostras independentes (Fases 1 e 2)

Fase 1 (F1)	Média	Média	valor - t	gl	P	N	N	DP	DP	F-razão	p
Fase 2 (F2)	F1	F2				F1	F2	F1	F2	variância	
LAT30	656	608	0,337	26	0,74	18	10	371	331	1,252	0,753
LAT50	606	675	-0,470	26	0,64	18	10	403	306	1,733	0,404
LAT70	585	738	-1,141	26	0,26	18	10	362	289	1,574	0,495

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B4 - Teste t das diferenças entre o nitrogênio total médias – (Fase 1 e Fase 2)

Fase 1 (F1)	Média	Média	valor - t	gl	p	N	N	DP	DP	F-razão	p
Fase 2 (F2)	F1	F2				F1	F2	F1	F2	variância	
LAT30	9,69	4,51	1,395	27	0,17	23	6	8,93	1,94	21,08	0,003
LAT50	11,1	9,40	0,441	27	0,66	23	6	8,95	3,57	6,28	0,050
LAT70	16,51	22,84	-1,773	27	0,09	23	6	7,98	6,88	1,35	0,806

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B5 - Teste t das diferenças entre o nitrogênio total médias – amostras independentes (Fase 1)

Fase 1 (F1)	Média 1	Média 2	valor -t	gl	p	N1	N2	DP1	DP2	F-razão variância	p
LAT30 e LAT50	9,69	11,1	-0,52	4	0,61	23	23	8,93	8,95	1,00	0,99
LAT30 e LAT70	9,69	16,5	-2,73	4	0,01	23	23	8,93	7,98	1,25	0,60
LAT50 e LAT70	11,06	16,51	-2,18	4	0,04	23	23	8,95	7,9	1,26	0,60

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B6 - Teste t das diferenças entre o nitrogênio total médias (Fase 2)

Fase 2 (F2)	Média 1	Média 2	valor -t	gl	p	N1	N2	DP1	DP2	F-razão variância	p
LAT30 LAT50	4,51	9,40	2,95	10	0,02	6	6	1,94	3,57	3,37	0,21
LAT30 LAT70	4,51	22,84	6,28	10	0,00	6	6	1,94	6,88	12,5	0,02
LAT50 LAT70	9,40	22,84	4,25	10	0,00	6	6	3,57	6,88	3,71	0,18

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B7 - Teste t das diferenças entre a remoção de nitrogênio amoniacal médias (Fase 1)

Fase 1	Média 1	Média 2	valor -t	gl	p	N1	N2	DP1	DP2	F-razão variância	p
LAT30 LAT50	72	67	0,623	44	0,536	23	23	29	28	1,011	0,979
LAT30 LAT70	72	38	4,068	44	0,000	23	23	28	29	1,104	0,818
LAT50 LAT70	67	38	3,471	44	0,002	23	23	28	29	1,116	0,800

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B8 - Teste t das diferenças entre a remoção de nitrogênio amoniacal médias (Fase 2)

Fase 2	Média 1	Média 2	valor -t	gl	p	N1	N2	DP1	DP2	F-razão variância	p
LAT30 LAT50	90	73	2,663	10	0,023	6	6	5,8	15	6,249	0,065
LAT30 LAT70	90	19	6,458	10	0,000	6	6	5,8	26	20,602	0,005
LAT50 LAT70	73	19	4,409	10	0,001	6	6	15	26	3,296	0,216

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão; Fonte: a autora, 2022

Tabela B9 – Teste das médias para o oxigênio dissolvido na fase 1

Fase 1	Média	DP	N	Erro padrão	valor de t	gl	p
LAT30	10,75	3,66	29	0,68	15,83	28	0,000
LAT50	7,54	3,34	29	0,62	12,14	28	0,000
LAT70	4,42	3,98	29	0,74	5,98	28	0,000

N: número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão  
Fonte: a autora, 2022

Tabela B10 – Teste das médias para OD na fase 2

Fase 2	Média	DP	N	Erro padrão	valor de t	gl	p
LAT30-F2	13,55	2,2	10	0,71	0,00	18,97	9
LAT50-F2	9,7	2,74	10	0,87	0,00	11,24	9
LAT70-F2	2,4	3,10	10	0,98	0,00	2,49	9

N : número de amostras; gl: graus de liberdade; p: probabilidade; DP: desvio padrão  
Fonte: a autora, 2022

### APÊNDICE C - TESTES ESTATÍSTICOS PARA O PERFIL NICTIMERAL (FASE 1)

Tabela C1 – ANOVA para OD nas LATs operadas a profundidades de 30, 50 e 70 cm e valor de F

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	65,93	8,24	41,78		
LAT50	8	44,58	5,57	21,95		
LAT70	8	26,25	3,28	10,79		
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F calculado	valor-P	F crítico
Entre grupos	98,6	2	49,30	1,98	0,16	3,47
Dentro dos grupos	521,6	21	24,80			
<b>Total</b>	<b>620,2</b>	<b>23</b>				

OD: oxigênio dissolvido; SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C2 - ANOVA para temperatura nas LATs a profundidades de 30, 50 e 70 cm e valor de F

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	218,2	27,28	3,49		
LAT50	8	217,8	27,23	1,58		
LAT70	8	216,7	27,09	0,90		
Fonte da variação	SO	gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,15	2	0,08	0,04	0,96	3,47
Dentro dos grupos	41,76	21	1,99			
<b>Total</b>	<b>41,91</b>	<b>23</b>				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C3 - ANOVA para o pH nas LATs a profundidades de 30, 50 e 70 cm e valor de F

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	66,69	8,34	0,50		
LAT50	8	62,13	7,77	0,30		
LAT70	8	60,23	7,53	0,06		
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,76	2	1,38	4,80	0,02	3,47
Dentro dos grupos	6,02	21	0,29			
<b>Total</b>	<b>8,78</b>	<b>23</b>				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C4 - Teste de Tukey para as medições da profundidade do desaparecimento do disco de *Secchi*

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p	Observação
LAT30 e LAT50	3,25	2,54	ns	iguais
LAT30 e LAT70	7,37	5,76	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	4,12	3,22	ns	iguais

LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; p: probabilidade; Q: valor do teste; Fonte: a autora, 2022

Tabela C5 - Análise de variância para a DQO solúvel das lagoas de alta taxa operadas a 30, 50 e 70 cm de profundidades

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância
LAT30	8	418,9	52,36	40,59
LAT50	8	325,4	40,67	10,69
LAT70	8	419,6	52,45	53,40

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	734,7	2	367,3	10,53	0,0007	3,47
Dentro dos grupos	732,8	21	34,90			

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C6 – Análise de variância para o nitrogênio amoniacal nas lagoas de alta taxa operadas a profundidades de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância
LAT30	8	27,97	3,50	1,50
LAT50	8	26,78	3,35	2,61
LAT70	8	105,7	13,2	0,67

Fonte da variação	SO	gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	511,2	2	255,6	160,3	1,92E- 13	3,47
Dentro dos grupos	33,50	21	1,595			
Total	544,7	23				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C7 - Análise de variância para o nitrogênio total nas lagoas de alta taxa operadas a profundidades de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	58,06	7,26	0,46		
LAT50	8	57,69	7,21	1,29		
LAT70	8	131,1	16,38	1,85		
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	446,3	2	223,2	186,4	4,3E-14	3,47
Dentro dos grupos	25,15	21	1,20			
<b>Total</b>	<b>471,4</b>	<b>23</b>				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C8 - Análise de variância para o perfil de nitrogênio na forma de nitrato para lagoas de alta taxa operadas a profundidades de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	11,06	1,38	0,74		
LAT50	8	11,20	1,40	0,97		
LAT70	8	0,76	0,10	0,01		
Fonte da variação	SO	gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	8,96	2	4,48	7,80	2,92E-3	3,47
Dentro dos grupos	12,06	21	0,57			
<b>Total</b>	<b>21,02</b>	<b>23</b>				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C9 - Análise de variância para o perfil de nitrogênio na forma de nitrito para lagoas de alta taxa operadas a profundidades de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	8,50	1,06	0,28		
LAT50	8	8,28	1,04	0,0		
LAT70	8	3,39	0,42	0,61		
Fonte da variação	SO	Gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	2,09	2	1,04	3,4	0,05	3,47
Dentro dos grupos	6,38	21	0,30			
<b>Total</b>	<b>8,47</b>	<b>23</b>				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C10 - Análise de variância para a concentração de clorofila-a nas LATs de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	6407,4	800,9	113908		
LAT50	8	10705,3	1338,2	91659		
LAT70	8	3734,8	466,9	17068		
Fonte da variação	SO	Gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3092041	2	1546021	20,83	1,03E-05	3,47
Dentro dos grupos	1558446	21	74211,73			
Total	4650487	23				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C11 - Teste de Tukey para a concentração total de clorofila-a nas LATs de 30, 50 e 70 cm

