



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

JOSIVALDO RODRIGUES SÁTIRO

**FATORES QUE INFLUENCIAM A BIOFLOCULAÇÃO DE MICROALGAS EM
LAGOAS DE ALTA TAXA COM ESGOTOS SANITÁRIOS**

Recife

2021

JOSIVALDO RODRIGUES SÁTIRO

**FATORES QUE INFLUENCIAM A BIOFLOCULAÇÃO DE MICROALGAS EM
LAGOAS DE ALTA TAXA COM ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Bruna Soares Fernandes.

Recife

2021

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- S253f Sátiro, Josivaldo Rodrigues.
Fatores que influenciam a biofloculação de microalgas em lagoas de alta taxa com esgotos sanitários / Josivaldo Rodrigues Sátiro. - 2021.
124 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.
Coorientadora: Profa. Dra. Bruna Soares Fernandes.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021.
Inclui Referências.
1. Engenharia Civil. 2. Agregado microalga-bactéria. 3. Lipídios. 4. Remoção de nutrientes. 5. Sedimentabilidade. 6. Tratamento de esgoto. I. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos (Orientadora). II. Fernandes, Bruna Soares (Coorientadora). III. Título.
- UFPE
- 624 CDD (22. ed.) BCTG/2021-138

JOSIVALDO RODRIGUES SÁTIRO

**FATORES QUE INFLUENCIAM A BIOFLOCULAÇÃO DE MICROALGAS EM
LAGOAS DE ALTA TAXA COM ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em: 30/07/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Maria de Lourdes Florêncio dos Santos (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. António João Carvalho de Albuquerque (Examinador externo)
Universidade da Beira Interior

Prof.^a Dr.^a Bruna Scandolaro Magnus (Examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Aos meus pais e ao meu pai espiritual Padre Hachid Ilo (*in memoriam*), por nunca deixarem de acreditar em mim.

AGRADECIMENTOS

À FACEPE, FINEP, CAPES, CNPq, INCT ETEs Sustentáveis e Fibra Técnica Ltda pelo apoio ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE. Em especial a FACEPE, por ter me contemplado com a bolsa de pesquisa.

À UFPE por todas oportunidades e portas abertas durante os dois anos de pesquisa, obrigado a todos que fazem parte desta instituição pela acolhida.

À UEPB que foi minha segunda casa durante a graduação e foi nesta instituição que iniciei meu amadurecimento como pessoa, pesquisador e profissional. Gratidão a todos que fizeram parte dessa fase.

À Compesa e BRK Ambiental pela cooperação técnica científica e por autorizar a operação do sistema na ETE-Mangueira.

À SEAL Ambiental por ter cedido o inóculo para *start* do sistema operacional.

À minha orientadora, Prof.^a Lourdinha Florencio, obrigado pela acolhida, pelo carinho e cuidado. E por todos os ensinamentos, a senhora sempre será uma referência para mim.

À minha coorientadora, Prof.^a Bruna Fernandes, por ter sido tão paciente e empática na minha reta final de mestrado, obrigado por todos os ensinamentos.

À meu amigo e companheiro desta jornada Antônio Gustavo, por ter me ensinado tanto nesta trajetória, cada palavra, cada “já deu certo”, obrigado Toinho você é um exemplo de pessoa e profissional.

Ao Prof. Wanderli Rogério, que foi o primeiro contato no PPGEC e LSA, por ter aberto as portas e sempre acreditado no meu potencial. À Prof.^a Bruna Magnus, que sempre se mostrou disponível para ajudar, obrigado por toda contribuição.

Aos professores Dr. Mário Kato, Dr.^a Sávia Gavazza e Dr. Fabricio Motteran, pela disponibilidade e dedicação de sempre ajudar a todos.

Aos técnicos do LSA-LABIOTA, em especial, a Ronaldo e Iago, que sempre estenderam a mão para ajudar e solucionar os problemas.

À Andrea Negromonte e Cleide, secretárias da Pós-graduação de Engenharia Civil da UFPE, pela atenção e presteza.

Aos meus amigos e irmãos de caminhada de Campina Grande, Erbertt, João Paulo, Moab, Nayara, Larissa, Diego, Mayza, Sabrina, Mateus, Rafaela, Sérgio, Sheila, Patricia por todas as orações e cuidado mesmo distantes fisicamente.

Aos meus amigos da graduação, Camilla, Yuri, André e Renata, obrigado pela presteza e pelas palavras inspiradoras.

Aos meus amigos do LSA, em especial, Júcélia e Henrique, que sempre foram suporte e companheiros de jornada. E nunca pouparam esforços para ajudar nos experimentos. E aos demais amigos, Elissandra, Marília, Paulinho, Bárbara, Talita, Alfredo, Tatiane, pelas boas conversas e risadas.

Ao meu grupo Algas, Éven, Anny, Kamila e João Lucas, vocês foram fundamentais nesta trajetória, obrigado por toda ajuda.

À minha família, que são meu porto seguro, minha base e fortaleza, todas as conquistas e vitórias são por vocês.

À minha esposa, companheira e amiga, Maria Luiza, obrigado por nunca ter deixado eu desistir, por ser sempre meu ombro amigo em todos os momentos, te amo.

À meu pai espiritual e amigo, Padre Hachid Ilo (*in memoriam*), por ter sido tão importante nesta fase da minha vida, da escolha de vir para Recife, obrigado por todos os ensinamentos, intercede por mim aí do céu.

Por fim, à Deus o autor da minha vida e história, sem Ele eu não teria conseguido chegar até aqui. Obrigado pelo conforto e por guiar cada passo meu. Obrigado por me sustentar nos dias escuros e mais difíceis. Gratidão.

“Por isso não temas, pois estou com você, não tenha medo, pois eu sou o seu Deus. Eu o fortalecerei e o ajudarei. Eu o segurarei com a minha mão direita vitoriosa. ” (Isaías 41,10)

RESUMO

A deterioração dos corpos aquáticos, decorrente do lançamento de esgotos sem tratamento, pode ser mitigada com a utilização de processos biológicos de tratamento, reduzindo a concentração de matéria orgânica, nutrientes, entre outros poluentes. Os sistemas que utilizam agregado microalga-bactéria são considerados alternativas promissoras e sustentáveis, pois não requerem aeração artificial e representam possibilidade da produção de produtos com valor agregado, como lipídios, os quais podem ser empregados na produção de biocombustíveis. Nesse contexto, o objetivo principal deste trabalho foi investigar a influência de fatores, tais como inoculação, altura de lâmina d'água e partida do sistema na biofloculação de microalgas; bem como avaliar sua estabilidade, sedimentabilidade, produção de lipídios e remoção de matéria orgânica e nutrientes em lagoas de alta taxa operadas com esgotos sanitários. O trabalho foi realizado em escala piloto. Como estratégia de partida, três lagoas foram operadas, sendo: LAT 1, LAT 2 e LAT 3, com alturas de 0,30 m, 0,30 m e 0,50 m, respectivamente. A LAT 1 não foi inoculada, enquanto as LAT 2 e LAT 3 foram inoculadas com lodo ativado. Essas foram operadas por duas bateladas sequenciais para obtenção do agregado e, em seguida, foram operadas em regime contínuo, com tempo de detenção hidráulica de 4 dias. Em relação aos resultados, observou-se a estabilização da biomassa e a fase estacionária do sistema após 20 dias de operação na fase contínua, principalmente nas lagoas LAT 2 e LAT 3. As LAT 1, LAT 2 e LAT 3 alcançaram remoção de nitrogênio total de 83,5%, 84,2% e 77,9% e remoção de matéria orgânica avaliada em DQO de 51,6%, 74,7% e 72,03%, respectivamente. Em relação à sedimentabilidade da biomassa, nas LAT 2 e LAT 3 foi observado um aumento das partículas da biomassa e na eficiência de floculação, na medida que o sistema de agregado microalga-bactéria foi se estabilizando. Por exemplo, a partir de 28 dias do regime operacional contínuo, em torno de 70% das partículas da LAT 2 e LAT 3 estavam com tamanhos superiores a 0,20mm, com eficiência de floculação acima de 90%, indicando a boa sedimentação da biomassa e relevância no emprego de inóculo e das duas bateladas sequenciais na partida das lagoas. As características da biomassa da LAT 1 variaram em toda fase operacional, relacionando-se com a sazonalidade e diluição do efluente no período de operação. No entanto as lagoas inoculadas mostraram-se menos susceptíveis às sazonalidades. Ainda, a LAT 3 apresentou maior porcentagem lipídica na biomassa, com 18,4%, enquanto a LAT 1 e LAT 2 obtiveram valores de 10,5 e 11,2 % respectivamente, variações associadas às espécies de microalgas predominantes no meio. Nessa perspectiva, este estudo com agregado microalga-bactéria apresentou resultados para remoção de matéria orgânica e nutrientes

elevados, principalmente na LAT 2, com altura de lâmina d'água de 0,30 m, demonstrando a relevância da partida dos sistemas por meio das bateladas sequenciais, com emprego do inóculo e diferentes alturas da lâmina d'água para a estabilidade dos sistemas, como também, na formação e colheita da biomassa para geração de produtos com valor agregado.

Palavras-chave: agregado microalga-bactéria; lipídios; remoção de nutrientes; sedimentabilidade; tratamento de esgoto.

ABSTRACT

The deterioration of aquatic bodies, resulting from the release of untreated sewage, can be mitigated with the use of biological treatment processes, reducing the concentration of organic matter, nutrients, among other pollutants. Systems that use microalgae-bacteria aggregate are considered promising and sustainable alternatives, as they do not require artificial aeration and represent the possibility of producing value-added products, such as lipids, which can be used in the production of biofuels. In this context, the main objective of this work was to investigate the influence of factors such as inoculation, water depth and system start-up on microalgae bioflocculation; as well as evaluating its stability, sedimentability, lipid production and removal of organic matter and nutrients in high-rate lagoons operated with sanitary sewage. The work was carried out on a pilot scale. As a starting strategy, three lagoons were operated, being: LAT 1, LAT 2 and LAT 3, with heights of 0.30 m, 0.30 m and 0.50 m, respectively. LAT 1 was not inoculated, while LAT 2 and LAT 3 were inoculated with activated sludge. These were operated by two sequential batches to obtain the aggregate and then were operated in a continuous regime, with a hydraulic detention time of 4 days. Regarding the results, it was observed the stabilization of the biomass and the stationary phase of the system after 20 days of continuous phase operation, mainly in lakes LAT 2 and LAT 3. LAT 1, LAT 2 and LAT 3 achieved total nitrogen removal of 83.5%, 84.2% and 77.9% and organic matter removal evaluated in COD of 51.6%, 74.7% and 72.03%, respectively. Regarding the sedimentability of biomass, in LAT 2 and LAT 3 an increase in biomass particles and in flocculation efficiency was observed, as the microalgae-bacteria aggregate system was stabilized. For example, after 28 days of the continuous operating regime, around 70% of the LAT 2 and LAT 3 particles were larger than 0.20mm in size, with flocculation efficiency above 90%, indicating good biomass sedimentation and relevance in the use of inoculum and the two sequential batches at the start of the lagoons. The LAT 1 biomass characteristics varied throughout the operational phase, relating to the seasonality and dilution of the effluent during the operation period. However, inoculated lakes were less susceptible to seasonality. Furthermore, LAT 3 had a higher percentage of lipids in the biomass, with 18.4%, while LAT 1 and LAT 2 had values of 10.5 and 11.2% respectively, variations associated with the predominant microalgal species in the medium. In this perspective, this study with microalgae-bacteria aggregate showed results for the removal of organic matter and high nutrients, especially in LAT 2, with a water depth of 0.30 m, demonstrating the relevance of starting the systems through batches sequential, using

the inoculum and different heights of the water depth for the stability of the systems, as well as in the formation and harvesting of biomass to generate products with added value.

Keywords: microalgae-bacteria aggregate; lipids; removal of nutrients; sedimentability; sewage treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Etapas do ciclo do nitrogênio no tratamento via aeróbia.....	23
Figura 2 -	Representação esquemática de uma LAT para tratamento de esgoto.....	30
Figura 3 -	Efeitos gerais na fisiologia e bioquímica das microalgas.....	32
Figura 4 -	Mecanismos que acontecem no agregado microalga-bactéria.....	34
Figura 5 -	Características do Agregado microalga-bactéria.....	34
Figura 6 -	Mapa de localização da ETE-Mangueira e dos bairros que contribuem com o esgoto doméstico.....	51
Figura 7 -	Ilustração esquemática do delineamento experimental.....	52
Figura 8 -	Desenho esquemático das profundidades das LATs.....	54
Figura 9 -	Desenho esquemático das dimensões das LATs.....	54
Figura 10 -	a), b) e c) Características do motor-redutos para mistura nas LATs.....	55
Figura 11 -	Procedimento das peneiras para análise.....	63
Figura 12 -	Precipitação média diária e temperatura média durante o tempo operacional.....	69
Figura 13 -	Imagens das bateladas.....	73
Figura 14 -	Comportamento do SSV no início e no fim das duas bateladas.....	74
Figura 15 -	Medida de pH nas três LATs durante as bateladas e regime contínuo.....	77
Figura 16 -	Concentração de DQO do afluente e efluente das LATs.....	80
Figura 17 -	Remoção de DQO solúvel do efluente das LATs.....	80
Figura 18 -	Concentração de DBO do afluente e efluente solúvel das LATs.....	81
Figura 19 -	Remoção de DBO solúvel nas LATs.....	81
Figura 20 -	Balanço do nitrogênio total nas LATs.....	83
Figura 21 -	Concentração de fósforo total do afluente e efluente das LATs.....	85
Figura 22 -	Remoção de fósforo total solúvel nas LATs.....	85
Figura 23 -	Concentração de sólidos suspensos durante experimental.....	89
Figura 24 -	a) Características de produtividade algal da LAT 1 com 3 dias de operação na primeira batelada; b) Comparativo LAT 1, LAT 2 e LAT 3 para 3 dias de operação.....	91
Figura 25 -	Produtividade de clorofila-a durante todo período operacional.....	92
Figura 26 -	Gráfico boxplot apresentando os valores médios de CHLA durante o regime contínuo de operação.....	92

Figura 27 - Índices de eficiência de floculação das LATs durante o regime contínuo.....	94
Figura 28 - Gráfico Boxplot apresentando os valores médios de eficiência de floculação.....	94
Figura 29 - Índice volumétrico de lodo de 30 minutos das 3 LATs no regime contínuo.....	95
Figura 30 - Distribuição volumétricas das LATs no regime contínuo.....	97
Figura 31 - Comportamento do EPS ao longo do regime contínuo.....	98
Figura 32 - Abundância relativa das classes presentes nas LATs.....	102
Figura 33 - Abundância dos principais gêneros encontrados nas LATs.....	103
Figura 34 - Perfil temporal de pH e OD no dia 25/05.....	107
Figura 35 - Perfil temporal de pH de OD no dia 08/06.....	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Vantagens e desvantagens tratamento aeróbio.....	25
Tabela 2 -	Artigos que trabalharam com lagoas aeradas.....	26
Tabela 3 -	Artigos que trabalharam com lodos ativados.....	27
Tabela 4 -	Artigos que trabalharam com filtros biológicos.....	28
Tabela 5 -	Estudos que avaliaram a produtividade lipídica.....	38
Tabela 6 -	Espécies de microalgas mais estudadas para produção lipídica.....	40
Tabela 7 -	Os estudos que aplicaram o AMABs em reatores de fluxo contínuo.....	44
Tabela 8 -	Os estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em fotobiorreatores em bateladas sequenciais.....	46
Tabela 9 -	Os estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em LATs.....	50
Tabela 10 -	Parâmetros construtivos das três lagoas de alta taxa.....	53
Tabela 11 -	Característica do sistema motor-redutor.....	56
Tabela 12 -	Caracterização do inóculo de lodo aeróbio.....	57
Tabela 13 -	Caracterização do Afluente das LATs.....	57
Tabela 14 -	Delineamento experimental das LATs em regime contínuo.....	59
Tabela 15 -	Cronograma de alimentação das LATs no período contínuo.....	59
Tabela 16 -	Métodos analíticos realizados em campo.....	61
Tabela 17 -	Métodos analíticos realizados para avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes.....	61
Tabela 18 -	Caracterização do efluente do reator UASB e das LATs	71
Tabela 19 -	Imagens com ampliação de 10x e 40x das LATs.....	75
Tabela 20 -	Valores obtidos no monitoramento dos parâmetros de campo das lagoas durante a operação em regime contínuo.....	76
Tabela 21 -	Desempenho das LATs durante o regime contínuo.....	79
Tabela 22 -	Padrões de lançamento preconizados na legislação.....	87
Tabela 23 -	Síntese das variáveis da sedimentabilidade e composição da biomassa durante a operação das lagoas em regime contínuo.....	88
Tabela 24 -	Frações de PN e PS em relação a biomassa seca das LATs.....	99
Tabela 25 -	Comparativo da composição da biomassa em LATs.....	100
Tabela 26 -	Acompanhamento do AMABs no regime contínuo.....	105