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p	Observação
LAT30 e LAT50	537,3	5,58	< 0,01	diferentes
LAT30 e LAT70	333,9	3,46	ns	iguais
LAT50 e LAT70	871,1	9,04	< 0,01	diferentes

p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Q: valor do teste ; Fonte: a autora, 2022

Tabela C12 – Análise de variância para concentrações de fósforo nas LATs de 30, 50 e 70 cm

Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
LAT30	8	4,45	0,56	0,23		
LAT50	8	4,40	0,55	0,04		
LAT70	8	11,64	1,45	0,68		
Fonte da variação	SO	gl	MO	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4,34	2	2,17	6,83	5,20E-3	3,47
Dentro dos grupos	6,67	21	0,32			
Total	11,0	23				

SQ: soma dos quadrados; MQ: média quadrática; gl: graus de liberdade; P: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C13 - Teste de Tukey para carga mássica de DQO no AF e nas LATs de 30, 50 e 70 cm

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p
LAT30 e LAT50		190	1,74 ns
LAT30 e LAT70		427	3,92 < 0,05
LAT50 e LAT70		237	2,18 ns

AF: afluyente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C14 - Análise de variância para a carga orgânica volumétrica no AF e LATs de 30, 50 e 70 cm

Fonte de variação	Graus de liberdade	SQ	QM
Tratamentos	2	14200	710,9
Erro	21	118000	5600
Valor de F	0,13		
Fcrítico	3,46		
p	0,88		

p: probabilidade; AF: afluente; SQ: soma quadrática; QM: média quadrática; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C15 - Teste de Tukey para alcalinidade total no EF das LATs de 30, 50 e 70 cm

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p	observação
LAT30 e LAT50	6,12	1,96	ns	iguais
LAT30 e LAT70	58,25	18,68	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	52,12	16,72	< 0,01	diferentes

EF: efluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C16 - Teste de Tukey para as concentrações de nitrogênio amoniacal das LATs de 30, 50 e 70 cm

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p	Observação
LAT30 e LAT50	0,15	0,33	ns	iguais
LAT30 e LAT70	9,71	21,55	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	9,86	21,89	< 0,01	diferentes

EF: efluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C17 - Teste de Tukey para as remoções de nitrogênio amoniacal nas LATs de 30, 50 e 70 cm

LAGOAS	Diferença entre as médias	Valor de Q	p	Observação
LAT30 e LAT50	0,87	0,32	ns	iguais
LAT30 e LAT70	59,12	21,89	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	60,00	22,22	< 0,01	diferentes

EF: efluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C18 - Teste de Tukey para concentrações de nitrogênio orgânico das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	0,19	0,54	ns	iguais
LAT30 e LAT70	1,33	3,81	< 0,05	diferentes
LAT50 e LAT70	1,14	3,28	<ns	iguais

EF: efluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C19 - Teste de Tukey para concentrações de nitrogênio total das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30e LAT50	0,05	0,12	ns	iguais
LAT30 e LAT70	9,12	23,58	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	9,17	23,70	< 0,01	diferentes

EF: efluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C20 – ANOVA para concentração de nitrogênio da amônia livre das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>Fonte de variação</b>	<b>gl</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>
Tratamentos	2	1,24	0,619
Erro	21	4,23	0,202
Valor de F	3,07		
Fcrítico	3,46		
p	0,07		

gl: graus de liberdade; SQ: soma quadrática; QM: média quadrática. LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C21 - Teste de Tukey para cargas de nitrogênio total no AF das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	13,2	4,60	< 0,05	diferentes
LAT30 e LAT70	29,7	10,35	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	16,5	5,75	< 0,01	diferentes

AF: afluente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C22 - Teste de Tukey para as concentrações de fósforo no EF das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	0,01	0,04	ns	iguais
LAT30 e LAT70	0,90	4,52	< 0,05	diferentes
LAT50 e LAT70	0,91	4,55	< 0,05	diferentes

EF: afluyente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C23 - Teste de Tukey para as remoções de fósforo no EF das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	0,25	0,03	ns	iguais
LAT30 e LAT70	33,08	4,51	< 0,05	diferentes
LAT50 e LAT70	33,34	4,54	< 0,05	diferentes

EF: afluyente; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade  
Fonte: a autora, 2022

Tabela C24 - Teste de Tukey para as cargas de fósforo (g PT.d<sup>-1</sup>) no AF das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	1,63	5,21	<0,01	diferentes
LAT30 e LAT70	3,66	11,72	< 0,01	diferentes
LAT50 e LAT70	2,04	6,52	< 0,01	diferentes

AF: afluyente; p: probabilidade; p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C25 - Análise de variância para os sólidos suspensos totais das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>FONTE DE VARIAÇÃO</b>	<b>gl</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>
Tratamentos	2	31500	157000
Erro	21	96300	4580
Valor de F	3,43		
Fcrítico	3,46		
p	0,0501		

gl: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; QM: media quadrática; ; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C26 - Análise de variância para os sólidos suspensos fixos das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>FONTE DE VARIAÇÃO</b>	<b>gl</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>
Tratamentos	2	3380	1690
Erro	21	24700	1170
Valor de F	1,43		
Fcrítico	3,46		
p	0,26		

gl: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; QM: media quadrática; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; Fonte: a autora, 2022

Tabela C27 - Teste de Tukey para concentrações de SSV das LATs de 30, 50 e 70 cm

<b>LAGOAS</b>	<b>Diferença entre as médias</b>	<b>Valor de Q</b>	<b>p</b>	<b>Observação</b>
LAT30 e LAT50	2	0,13	ns	iguais
LAT30 e LAT70	59,5	3,73	< 0,05	diferentes
LAT50 e LAT70	57,5	3,61	< 0,05	diferentes

p: probabilidade; LAT30, LAT50 e LAT70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; SSV: sólidos suspensos voláteis; Fonte: a autora, 2022

**APÊNDICE D - REGISTRO FOTOGRÁFICO DAS OBRAS NA ETE MANGUEIRA  
PARA INSTALAÇÃO DAS LATS**

Figura D1 – Fotografia do andamento das obras da sala de controle



Fonte: a autora (2018)

Figura D2 – Fotografia do andamento das obras no pátio da ETE-Mangueira



Fonte: a autora (2018)

Figura D3 – Fotografia do andamento das obras na sala de controle dos inversores e motores



Fonte: a autora (2018)

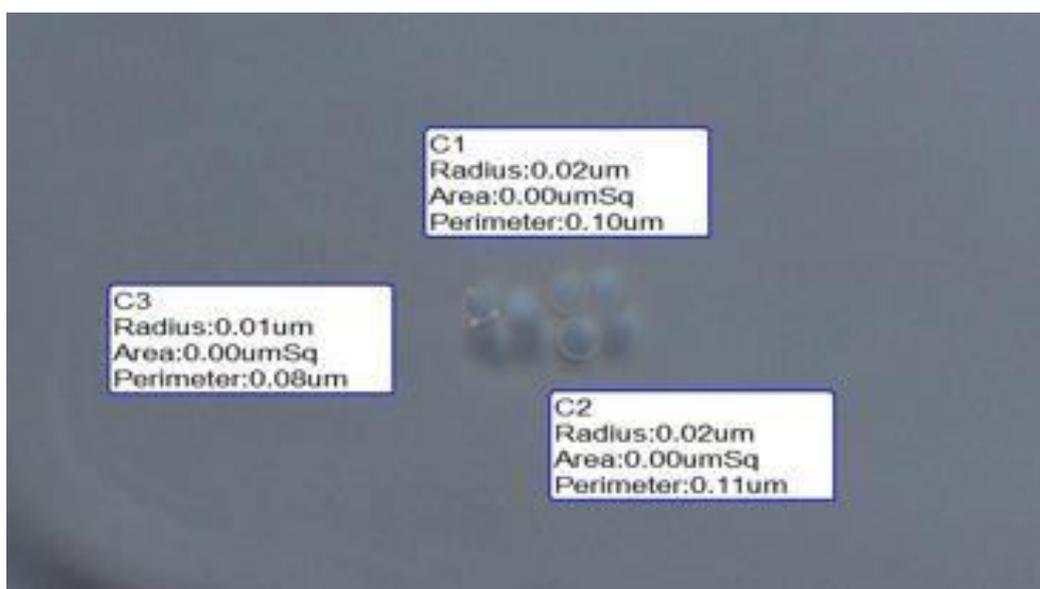
**APÊNDICE E - REGISTRO FOTOGRÁFICO DO FITOPLÂNCTON  
ENCONTRADO NAS LAGOAS DE ALTA TAXA DURANTE A OPERAÇÃO  
INTERMITENTE**

Figura E1 –*Merismopedia* sp. encontrada na LAT70 após mudança de fase com 168 dias de operação



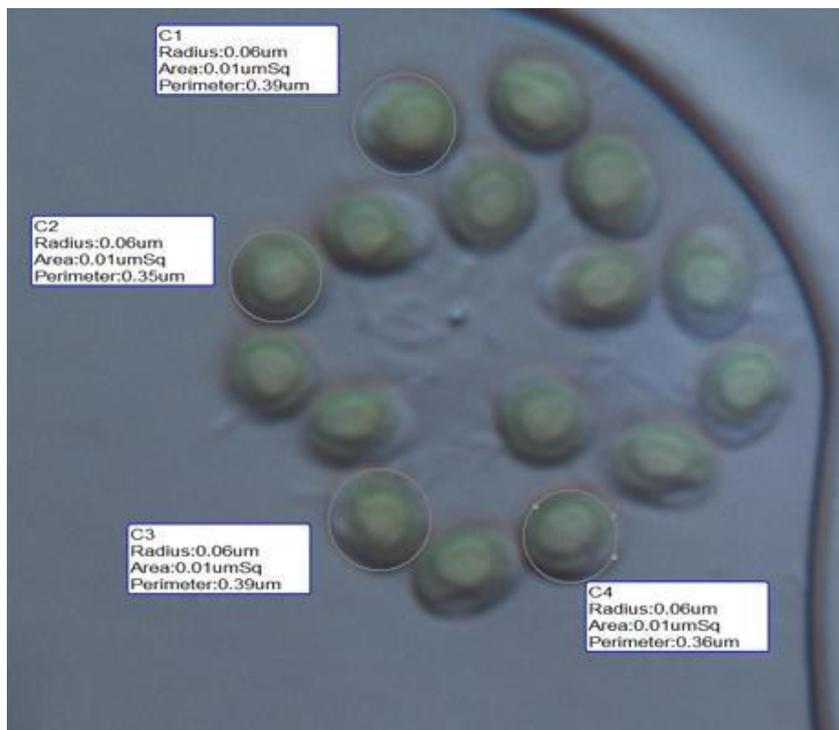
Fonte: a autora (2022)

Figura E2 - *Merismopedia* sp. de diâmetro celular (2 e 4  $\mu\text{m}$ ) identificada na LAT30 após 193 dias de operação (fase 2)



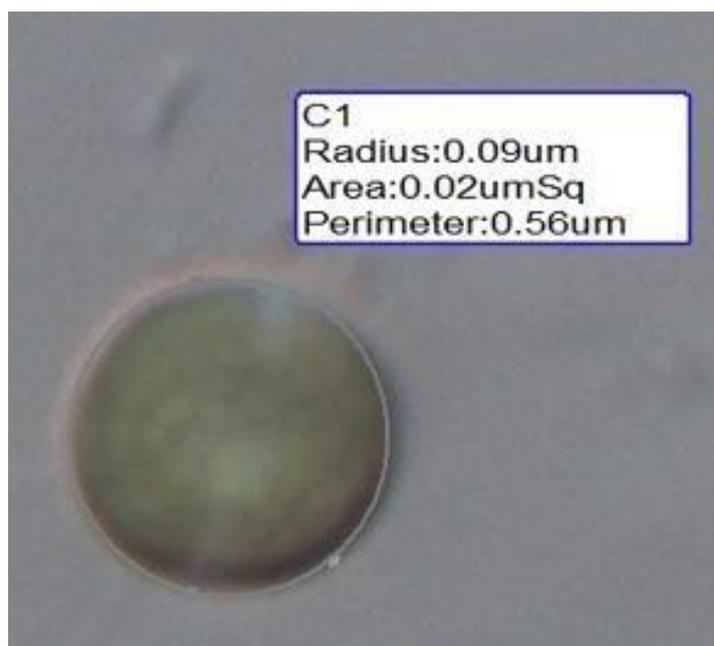
Fonte: a autora (2022)

Figura E3- *Dictyosphaerium* sp. com 16 células e diâmetro celular (14  $\mu\text{m}$ ) identificada na LAT30 após 193 dias de operação (fase 2)



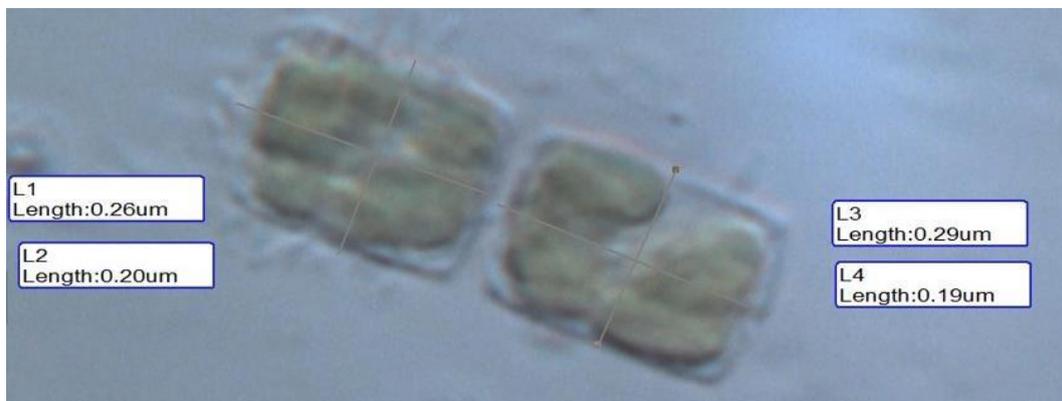
Fonte: a autora (2022)

Figura E4- *Chlorella* sp. na LAT30 com diâmetro celular (18  $\mu\text{m}$ ) com 193 dias de operação (fase 2)



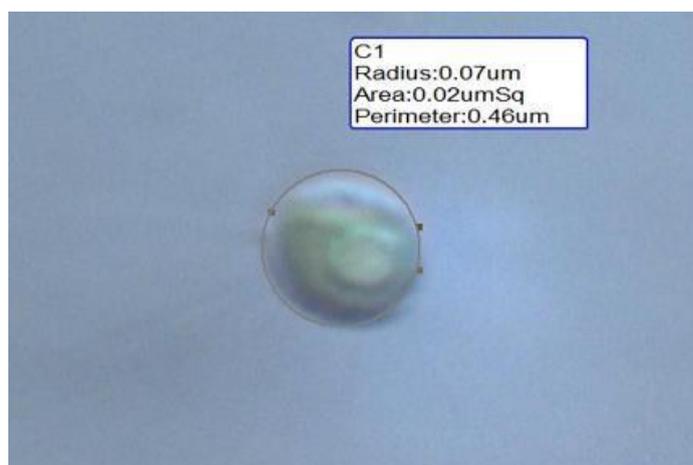
Fonte: a autora (2022)

Figura E5 – *Melosira* sp. com altura (26 e 29  $\mu\text{m}$ ) e diâmetro de (19 e 20 $\mu\text{m}$ ) identificada na LAT30 com 193 dias de operação (fase 2)



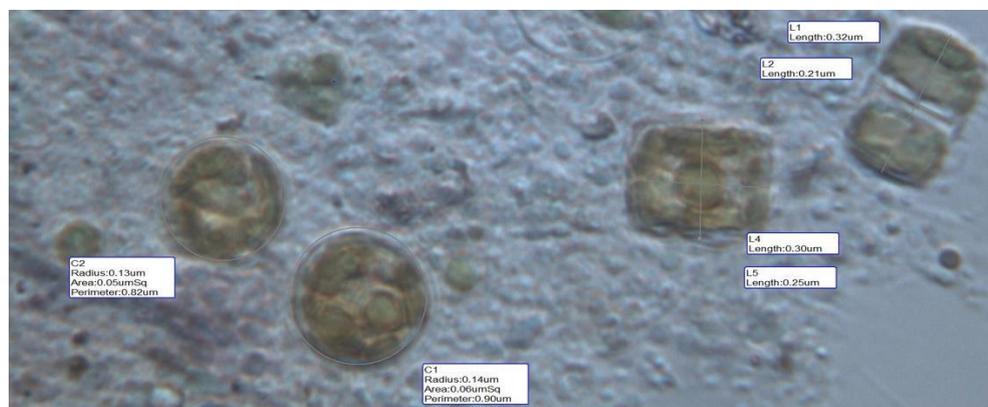
Fonte: a autora (2022)