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMABs	Agregados microalga-bactéria
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
CHLA	Clorofila-a
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EDF	Eficiência de floculação
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
FAME	Fatty Acid Methyl Esters
FBRs	Fotobiorreatores de bateladas sequenciais
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IVL	Índice volumétrico de lodo
LATs	Lagoas de Alta Taxa
LGA	Lodo granular aeróbio
OD	Oxigênio Dissolvido
PAOs	Organismos acumuladores de fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PN	Proteínas
PS	Polissacarídeos
RFC	Reatores de fluxo contínuo
RPM	Rotação por minutos
SEAL	Suape Empreendimentos Ambientais
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TDH	Tempo de retenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	22
3.1	SISTEMAS AERÓBIOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	22
3.1.1	Lagoas aeradas.....	25
3.1.2	Lodos ativados	26
3.1.3	Filtros biológicos	27
3.1.4	Lagoas de Alta Taxa (LATs)	29
3.1.4.1	Oxigênio dissolvido e pH	30
3.1.4.2	Temperatura e Radiação	31
3.2	AGREGADOS MICROALGA-BACTÉRIA (AMABS)	33
3.2.1	Remoção de matéria orgânica e nutrientes a partir do AMABs	35
3.2.2	Produtividade lipídica a partir do AMABs.....	36
3.2.3	Características dos lipídios gerados a partir do AMABs	39
3.3	CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS	42
3.3.1	Reatores de fluxo contínuo (RFC).....	42
3.3.2	Fotobiorreatores em bateladas sequenciais (FRBS)	45
3.3.3	Lagoas de Alta Taxa (LATs)	48
4	METODOLOGIA.....	51
4.1	IDENTIFICAÇÃO DA LOCALIZAÇÃO.....	51
4.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	52
4.3	CARACTERIZAÇÃO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA	53
4.4	MISTURA DO EFLUENTE E FUNCIONAMENTO DOS ROTORES	54
4.5	CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO	56
4.6	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	57
4.7	OPERAÇÃO DOS SISTEMAS EM BATELADA.....	58
4.8	OPERAÇÃO DO SISTEMA EM REGIME CONTÍNUO	58
4.9	PERFIL DE MONITORAMENTO	60
4.10	VARIAÇÕES METEOROLÓGICAS	60

4.11	MÉTODOS ANALÍTICOS.....	60
4.12	ANÁLISE DE FORMAÇÃO DE BIOMASSA.....	61
4.12.1	Série de Sólidos	62
4.12.2	Clorofila-a (CHLA).....	62
4.12.3	Granulometria	62
4.12.4	Índice volumétrico de lodo (IVL)	63
4.12.5	Eficiência de floculação	64
4.12.6	Substâncias poliméricas extracelulares.....	64
4.12.6.1	Polissacarídeos (PN).....	64
4.12.6.2	Proteínas (PN).....	65
4.12.7	Determinação de lipídios totais	65
4.12.8	Identificação e contagem das células.....	66
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1	VARIAÇÕES CLIMÁTICAS.....	68
5.2	PARTIDA DO SISTEMA – BATELADAS SEQUENCIAIS.....	69
5.3	REGIME CONTÍNUO	76
5.3.1	Parâmetros de controle de campo	76
5.3.2	Variação do pH	77
5.4	DESEMPENHO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA	78
5.4.1	Remoção da matéria orgânica	79
5.4.2	Remoção de nitrogênio	82
5.4.3	Remoção de fósforo.....	85
5.5	AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA	87
5.5.1	Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	88
5.5.2	Clorofila-a (CHLA).....	91
5.5.3	Eficiência de Floculação (EDF)	93
5.5.4	Índice Volumétrico de Lodo (IVL).....	95
5.5.5	Distribuição granulométrica	96
5.5.6	Composição da biomassa	98
5.5.6.1	Polissacarídeos (PS) e Proteínas (PN).....	98
5.5.7	Extração de óleo/lipídios.....	100
5.5.8	Identificação e quantificação das espécies de microalgas.....	101
5.5.9	Comportamento do agregado microalga-bactéria.....	105
5.6	PERFIL DE MONITORAMENTO	106

6	CONCLUSÕES.....	109
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	110
	REFERÊNCIAS.....	111

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas superficiais causada pelas descargas excessivas de esgotos brutos e tratados parcialmente, bem como pelo lançamento excessivo de nutrientes a partir das atividades antropogênicas tornou-se uma grave ameaça aos recursos hídricos e à sustentabilidade ecológica em todo mundo (VON SPERLING *et al.* 2009; PARRA-SALDIVAR *et al.* 2020). Visando a diminuir os impactos gerados, a aplicação de processos biológicos aeróbios é amplamente utilizada no cenário mundial (BRANCO, 1978; GOLI *et al.* 2019).

As estações convencionais de tratamento de esgoto sanitário deparam-se com limitações técnicas, de alto custo operacional, para remover nutrientes e carga orgânica (GODOS *et al.* 2010). As lagoas de alta taxa (LATs) surgem com uma configuração de sistema que não demanda aeração artificial, uma vez que as microalgas produzem o oxigênio necessário ao processo de tratamento (PICOT *et al.* 1991; QUIJANO *et al.* 2017).

Dentre as principais vantagens dessas lagoas estão o baixo custo de manutenção, design compacto e facilidade de operação, além da redução dos custos energéticos (CRAGGS, 2003; UGGETTI *et al.* 2018; KOHLHEB *et al.* 2020). Entretanto a colheita da biomassa nesses sistemas ainda é um desafio, tendo em vista que se estima um custo de 20 a 30% da produção total (ABINANDAN & SHANTHAKUMAR, 2015; NIRMALAKHANDAN *et al.*, 2019).

Além dos aspectos econômicos e da remoção de nutrientes, os sistemas que utilizam a biofloculação microalgas e bactérias, na forma de agregados microalga-bactéria (AMABs), mostra-se com potencial para recuperação de recursos, colaborando com a economia circular do tratamento de esgotos sanitários (SUTHERLAND *et al.* 2020; CHEN *et al.* 2003). Os autores Hende *et al.* (2014) apontam que os sistemas de tratamento de esgoto sanitário que utilizam agregados de microalga-bactéria são eficientes para crescimento de biomassa, viabilizando uma maior sedimentação e colheita da biomassa.

A partir da separação e colheita da biomassa, pode-se empregá-la como alternativa para fonte de energia, produção de ração animal, produção de fertilizantes e geração de biocombustíveis, como biodiesel, bioetanol e bio-hidrogênio (CHISTI, 2007; GHARABAGHI *et al.* 2015; ASSIS *et al.* 2020). Contudo ainda são escassos os estudos sobre o comportamento e a estabilidade do agregado microalga-bactéria em sistemas contínuos, como as lagoas de alta taxa (ARCILA & BUITRÓN, 2016).

Nesse contexto, observando a necessidade de suprir algumas lacunas deixadas pelo processo aeróbio, como o alto custo energético e a onerosidade da colheita da biomassa, a

utilização do tratamento de esgotos sanitários utilizando o agregado microalga-bactéria é essencial para produzir sistemas menos onerosos, com eficiência na remoção de carga orgânica e nutrientes e com maior sedimentabilidade. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a biofloculação de microalga-bactéria a partir do tratamento de esgotos sanitários em três lagoas de alta taxa com alturas distintas, utilizando o mecanismo de inoculação de lodos ativados, com intuito de avaliar a estabilidade do sistema e potencializar a sedimentabilidade da biomassa, com possibilidade de obtenção de produtos com valor agregado, como os lipídios, para fins de produção de biocombustível.

2 OBJETIVOS

Neste capítulo são apresentados os objetivos deste trabalho, divididos em geral e específicos.

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o processo de biofloculação e estabilidade de microalgas e bactérias, bem como o seu desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes no tratamento de esgoto sanitário utilizando lagoas de alta taxa.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar o efeito do intemperismo na estabilidade do agregado microalga-bactéria e operação das LATs;
- b) Avaliar o efeito da partida de sistema de lagoas de alta taxa com e sem inoculação de lodos ativados, no processo de biofloculação de microalgas e bactérias, assim como o desempenho no tratamento de esgoto sanitário;
- c) Avaliar a influência das alturas de coluna d'água na formação de agregado microalga-bactéria e operação das LATs, assim como a relação com o desempenho no tratamento de esgoto sanitário;
- d) Avaliar os efeitos da biofloculação na sedimentabilidade da biomassa e produtividade lipídica em LATs;
- e) Avaliar o comportamento do pH e OD em perfil temporal.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os sistemas de tratamento de esgoto visam à remoção de matéria orgânica e nutrientes, com a finalidade de proteger os corpos aquáticos dos efeitos deletérios advindos do descarte das águas residuárias sem tratamento, no entanto, tais sistemas podem ainda buscar a recuperação de nutrientes e a obtenção de produtos de valor agregado (BECKINGHAUSEN *et al.*, 2020). Em particular, os sistemas de tratamento aeróbio destacam-se entre os processos de tratamento de esgoto devido aos elevados níveis de degradação das substâncias orgânicas (CHAN *et al.*, 2009; MIAO *et al.*, 2018). Apesar da aplicabilidade consolidada para esgotos domésticos, encontram-se aplicações desse tipo de sistema para tratamento de efluentes industriais, como indústrias de papel e celulose (LANG *et al.*, 2019; SHOW & LEE, 2017), e indústria farmacêutica com intuito da remoção de antibióticos, anti-hipertensivos e medicamentos psiquiátricos (GALLARDO-ALTAMIRANO *et al.*, 2019; XIONG *et al.*, 2016).

3.1 SISTEMAS AERÓBIOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Os sistemas aeróbios comumente utilizados para tratamento de esgoto sanitário são as lagoas aeradas, os filtros biológicos e os lodos ativados (SHOW & LEE, 2017). As lagoas aeradas são uma das configurações das lagoas de estabilização, que demanda o emprego de aeração artificial, condição que eleva os custos de operação do tratamento de efluentes (GODINI *et al.*, 2020). Em contrapartida, como configuração de sistema que não demanda aeração artificial, as lagoas de alta taxa surgem com a alternativa das microalgas produzirem o oxigênio necessário ao processo de tratamento (PICOT *et al.*, 1991).

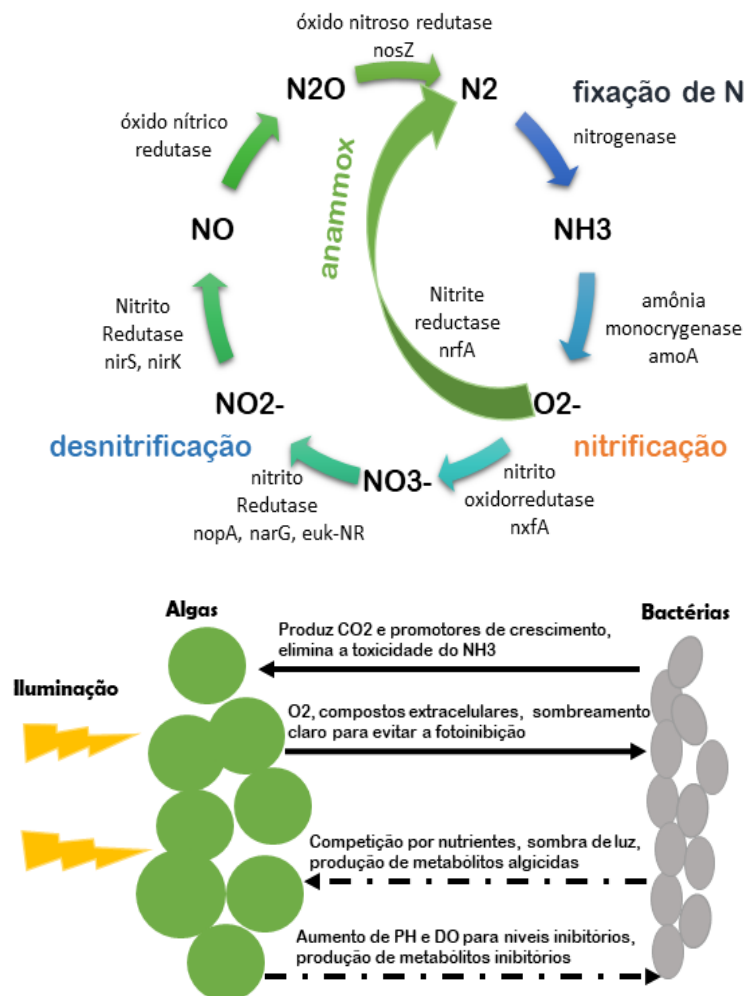
Esses sistemas são caracterizados pela decomposição aeróbia usualmente conhecida como fermentação e respiração, biossíntese e respiração endógena; e têm como principal característica a conversão de compostos orgânicos em biomassa e CO₂ (MIAO *et al.*, 2018). Com aplicações no tratamento de efluentes domésticos e industriais, os sistemas aeróbios têm sido estudados na busca de otimização dos processos, como redução da área construída e do consumo energético (LANG *et al.*, 2019).

No mecanismo de remoção do tratamento de esgotos sanitários por via aeróbia, as bactérias heterótrofas realizam a decomposição da matéria orgânica e os organismos autótrofos realizam as primeiras etapas da remoção de nitrogênio. Durante o processo, as bactérias oxidadoras de amônia, ou *archeas* oxidadoras de amônia, são os organismos responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito (Figura 1). O nitrito por sua vez é oxidado a nitrato pelas BON

(bactérias oxidadoras de nitrito). Com isso, o nitrito gerado é completamente removido do sistema através da desnitrificação, na qual ocorre conversão de NO_2^- para N_2 atmosférico (SHENG *et al.*, 2018).

No tratamento via aeróbia, ainda existem dois processos conhecidos de oxidação de NH_4^+ , o *anammox*, no qual o nitrito é utilizado como aceptor de elétrons, em condições anóxicas e baixa relação C/N (0,2- 2,5) (SUN *et al.*, 2019; VAN KESSEL *et al.*, 2015). E *comammox*, processo em que há oxidação completa de amônia a nitrato (LONG *et al.*, 2015). Por fim, as bactérias de desnitrificação completam eficientemente todo o ciclo do nitrogênio, auxiliando na remoção do carbono (LANG *et al.*, 2019). Com isso, todas as interações sinérgicas entre fotossíntese, nitrificação, desnitrificação aeróbia e desnitrificação autotrófica contribuem para remoção do nitrogênio total (WANG *et al.*, 2019).

Figura 1 - Etapas do ciclo do nitrogênio no tratamento via aeróbia



Fonte: Adaptado de He *et al.* (2017).

Ainda pela via aeróbia, os mecanismos de remoção de fósforo estão em torno da capacidade das bactérias heterotróficas presentes na biomassa assimilarem e acumularem o fósforo solúvel do meio. Adicionalmente, outro mecanismo de remoção de fósforo aplicado nesses sistemas aeróbios é a precipitação química (HENRIQUE *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2021). Contudo a rota aeróbia de remoção de fósforo mais aplicada nos dias atuais se dá através dos processos envolvendo os organismos acumuladores de fósforo (PAOs), que são utilizados nos sistemas de lodos ativados e têm se mostrado bastante eficientes (YADAV *et al.*, 2020). Segundo Peirano (2017), para obter remoções satisfatórias de fósforo dos sistemas, faz-se necessário manter o pH do meio entre 7,0 e 8,0 e, ainda, um teor de oxigênio entre 1,5 e 3,0 mg/L para que esse processo ocorra de modo eficiente.

Além disso, alguns outros organismos desempenham um papel fundamental no tratamento por via aeróbia. Segundo Amaral (2018), os protozoários e metazoários auxiliam na clarificação do efluente, por meio do consumo das bactérias livres e das partículas coloidais. Os autores Payandeh *et al.* (2017) explicam que esses organismos realizam suas ações purificadoras na presença do oxigênio dissolvido no meio. Por isso, na maioria dos sistemas aeróbios para tratamento de esgoto sanitários, existe a agitação e mistura no processo, permitindo o contato entre os microrganismos e o efluente.

Ao longo dos anos, de acordo com a necessidade e as condições de tratamento de cada país, os sistemas aeróbios foram desenvolvidos e adaptados. Para melhor entendimento das vantagens e desvantagens desse processo, pode-se observar a Tabela 1, que apresenta as vantagens do tratamento de esgoto via processos aeróbios quando comparado ao tratamento via processos anaeróbios.

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens tratamento aeróbio

Vantagens dos sistemas aeróbios sobre os sistemas anaeróbios
✓ A qualidade do efluente é superior; ✓ Permite o reuso do efluente para diversos fins; ✓ Possui alta capacidade de remoção de nutrientes; ✓ Esteticamente a cor e turbidez do efluente é de melhor qualidade; ✓ Escassamente apresenta problemas com odores.
Desvantagens dos sistemas aeróbios sobre os sistemas anaeróbios
✓ Necessidade de consumo energético; ✓ Alta produção de lodo; ✓ Elevada necessidade de terra para implantação da operação; ✓ Complexa manutenção e operação; ✓ Formação de compostos orgânicos recalcitrantes.
Fonte: Adaptado de Hasan <i>et al.</i> (2019); Taylor <i>et al.</i> , (2008).