Figura E6 – *Golenkinia* sp. de diâmetro celular (14 $\mu\text{m}$ ) na LAT30 com 193 dias de operação (fase 2)



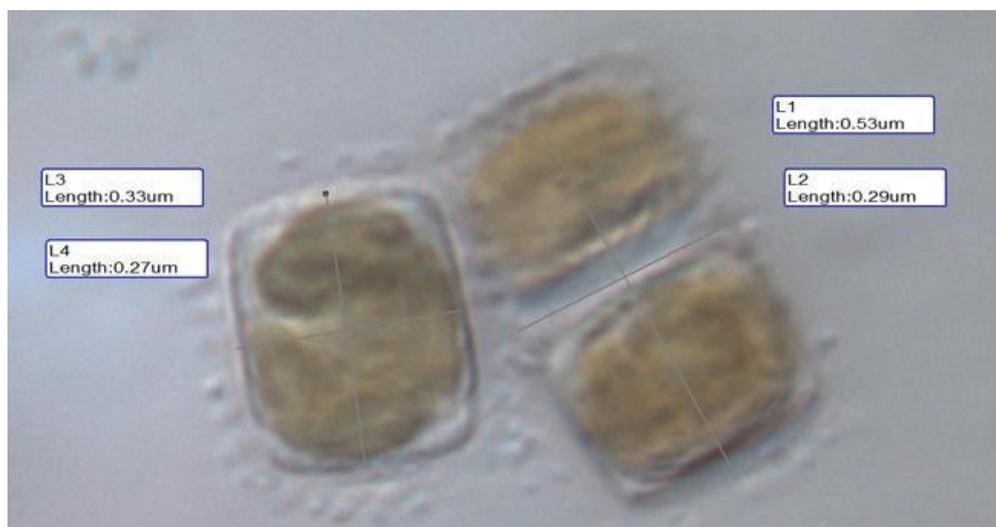
Fonte: a autora (2022)

Figura E7 – *Cyclotella* sp1 e sp2 de diâmetro celular (14 e 26  $\mu\text{m}$ ) e *Melosira* sp. de altura (30 e 32  $\mu\text{m}$ ) e diâmetro celular (21 e 25  $\mu\text{m}$ ) identificadas na LAT30 após 193 dias de operação (fase 2)



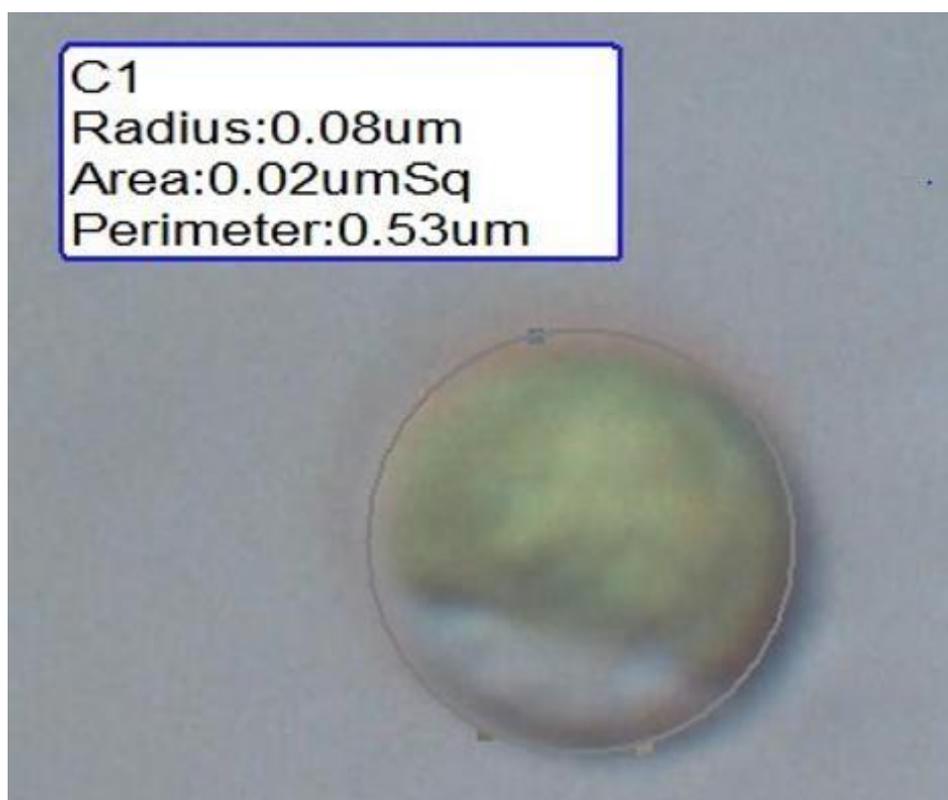
Fonte: a autora (2022)

Figura E8 – *Melosira* sp. com altura (33 e 53 $\mu$ m) e largura (27 e 29 $\mu$ m) para LAT50 com 193 dias de operação (fase 2)



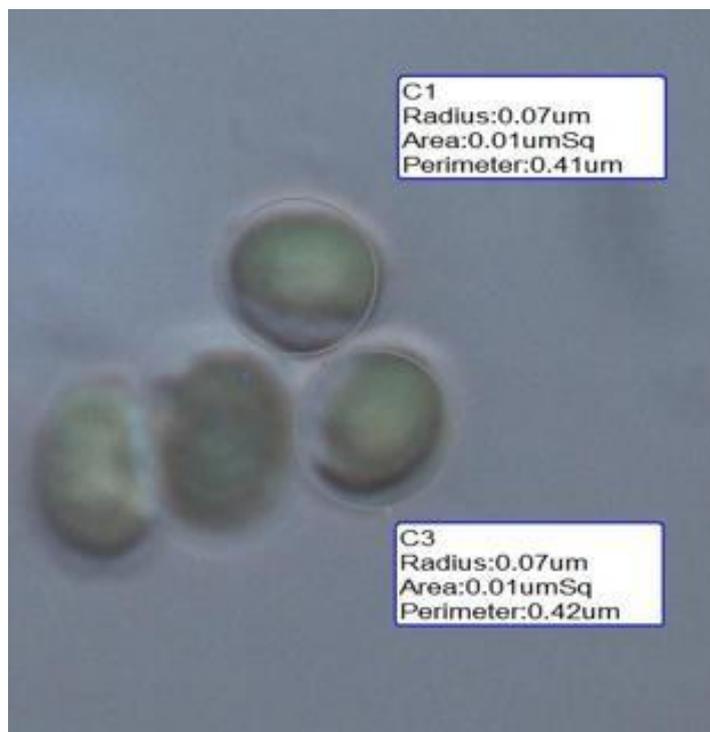
Fonte: a autora (2022)

Figura E9 – *Chorella* sp. com diâmetro celular de 16  $\mu$ m foi encontrada na LAT50 com 193 dias de operação (fase 2)



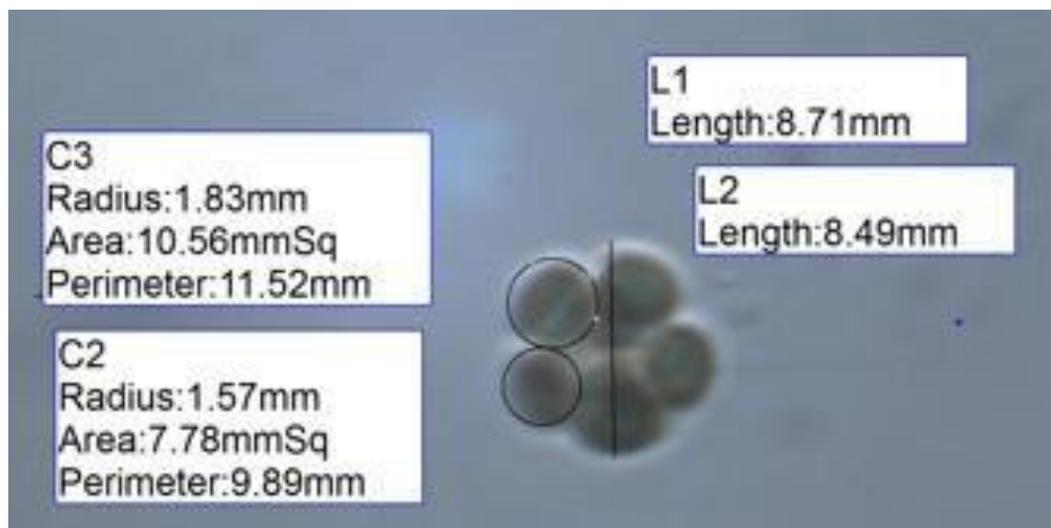
Fonte: a autora (2022)

Figura E10 – *Dictyosphaerium* sp. com quatro células e diâmetro celular (14  $\mu\text{m}$ ) identificada ao final da operação (200 dias) na LAT50



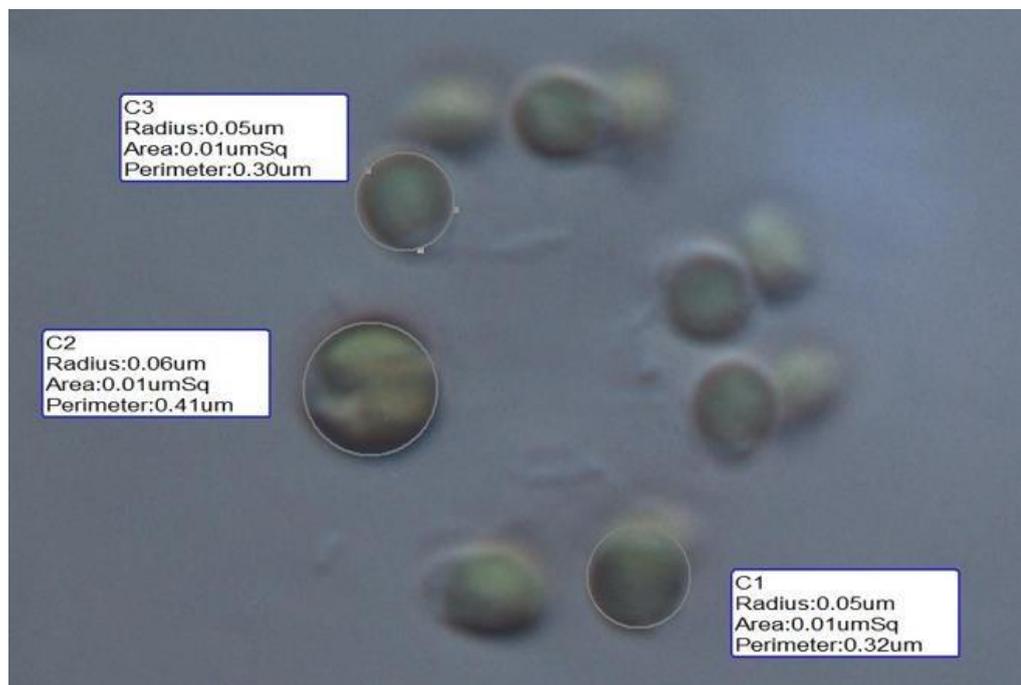
Fonte: a autora (2022)

Figura E11 - *Dictyosphaerium* sp. com oito células e diâmetro celular (3,2 e 3,9  $\mu\text{m}$ ) de tamanho (8,49 e 8,71  $\mu\text{m}$ ) identificada ao final da operação (200 dias) na LAT50



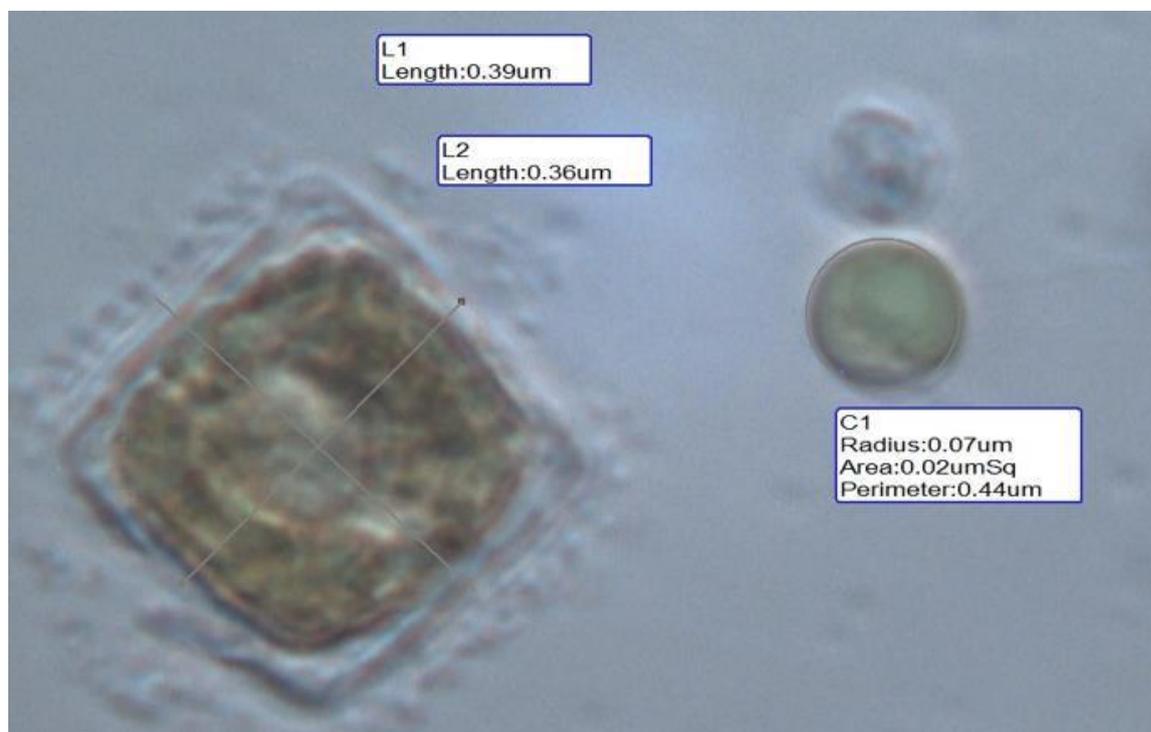
Fonte: a autora (2022)

Figura E12 - *Dictyosphaerium* sp. com 16 células e diâmetro celular (10 e 12  $\mu\text{m}$ ) identificada ao final da operação (200 dias) na LAT50



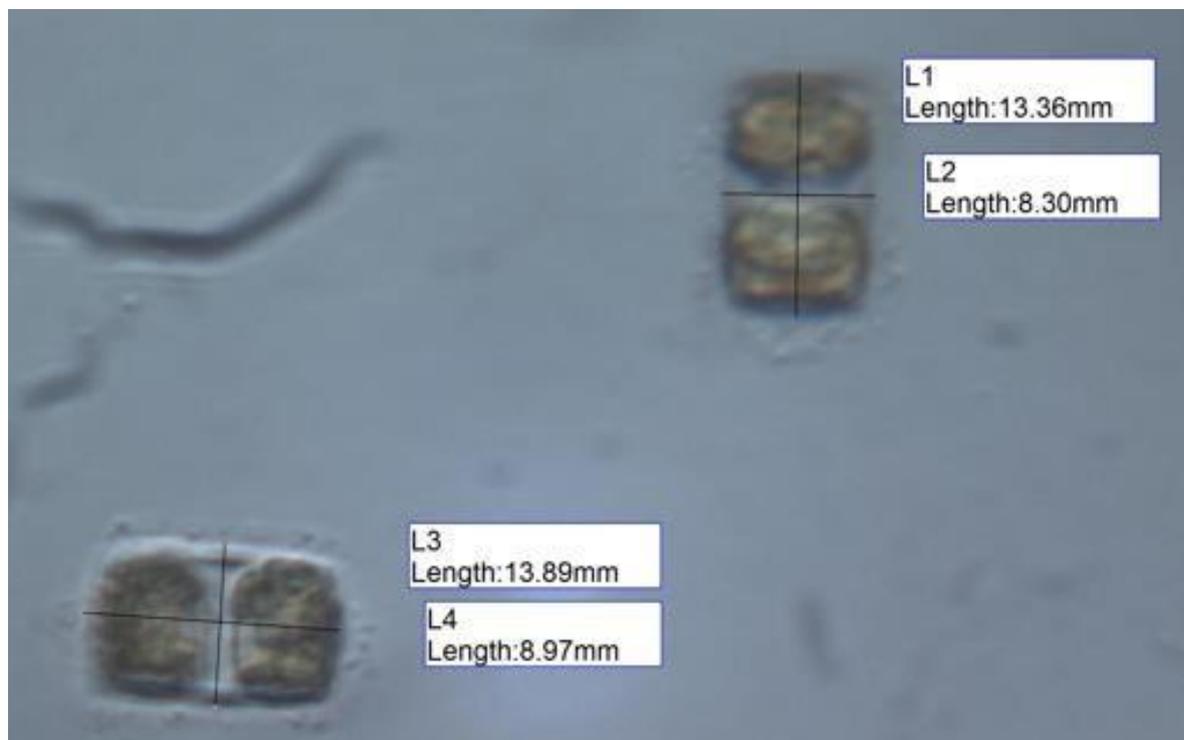
Fonte: a autora (2022)