3.1.1 Lagoas aeradas

As lagoas aeradas são reatores aeróbios de grande escala, nos quais os aeradores mecânicos são instalados para fornecer oxigênio (O_2), com o intuito de substituir ou complementar o produzido pelas algas (GLOYNA, 1971) e sustentar os microrganismos aeróbios misturados e em suspensão na massa líquida para obter uma alta taxa de remoção de nutrientes e degradação biológica (ABBAS *et al.*, 2006). Segundo Jordão & Pessoa (1995), as lagoas aeradas são classificadas em torno do comportamento e da cinética do processo, distinguindo-se em lagoas de mistura completa ou lagoas facultativas.

Esse processo de tratamento pode ser aplicado tanto para efluentes domésticos, como para efluentes industriais com elevado teor de substâncias biodegradáveis. Ainda, essa tecnologia pode reduzir significativamente nutrientes, amônia, DBO e odor presentes nos esgotos sanitários. Porém necessita-se de um alto investimento com os aeradores, o processo de instalação, a operação e a manutenção (RAMADAN & PONCE, 1999). Na Tabela 2, podem-se observar alguns resultados obtidos para o tratamento de efluente com lagoas aeradas. Os resultados apresentados na Tabela 2 mostram remoções de matéria orgânica superiores a 70%, independente do efluente. Com isso, observa-se a eficiência de tratamento das lagoas aeradas tanto para efluente doméstico quanto para efluente industrial.

Tabela 2 - Artigos que trabalharam com lagoas aeradas

TIPO DO EFLUENTE	DIMENSÕES	DESEMPENHO DO TRATAMENTO	OBSERVAÇÃO	REFERÊNCIAS
Industrial	800 m ³ /dia	Remoção de 77% de DQO; Remoção de 70% de SST; pH de 7,8;	Sistemas de lagoas aeradas, modeladas em termos dos parâmetros de desempenho.	Godini <i>et al.</i> , 2020
Doméstico	4700 m ³ /dia	Remoção de 70% de nitrogênio; Remoção de 50% de fósforo;	As lagoas aeradas apresentam efluente com melhor qualidade físico-química, quando comparado as lagoas de estabilização.	Mujeriego <i>et al.</i> , 2000
Indústria de papel e celulose	Volume útil = 1 litro Oxigenação = 5 mgO ₂ /L	Remoção de 86% de DBO; Remoção de 52% de DQO; Remoção de 30% de cor e compostos lignínicos;	Para este tipo de efluente as bactérias foram mais eficientes com um pH 4 a uma temperatura de 37 °C. Obtendo maior remoção de matéria orgânica e cor.	Machado <i>et al.</i> , 2018

Fonte: O Autor (2021).

3.1.2 Lodos ativados

Os sistemas de tratamento com lodos ativados são empregados largamente e consolidados desde o experimento original desenvolvido por Arden & Lockett, em 1914 (JORDÃO & PESSÔA, 1995). Nesse tipo de sistema, existe uma diversidade alta de microrganismos, com a presença de populações microbianas, responsáveis pela nitrificação e desnitrificação dos efluentes. Entre esse processo biológico, coexistem a agitação e a aeração do efluente, tornando possível a decomposição da matéria orgânica pelo metabolismo das bactérias (ONODERA *et al.*, 2021). Uma das grandes vantagens desse sistema frente às lagoas aeradas é a redução da área ocupada, no entanto os lodos ativados demandam maior mecanização, mão de obra especializada e elevado consumo de energia (TIXIER *et al.*, 2003).

Segundo Polonio *et al.*, (2021), os lodos ativados podem remover os poluentes com diversas estratégias, tais como biodegradação, adsorção, oxidação, hidrólise e volatilização. Contudo, para o cenário ideal, com o tratamento satisfatório, o tempo de detenção hidráulica deve ser aplicado entre 6 e 8 horas, adicionalmente com a idade de lodo em torno de 4 a 10 dias (VON SPERLING, 1997).

Na Tabela 3, são abordados artigos que utilizam essa tecnologia, evidenciando a elevada remoção de matéria orgânica, superior a 87% para demanda química de oxigênio (DQO), além de elevadas remoções de nitrogênio e fósforo, ambas superiores a 80%.

Tabela 3 - Artigos que trabalharam com lodos ativados

TIPO DO EFLUENTE	DIMENSÕES	DESEMPENHO DO TRATAMENTO	OBSERVAÇÃO	REFERÊNCIAS
Doméstico	40000 m ³ /dia	Remoção de 87% de DQO; Remoção de 95,5% de DBO5; Remoção de 87,8% de Fósforo; Remoção de 81,4% de nitrogênio;	Indica-se que o sistema pode trabalhar com maiores tempos de retenção de lodo. Aumentando a quantidade de biomassa no reator.	Gnida <i>et al.</i> , 2021
Sintético	19 cm de diâmetro; 37 cm de profundidade; 9 litros volume total;	Remoção de 96% de DQO; Remoção de 85% de amoniacal;	Aponta-se que a remoção de fenol presente em águas residuais farmacêuticas acoplado aos lodos ativados um tanque com carvão ativado para adsorção do composto.	Mareai <i>et al.</i> , 2020
Doméstico	9 m ³ /dia	Remoção de 95% de DBO; Remoção de 98% de DQO;	Apresenta-se com alta taxa de eficiência, principalmente na remoção de DBO/DQO e com baixo custo de operação.	Ferreira <i>et al.</i> , 2008

Fonte: O Autor (2021).

3.1.3 Filtros biológicos

Os filtros biológicos surgem como uma tecnologia compacta para tratamento de águas residuais, com a operacionalização simples e com baixo custo. Nesse tratamento, a matéria orgânica é reduzida após o contato direto com os microrganismos aderidos ao material suporte (QIAN *et al.*, 2021). Essa tecnologia tem a aplicação para tratamento de águas urbanas, esgoto doméstico, esgoto industrial e tratamento avançado de esgoto (SCHMIDT *et al.*, 2019).

Von Sperling (1996) destaca, como desvantagem desse sistema, o entupimento dos espaços vazios, quando operados com elevadas cargas orgânicas, devido ao crescimento excessivo da película biológica. De acordo com Santos (2015), os filtros biológicos percoladores são sistemas baseados no princípio da oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente nos esgotos. Por meio da transformação de substâncias coloidais e dissolvidas

em sólidos estáveis, a película que se desgarra do meio suporte sedimenta-se facilmente e é removida em uma unidade de decantação secundária. Atualmente, os trabalhos desenvolvidos com filtros biológicos são de forma agregada com outros tratamentos primários, como segue na Tabela 4. Assim, nesta tabela, são abordados trabalhos com remoção média de matéria orgânica em torno de 70%.

Tabela 4 - Artigos trabalharam com filtros biológicos

TIPO DO EFLUENTE	DIMENSÕES	DESEMPENHO DO TRATAMENTO	OBSERVAÇÃO	REFERÊNCIAS
Industria de corante	Altura de 45 cm; Camadas de 5 cm; TDH= 6 dias;	64,8% de remoção de DQO; 79,5% degradação de corante; 9,3 mg/L de OD;	Os filtros biológicos também se apresentam na combinação com outros tratamentos para remoção de compostos e matérias orgânica.	Qian <i>et al.</i> , 2021
Doméstico	3,34 m/dia coluna anóxica; 1,35 m/dia coluna óxica.	99% remoção de N-amoniacal; 68,8% remoção de nitrogênio total;	Houve abundância dos genes nitrificantes na coluna óxica. Na coluna anóxica os genes desnitrificantes também predominaram.	Zhao <i>et al.</i> , 2020
Doméstico	400 L/s	Remoção média de 70% de DQO e DBO;	Foi avaliado que as precipitações alteram a capacidade de tratamento dos filtros. Pois reduz o TDH e aumenta as manutenções no sistema.	Botelho <i>et al.</i> , 2020

Fonte: O Autor (2021).

Os processos aeróbios, como as lagoas aeradas, lodos ativados e filtros biológicos, apresentam vantagens e desvantagens, conforme apontado previamente. Contudo não permitem produção de biomassa com a possibilidade da obtenção de produtos com valor agregado que podem ser utilizados para produção de bioetanol, biogás e biodiesel ou não combustíveis, como rações, vitaminas, protetor ultravioleta, bioplástico e nanopartículas (CHANDRA *et al.*, 2019).