Figura E13 – À esquerda *Cyclotella* sp2. com comprimento 1 (39  $\mu\text{m}$ ) e largura (36  $\mu\text{m}$ ) identificada ao final da operação (200 dias) na LAT50 e à direita *Chlorella* sp. com diâmetro celular (14  $\mu\text{m}$ )



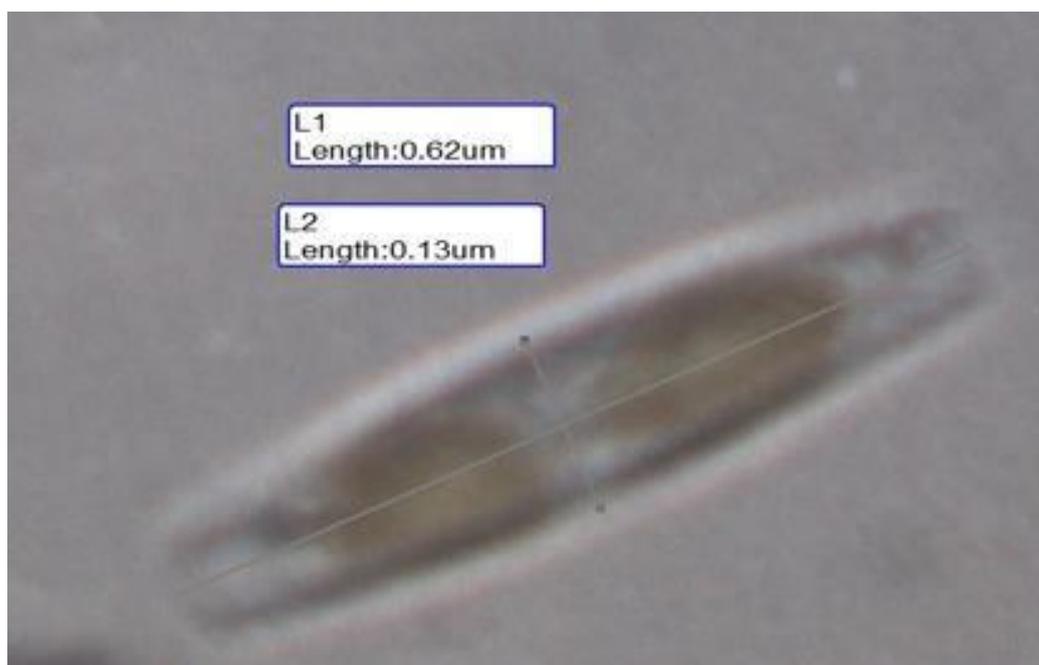
Fonte: a autora (2022)

Figura E14 – *Melosira* sp. com dimensões de comprimento (13,89 e 13,16  $\mu\text{m}$ ) e largura (8,30 e 8,97  $\mu\text{m}$ ) identificada ao final da operação (200 dias) na LAT50



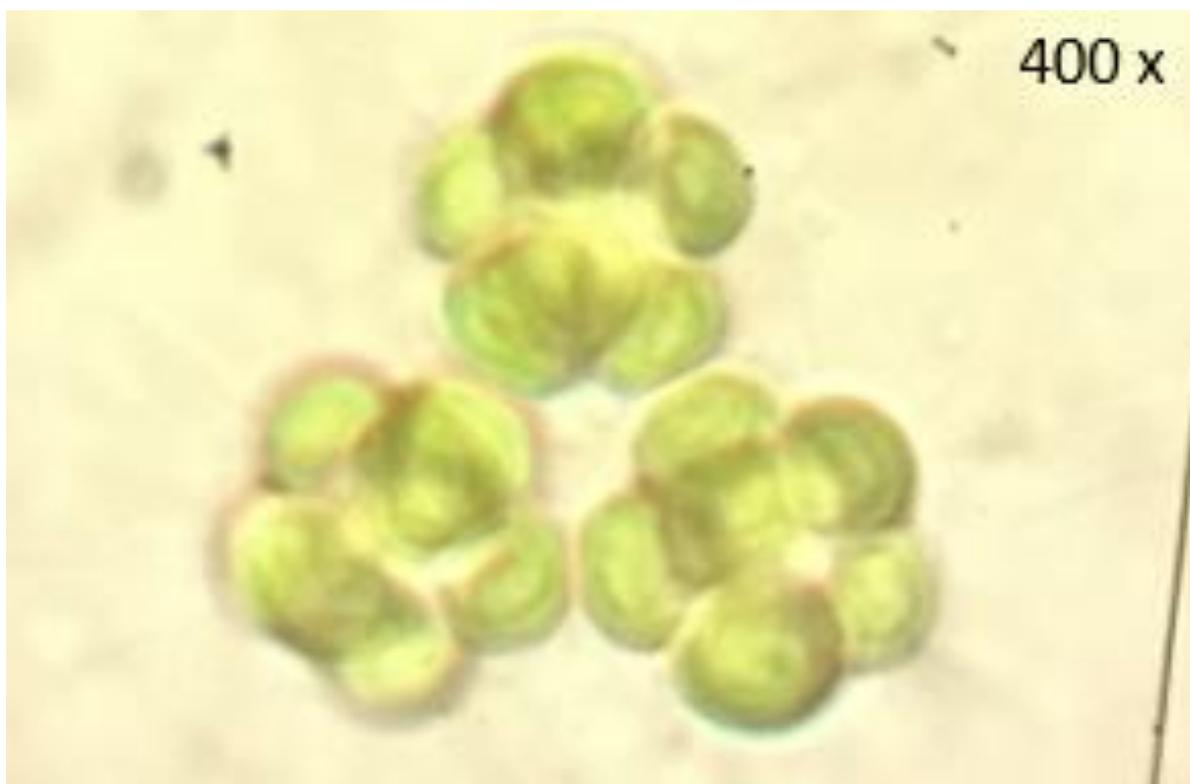
Fonte: a autora (2022)

Figura E15- Espécie não definida com comprimento (62  $\mu\text{m}$ ) e largura (13  $\mu\text{m}$ ) encontrada na LAT70 com 200 dias de operação (final da fase 2)



Fonte: a autora (2022)

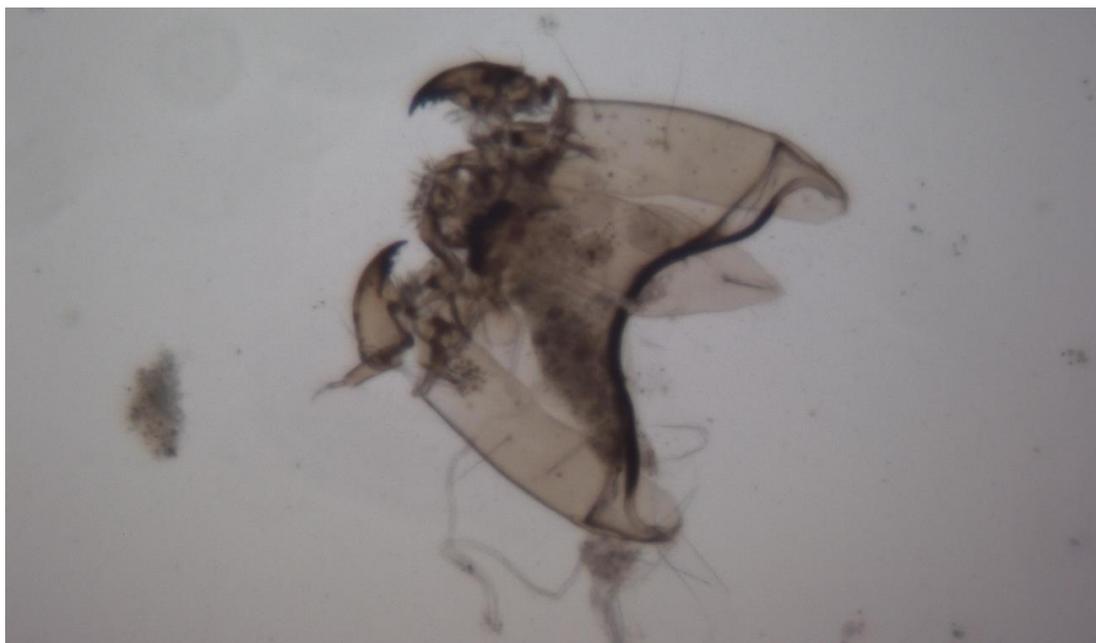
Figura E16 – *Micractinium* sp. encontrada nas LATs durante operação intermitente (fase 1)



Fonte: a autora, 2022

**APÊNDICE F - REGISTRO FOTOGRÁFICO DOS PREDADORES E  
BIOINDICADORES DA NITRIFICAÇÃO ENCONTRADO NAS LAGOAS DE  
ALTA TAXA DURANTE A OPERAÇÃO INTERMITENTE**

Figura F1 – Predador sem espécie definida (não identificado) presente na LAT30 com 168 dias de operação (primeira coleta após mudar da fase 1 para fase 2) – aumento de 10x



Fonte: a autora (2022)

Figura F2 - Larva do inseto aquático do gênero *Chironomus* sp. (bioindicador da nitrificação) encontrado na LAT30, LAT50 e LAT70 com 85, 97 e 104 dias de operação

Fonte: a autora (2022)

Figura F3 – Fotografia da larva de inseto encontrada nas LATs com 104 e 115 dias de operação



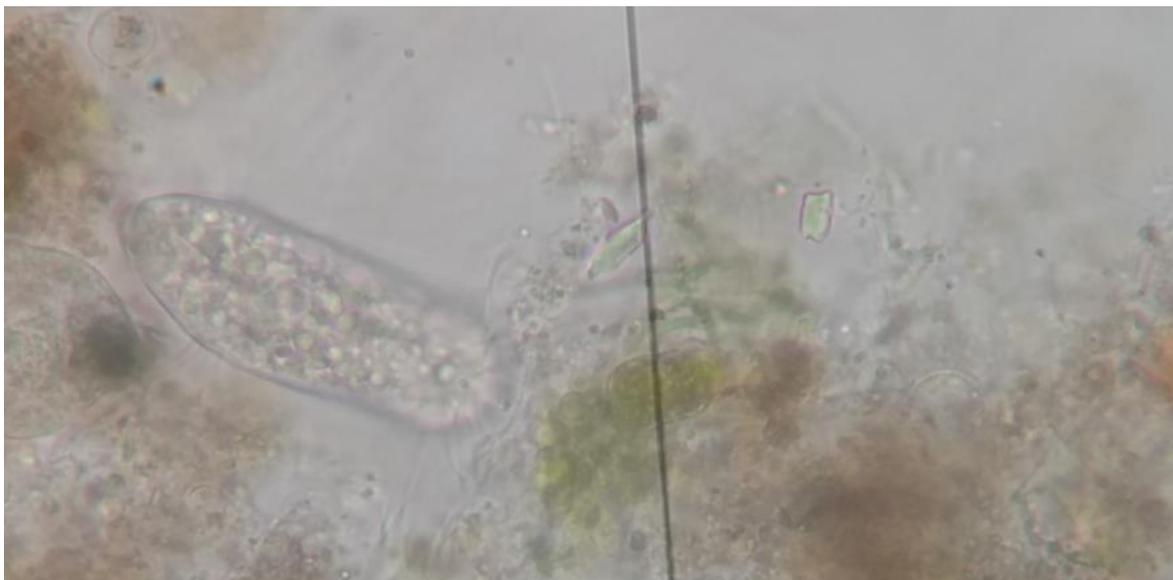
Fonte: a autora (2022)

Figura F4 – *Philodina* sp. tipo de zooplâncton identificado na LAT30



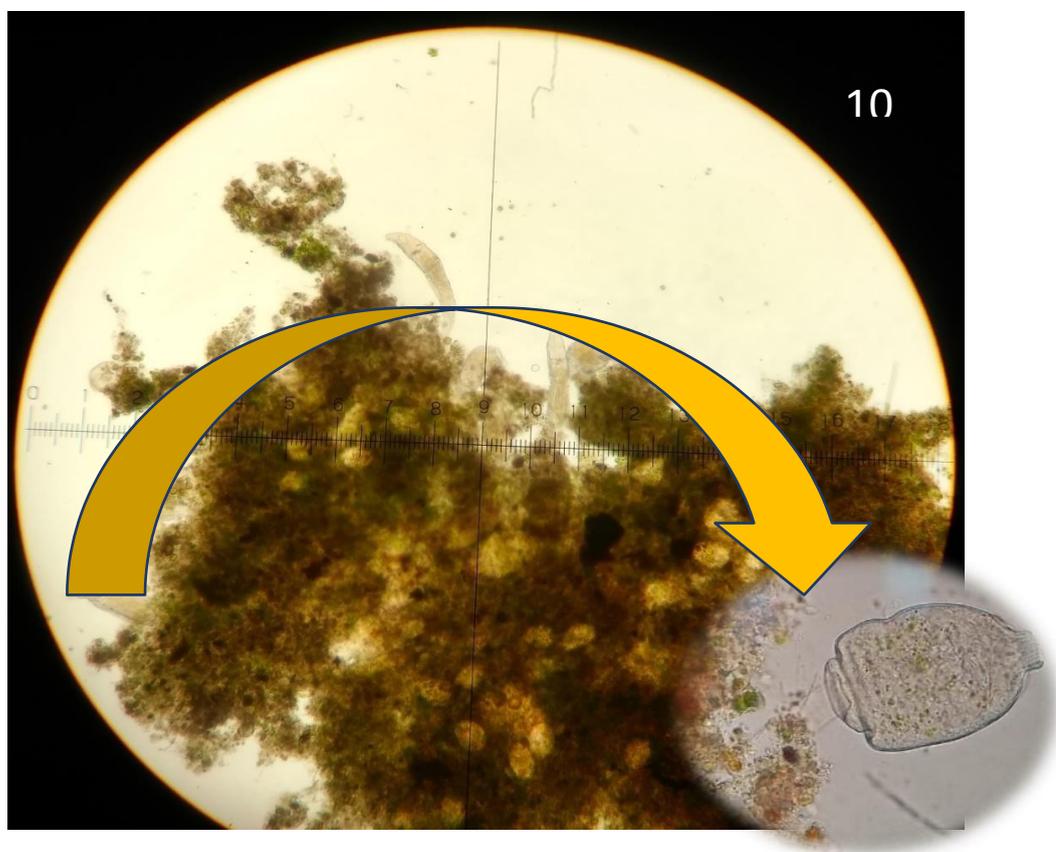
Fonte: a autora (2022)

Figura F5 – *Sytlonychia* sp. um tipo de predador encontrado na LAT30 e LAT50



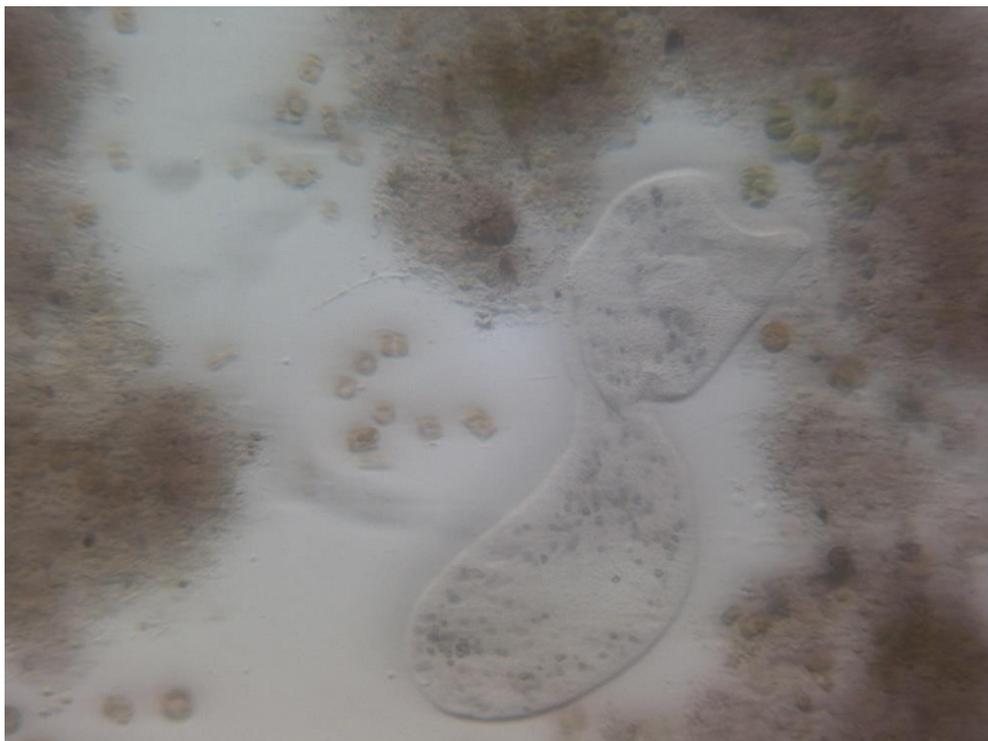
Fonte: a autora (2022)