Como também demandam de aeração artificial, seja por aeradores superficiais, dispersores ou por meio de sistemas de dispersão ou pulverização (SHOW & LEE, 2017). Nesse contexto, as lagoas de alta taxa surgem como solução promissora quando o emprego desse sistema visa, além da remoção da matéria orgânica e nutrientes, à obtenção dos produtos com valor agregado, principalmente a produção lipídica para geração de biocombustíveis.

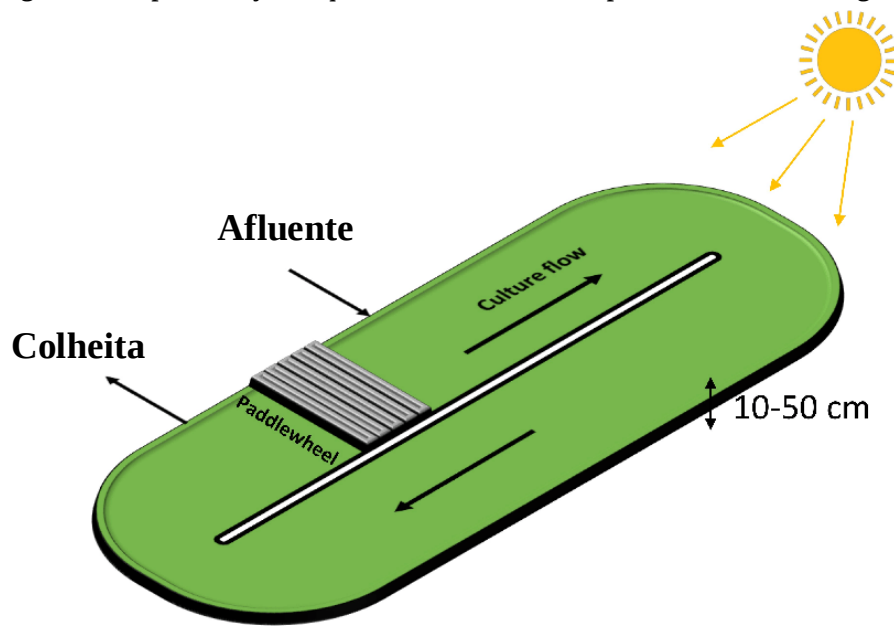
3.1.4 Lagoas de Alta Taxa (LATs)

No ano de 1963, as lagoas de alta taxa (LATs) foram desenvolvidas e denotadas pelo professor William J. Oswald, da Universidade da Califórnia, Berkeley, EUA (PICOT *et al.*, 1991). Considerado um método avançado e mais sofisticado em relação às lagoas de estabilização, esse tipo de sistema favorece a produção de algas e as lagoas podem ser classificadas como reatores com baixa exigência de energia, baixo custo de operação, facilitando a capacidade de expansão e diminuindo a demanda de área para implantação (YOUNG *et al.*, 2019). Em especial, as lagoas de alta taxa são caracterizadas por profundidade rasa de 0,30 a 0,60 m, mistura mecânica contínua e tempos de detenção curtos de 4 a 10 dias (dependendo das condições climáticas) (PICOT *et al.*, 1991).

A utilização dessas lagoas permite a recuperação de recursos, ou seja, a produção de produtos com valor agregado, através da biomassa das algas que concede a reutilização e o direcionamento para outras atividades. Isso contribui para a bioeconomia circular no tratamento de águas residuais (SUTHERLAND *et al.*, 2020). No entanto, para que o tratamento aconteça em condições benéficas, é importante que as lagoas sejam cultivadas com a presença de luz solar, permitindo, assim, que as microalgas e as bactérias presentes estejam em simbiose (ORON *et al.*, 1979).

Para que o tratamento nas lagoas ocorra, existe uma relação mutualística e simbiótica entre esses organismos, na qual o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é utilizado pelas bactérias para oxidar matéria orgânica; enquanto o dióxido de carbono para algas é fornecido pelo metabolismo das bactérias na lagoa (COGGINS *et al.*, 2020). A Figura 2 apresenta uma performance básica das lagoas de alta taxa.

Figura 2 - Representação esquemática de uma LAT para tratamento de esgoto



Fonte: Adaptado de Lorenza Ferro (2019).

Por fim, o desempenho das LATs é influenciado por diversos fatores externos e internos, tais como o oxigênio dissolvido, pH, temperatura e radiação (SUTHERLAND *et al.*, 2017). Sendo assim, essas variáveis serão abordadas a seguir.

3.1.4.1 Oxigênio dissolvido e pH

A avaliação da disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD), de dióxido de carbono (CO_2), bem como do pH são de extrema importância. Segundo Oswald (1988), na fase clara (durante o dia), durante a fotossíntese, há maior disponibilidade de OD e são alcançados altos valores de pH, acima de 9,0, que possibilitam uma maior degradação de matéria orgânica. Enquanto à noite, apesar dos valores de pH próximos da neutralidade, há um decaimento do OD disponível no meio até chegar próximo de zero (GARCÍA *et al.*, 2006; PARK & CRAGGS, 2010).

Os primeiros estudos realizados por Oswald, no ano de 1963, apontavam que as lagoas de alta taxa necessitavam de menor tempo de retenção e maior disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD), quando comparadas com as lagoas facultativas (OSWALD, 1991). Os autores Uggetti *et al.* (2018) apontaram que o baixo teor de carbono orgânico pode comprometer a composição e a produtividade das microalgas, limitando sua taxa de crescimento. A alta

concentração de oxigênio dissolvido no meio influencia diretamente na produtividade da biomassa e nas composições macroscópicas como nos lipídios, proteínas e carboidratos.

Em sistemas aeróbios, como as LATs, em que coexiste o crescimento de bactérias e microalgas, as bactérias obtêm taxas de crescimento satisfatórias, com uma variação de OD entre 2 a 4 mg/L. Quando o OD está acima dessa faixa, pode aumentar a produção de biomassa e, quando está abaixo desses valores, pode resultar na degradação incompleta dos compostos orgânicos (TANG *et al.*, 2016).

Cheah *et al.* (2015) apontam que as espécies de microalgas se adaptam bem às diversas faixas de pH, como por exemplo, as espécies *Synechococcus sp.* e *Spirulina platensis*, que crescem em pH entre 6,8 e 9,0; enquanto a *Chlorella sp.*, que normalmente aparece nas lagoas da alta, além de tolerar bem a faixa de pH entre 7 e 9, pode tolerar pH abaixo de 4. Ainda, é importante salientar que a autofloculação das microalgas se dá em condições alcalinas, entre pH 8,5 e 10 (LIQUIDE & SYSTEMS, 2016).

No entanto, apesar da adaptação das espécies de microalgas a diversas faixas de pH, a literatura indica que algumas espécies são incapazes de suportar condições ácidas, resultantes do ácido carbônico formado pela dissolução do CO₂ no efluente (LAM & LEE, 2011). Os autores Cheah *et al.* (2015) indicam que o hidróxido de sódio e carbonato de cálcio são normalmente usados para ajustar o pH, a fim de atingir sua faixa ótima e fornecer uma excelente bioconversão de CO₂, e também na produtividade da biomassa.

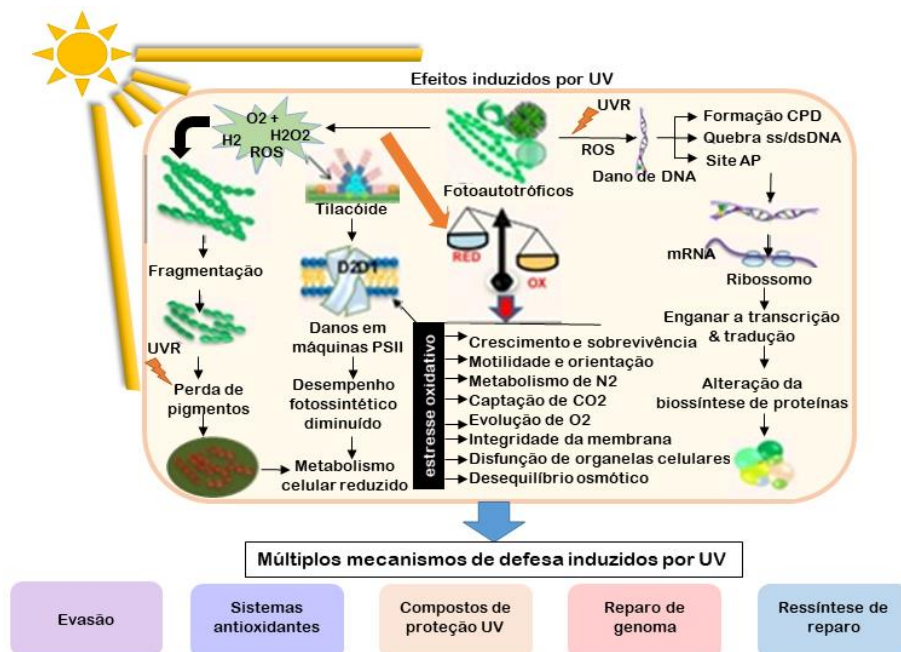
3.1.4.2 Temperatura e Radiação

A luz é utilizada como principal fonte de energia nas reações fotoquímicas e afeta diretamente o desempenho das microalgas nas lagoas de alta taxa. Nas plantas superiores e algas verdes, a coleta da luz fotossintética ocorre nas membranas tilacoides e nos cloroplastos, nos quais a luz é capturada por complexos especializados de pigmentos (FERRO, 2019). A penetração da luz é expressa como porcentagem da radiação que invade a superfície do licor misto nas lagoas de alta taxa. Simultaneamente, coexistem a zona clara e a zona escura; assim, a referida radiação representa o volume iluminado fornecido com a luz e o volume escuro não iluminado, este último, por sua vez, não contribui para a atividade fotossintética (RAZZAK *et al.*, 2013).