Figura F6 – Presença de predadores rotífero (*Philodina* sp.) na biomassa algal identificada após 47 dias de operação nas LATs mais rasas (LAT30 e LAT50)



Fonte: a autora (2022)

Figura F7 – *Ameba* sp. encontrado na LAT30 com 200 dias de operação



Fonte: a autora (2022)

## APÊNDICE G - RESULTADOS DO TESTE DE SHAPIRO-WILK PARA AVALIAR A NORMALIDADE DOS DADOS DO EXPERIMENTO 2

Figura G1- Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de NTK entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 30 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro Wilk $W=0,78$ e $p < 0,018$			
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC	%TCUM
1,00<x<=2,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0
2,00<x<=3,00	1	1	12,5	12,5	3,5	3,4
3,00<x<=4,00	5	6	62,5	75,0	17,2	20,7
4,00<x<=5,00	1	7	12,5	87,5	3,5	24,1
5,00<x<=6,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
6,00<x<=7,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
7,00<x<=8,00	1	8	12,5	100,0	3,5	27,6
Perdas	21	29	262,5		72,4	100,0

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos ; %TCUM: percentual total de cumulativos; Fonte: a autora, 2022

Figura G2 - Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de NTK entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 50 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro Wilk $W=0,92$ e $p < 0,42$			
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC	%TCUM
0,00<x<=1,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0
1,00<x<=2,00	1	1	12,5	12,5	3,45	3,4
2,00<x<=3,00	0	1	0,0	12,5	0,00	3,4
3,00<x<=4,00	1	2	12,5	25,0	3,45	6,9
4,00<x<=5,00	4	6	50,0	75,0	13,79	20,7
5,00<x<=6,00	0	6	0,0	75,0	0,00	20,7
6,00<x<=7,00	1	7	12,5	87,5	3,45	24,1
7,00<x<=8,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
8,00<x<=9,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
9,00<x<=10,00	1	8	12,5	100,0	3,45	27,6
Perdas	21	29	262,5		72,41	100,0

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos ; %TCUM: percentual total de cumulativos; Fonte: a autora, 2022

Figura G3 - Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de NTK entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 70 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro-Wilk W = 0,95, p = 0,75			
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC	%TCUM
0,00<x<=2,00	0	0	0,0	0,0	0,00	0,0
2,00<x<=4,00	1	1	12,5	12,5	3,45	3,4
4,00<x<=6,00	0	1	0,0	12,5	0,00	3,4
6,00<x<=8,00	1	2	12,5	25,0	3,45	6,9
8,00<x<=10,0	3	5	37,5	62,5	10,34	17,2
10,0<x<=12,0	2	7	25,0	87,5	6,90	24,1
12,0<x<=14,0	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
14,0<x<=16,0	1	8	12,5	100,0	3,45	27,6
Perda	21	29	262,5	-	72,41	100,0

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos; %TCUM: percentual total de cumulativos; Fonte: a autora, 2022

Figura G4 - Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 30 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro-Wilk W = 0,66, p = 0,001			
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC	%TCUM
0,00<x<=1,00	1	1	12,5	12,5	3,45	3,4
1,00<x<=2,00	4	5	50,0	62,5	13,79	17,2
2,00<x<=3,00	2	7	25,0	87,5	6,90	24,1
3,00<x<=4,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
4,00<x<=5,00	0	7	0,0	87,5	0,00	24,1
5,00<x<=6,00	1	8	12,5	100,0	3,45	27,6
Perdas	21	29	262	-	72,4	100

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos; %TCUM: percentual total de cumulativos; ; Fonte: a autora, 2022

Figura G5 - Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de  $N-NH_4^+$  entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 50 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro-Wilk $W=0,96$ , $p=0,86$		
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC
-1,00<x<=0,00	1	12,5	12,5	3,45	3,4
0,00<x<=1,00	2	12,5	25,0	3,45	6,9
1,00<x<=2,00	3	12,5	37,5	3,45	10,3
2,00<x<=3,00	4	12,5	50,0	3,45	13,8
3,00<x<=4,00	6	25,0	75,0	6,90	20,7
4,00<x<=5,00	7	12,5	87,5	3,45	24,1
5,00<x<=6,00	7	0,0	87,5	0,00	24,1
6,00<x<=7,00	8	12,5	100,0	3,45	27,6
Perdas	29	262,5	-	72,41	100,0

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos ; %TCUM: percentual total de cumulativos; Fonte: a autora, 2022

Figura G6 - Teste de Shapiro-Wilk para concentrações de  $N-NH_4^+$  entre 105 e 153 dias (fase 1) na lagoa de alta taxa de de 70 cm

Categoria	CONT	CONTC	Shapiro-Wilk $W=0,97$ , $p=0,86$		
			% de válidos	%cum de válidos	% TOTC
-2,00<x<=0,00	0	0	0,0	0,0	0,00
0,00<x<=2,00	1	1	12,5	12,5	3,45
2,00<x<=4,00	0	1	0,0	12,5	0,00
4,00<x<=6,00	2	3	25,0	37,5	6,90
6,00<x<=8,00	2	5	25,0	62,5	6,90
8,00<x<=10,00	1	6	12,5	75,0	3,45
10,00<x<=12,00	1	7	12,5	87,5	3,45
12,00<x<=16,00	1	8	12,5	100,0	3,45
Perdas	21	29	262,5	-	72,41

NTK: nitrogênio Kjeldahl; W: coeficiente de Shapiro-Wilk; p: probabilidade; CONT: contagem; CONTC: contagem cumulativa; %cumulativo de válidos: percentual cumulativo de válidos; %TOTC: percentual total de casos ; %TCUM: percentual total de cumulativos; Fonte: a autora, 2022

**APÊNDICE H - RESULTADOS DA CARGA MÁSSICA DE DQO TOTAL, CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA E TAXA APLICADA SUPERFICIAL PARA AS LAGOAS DURANTE AS FASES 1 E 2 DA OPERAÇÃO INTERMITENTE**

Figura H1- Carga mássica de DQO total, carga orgânica volumétrica e taxa aplicada superficial para as lagoas de alta taxa durante a fase 1

Variável	LAT30	LAT50	LAT70
Carga DQO <sub>T</sub> (g.d <sup>-1</sup> )	188,4	314,0	439,6
COV (g.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	78,50	78,50	78,50
TAS (kg.ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	235,5	392,5	549,5

COV: carga orgânica volumétrica; TAS: taxa aplicada superficial; ha: hectare; DQO<sub>T</sub> (mg.L<sup>-1</sup>): demanda química de oxigênio total para o afluente igual a 157±51; LAT30, 50 e 70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; área superficial de 8 m<sup>2</sup>; TDH de 2 dias ; Fonte: a autora, 2022

Figura H2- Carga mássica de DQO total, carga orgânica volumétrica e taxa aplicada superficial para as lagoas de alta taxa durante a fase 2

Variável	LAT30	LAT50	LAT70
Carga DQO (g.d <sup>-1</sup> )	178,8	298,0	417,2
COV (g.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	74,50	74,50	74,50
TAS (kg.ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	223,5	372,5	521,5

COV: carga orgânica volumétrica; TAS: taxa aplicada superficial; ha: hectare; DQO<sub>T</sub> (mg.L<sup>-1</sup>): demanda química de oxigênio total para o afluente igual a 149 ± 38; LAT30, 50 e 70: lagoas de alta taxa de 30, 50 e 70 cm de profundidade; área superficial de 8 m<sup>2</sup>; TDH de 2 dias; Fonte: a autora, 2022