Segundo Arcila & Buitrón (2017), os níveis de radiação solar também influenciam nas propriedades de sedimentação, remoção de matéria orgânica e nutrientes. Ainda, a radiação solar pode afetar a estrutura, integridade e função biológica das células das microalgas (Figura

3), além dos efeitos nos ácidos nucleicos, proteínas e lipídios. A alta incidência é um fator que pode também alterar uma série de funções biológicas desses microrganismos, bem como levar a mortalidade, diferenciação celular, crescimento e desenvolvimento das células, alteração na produtividade e na pigmentação, metabolismo enzimático, entre outros (RASTOGI *et al.*, 2020). Em tempo, altos níveis de radiação solar podem danificar a estrutura celular das microalgas, esse fenômeno é conhecido como fotoinibição (COUTO *et al.*, 2015).

Figura 3 - Efeitos gerais na fisiologia e bioquímica das microalgas



Fonte: Adaptado de Rastogi *et al.* (2020).

Em relação à faixa de temperatura, as microalgas apresentam melhor desempenho entre 25°C e 30°C, podendo variar de acordo com cada espécie. Em baixa temperatura, a absorção de energia e o consumo são desequilibrados. É importante salientar que, independente da temperatura, ocorre a coleta da luz, mas os processos enzimáticos funcionam abaixo do ideal. As enzimas fotossintéticas e metabólicas podem ser gradualmente inibidas, na medida que perdem sua estrutura e atividade catalítica (AHLGREN, 1987; RAS *et al.*, 2015).

De outro modo, os autores Ras *et al.* (2015) apontam que a alta temperatura influencia diretamente todas as enzimas das células das microalgas, sendo prejudicial para seu equilíbrio. Uma diminuição acentuada na taxa de crescimento é causada quando a temperatura aumenta além do ideal. Esse estresse térmico afeta principalmente as proteínas e as estruturas da membrana, podendo levar a um aumento no nível das espécies reativas de oxigênio nas células. A espécie *Neochloris oleobundans* alcançou o dobro da sua biomassa com a variação sequencial

da intensidade da luz; por outro lado, com o fornecimento constante, sua biomassa não obteve mudanças significativas (CHEAH *et al.*, 2015).

3.2 AGREGADOS MICROALGA-BACTÉRIA (AMABS)

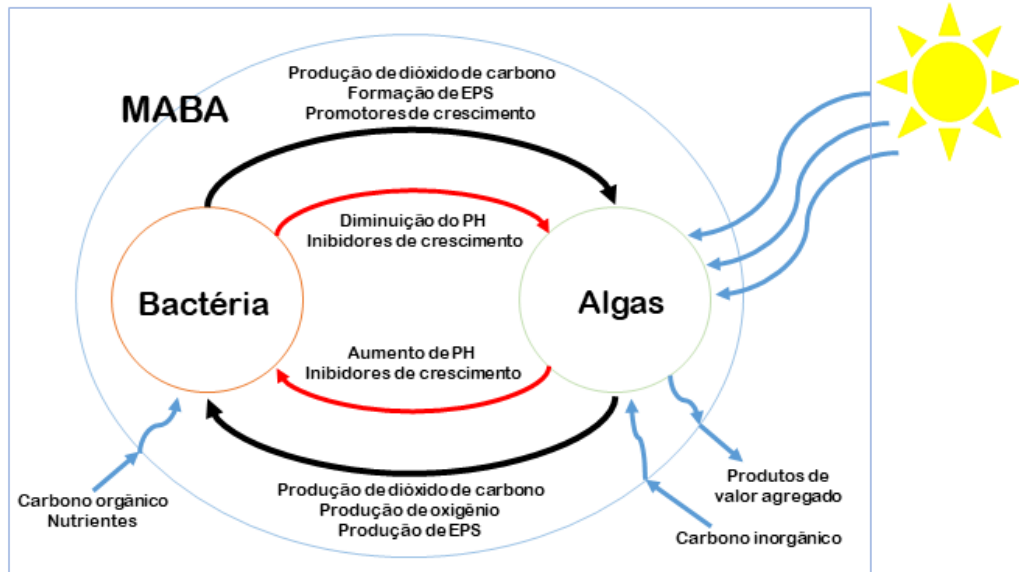
As lagoas de alta taxa podem ser mais eficientes à medida do quanto melhor for a relação de comensalismo estabelecida entre as microalgas e as bactérias e sua capacidade de permanência no sistema. Apesar das pesquisas nessa temática iniciarem na década de 60, segundo a revisão realizada por Lee e Zhongfang (2019), as pesquisas sobre o tema ainda estão no estágio inicial, apresentando um vasto campo de exploração.

Os sistemas de agregados de microalgas e bactérias constituem uma forma simbiótica do consórcio desses elementos e podem ser aplicados ao tratamento de esgoto (LEE & LEI, 2019). Tais sistemas não demandam adição de oxigênio artificial, em contraste aos sistemas de lodos ativados ou lodo granular aeróbio, que demandam alto custo energético, devido à inserção de oxigênio artificial e por se tratarem de processos operacionalmente complexos (SU *et al.*, 2012, SUN *et al.*, 2018).

A grande vantagem do sistema AMABs é a produção do oxigênio fotossintético, que é utilizado pelas bactérias aeróbias para oxidação da matéria orgânica, reduzindo a necessidade de introdução de oxigênio artificial para o sistema. Por outro lado, as bactérias liberam CO_2 proveniente do processo de respiração, em que são assimilados na forma de HCO_3^- pelas microalgas no processo de assimilação (KAMPSCHREUR *et al.*, 2009), como reportado na Figura 4.

Figura 4 - Mecanismos que acontecem no agregado microalga-bactéria

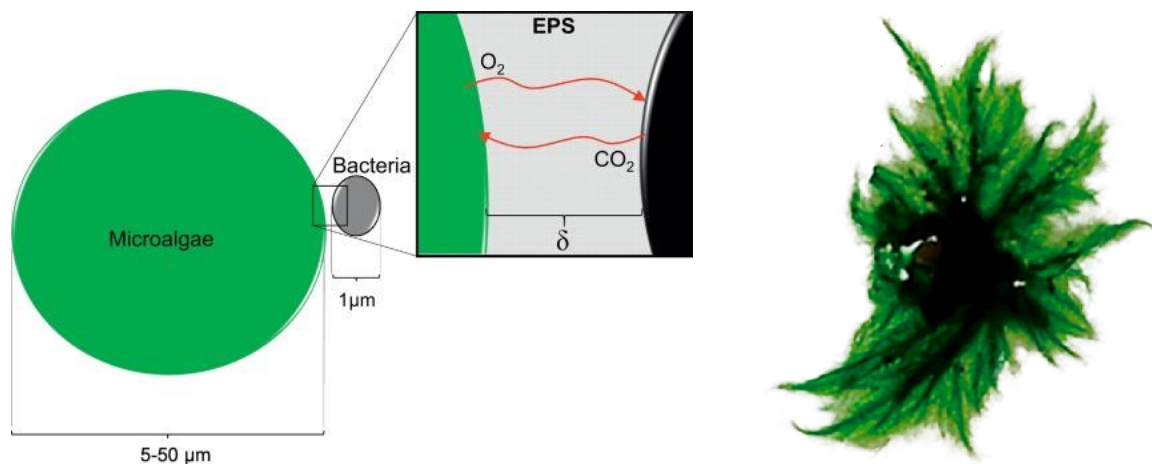
Bioreator



Fonte: Adaptado de Lee e Lei, (2019).

O consórcio das microalgas autotróficas com as bactérias heterotróficas é formado quando as bactérias produzem as substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que auxiliam no processo de agregação das microalgas e bactérias (Figura 5) (YANJIA XU, YAO WANG, 2016). Esse processo acontece em quatro etapas: iniciação, maturação, manutenção e desintegração (YANJIA XU, YAO WANG, 2016) e é um processo sequencial no qual as algas aderem à superfície do lodo floculento e, então, novas bactérias aderem às algas. Os consórcios continuam a crescer até que aconteça um equilíbrio entre o processo de fixação e o desprendimento da biomassa de bactérias e algas (ZHANG *et al.*, 2018a).

Figura 5 - Características do Agregado microalga-bactéria; a) EPS; b) Estrutura;



Fonte: Adaptado de Arcila & Buitrón, (2016)

O emprego de AMABs para tratamento de esgoto sanitário surge com o objetivo de suprir a lacuna dos sistemas onerosos para o tratamento, permitindo, assim, reduzir o consumo de energia, bem como promover a colheita da biomassa mais eficiente (CHRISTENSON & SIMS, 2011; MATA *et al.*, 2010). A referida biomassa gerada pelos AMABs tem elevado peso molecular, com alto teor de lipídios e, devido a isso, tem alto potencial para produção de metano e de biocombustíveis (YUE WANG *et al.*, 2016; ARCILA & BUITRON, 2016). Nos últimos anos, existe um aumento nos estudos utilizando o tratamento de esgoto associado com a produção de biomassa de algas, podendo associá-las com as bactérias na remoção de matéria orgânica e nutrientes das águas residuárias (YUE WANG *et al.*, 2015).

Nesse sentido, buscando compreender os mecanismos de formação e estabilização do agregado microalga-bactéria, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos, em distintos formatos de reatores, os quais são apresentados no capítulo 3.1.4.3.1, 3.1.4.3.2 e 3.1.4.3.3. A seguir, é abordado o comportamento do AMABs na remoção de matéria orgânica, nutrientes e obtenção de produtos com valor agregado.

3.2.1 Remoção de matéria orgânica e nutrientes a partir do AMABs

A remoção de nutrientes é influenciada pelos valores de pH, uma vez que processos como a volatilização do nitrogênio amoniacal e a precipitação química de fósforo são favorecidos em valores elevados. Em lagoas de alta taxa com agregado microalga-bactéria, se faz necessária a realização das conversões desses nutrientes solúveis dentro da biomassa particulada (CALIJURI *et al.*, 2016). Essa biomassa compreende algas, bactérias, zooplâncton e detritos, que assimilam nutrientes, e degradam e oxidam a matéria orgânica (TAYLOR *et al.*, 2021).

Sendo assim, microalgas assimilam nutrientes inorgânicos, como a amônia e o fósforo, consequentemente removendo esses compostos indesejáveis na fase líquida do efluente final, reduzindo os níveis de concentrações que diminuem o risco de eutrofização dos corpos receptores (PEARSON, 1987). Carbono, nitrogênio e fósforo são os principais nutrientes limitantes para o crescimento destas microalgas. Durante o crescimento fotoautotrófico, o carbono necessário para o crescimento desses organismos é fornecido principalmente na forma de CO₂. Por outro lado, na fase de absorção do CO₂, o OH⁻ normalmente se acumula no meio, devido à dissociação do HCO₃⁻, levando ao aumento do pH (GROBBELAAR, 2015; TALAIEKHOZANI & REZANIA, 2017). Esses mecanismos de consumo de carbono observam-se nas equações a seguir.



Por fim, dentre os mecanismos mais utilizados para remoção de nitrogênio em lagoas de alta taxa com AMABs, encontram-se: volatilização da amônia, assimilação da amônia e dos nitratos pelas microalgas, nitrificação e desnitrificação pelas bactérias aeróbias e, ainda, a sedimentação do nitrogênio orgânico particulado. Esses mecanismos podem atuar simultaneamente, ou mesmo prevalecer uma rota em função das características das lagoas e as condições climáticas locais (CAMARGO VALERO & MARA, 2007; LIU *et al.*, 2017; SENZIA *et al.*, 2002). Já o mecanismo de remoção de fósforo, acontece via assimilação e via precipitação química dos fosfatos (PARK & CRAGGS, 2010).

3.2.2 Produtividade lipídica a partir do AMABs

Nos dias atuais, com a necessidade de desenvolver tecnologias sustentáveis para promoção do tratamento de efluentes, existe uma progressiva busca por tecnologias que visam à produção de biomassa de microalgas, complementando sua eficiência para a remoção de matéria orgânica e nutrientes das águas residuárias (YUE WANG *et al.*, 2015). A supracitada tecnologia possibilita também a diminuição de emissão de gases do efeito estufa no meio ambiente (BESHA *et al.*, 2017). Em tempo, essas características do tratamento e geração da biomassa com agregado microalga-bactéria proporcionam uma alta produção de biomassa, com propriedades mais sedimentáveis e estáveis, que permitem a acumulação de altos teores lipídicos, possibilitando a geração de produtos com valor agregado (DU *et al.*, 2019; ROLLEMBERG *et al.*, 2019; LEI WANG *et al.*, 2019).

Nesse contexto, a utilização do AMABs com as características referidas surge, nos dias atuais, com o intuito de suprir a dificuldade de colheita de biomassa algal. Isso porque a utilização dessa técnica minimiza os gastos com colheita de biomassa algal, estimados de 20 a 30% do valor da produção total, uma vez que a literatura aponta que essa biomassa sem a utilização do AMABs tem baixa sedimentabilidade e densidade e, também, partículas com tamanho pequeno (ABINANDAN & SHANTHAKUMAR, 2015; NIRMALAKHANDAN *et al.*, 2019). Ainda, Gonçalves *et al.* (2017) apontam que a biomassa algal, sem a técnica do AMABs, produz uma biomassa seca correspondente a uma faixa de 0,1 a 1,0% do peso da cultura.

Com o intuito de minimizar a lacuna da baixa geração de biomassa e a dificuldade com a colheita, algumas técnicas e métodos foram aplicados na biomassa algal, como os elétricos, mecânicos e químicos, porém essas ferramentas são limitadas e aumentam significativamente o custo da operação (ABINANDAN & SHANTHAKUMAR, 2015; ÁLVAREZ-DÍAZ *et al.*, 2017). Uma alternativa menos onerosa é a biofloculação, ou seja, o supracitado agregado microalga-bactéria, que consiste em promover a aderência das microalgas à superfície de lodo floculento (LI *et al.*, 2011) ou granular (CHANDRA *et al.*, 2019; UMMALYMA *et al.*, 2017), formando agregados com boa sedimentabilidade e sem adição de produtos químicos (ABINANDAN & SHANTHAKUMAR, 2015), por meio de controles de processo e definição de parâmetros de projeto. Na Tabela 5, observaremos resultados encontrados em torno da produtividade lipídica, tendo em vista que a biomassa dos AMABs pode ser bastante eficiente na colheita e produção de biocombustíveis (WANG *et al.*, 2016).

Tabela 5 - Estudos que avaliaram a produtividade lipídica

Tipo de sistema	Condições do agregado	Condições de operação	Desempenho do tratamento	Observações	Referencias
Fotobiorreator (escala de bancada)	Inóculo de lodo ativado; Cultura eutrofizada e depois adaptação em meio sintético.	5 reatores de 500 mL; TRS (dias) = 2, 4, 6, 8, 10; Fase clara-escuro = 12h: 12h; Aeração = 0,2 L/ min; Temperatura = 25 a 30°C.	30 dias de operação: MLVSS (mg.g-1) = 1.6, 1.8, 1.8, 2.0, 2.0; Conteúdo lipídico (%) = 31, 25, 18, 13, 15; Lipídio 18:1 (%) = 6.2, 14.3, 25.0, 24.4, 32.6;	O tempo de retenção de sólidos influencia na produção lipídica e de ácidos graxos. O TRS alto causa um aumento na biomassa algal.	Katam & Bhattacharyya, 2020
Fotobiorreator (escala de bancada)	Inóculo de lodo ativado; Espécie de Microalgas: <i>Chlorella vulgaris</i> (1), <i>Chlamydomonas asynmetrica</i> (2) e <i>Scenedesmus sp.</i> (3)	Extração de EPS; Monitoramento de 15 dias; Frascos de 2 litros;	Sedimentação 1, 2, 3 (%) = 56.7, 42.2, 47.3; Conteúdo lipídico 1, 2, 3 (%) = 5.7, 6.2, 2.3;	A <i>Chlorella</i> apresenta-se com melhor condição de sedimentação e produtividade lipídica.	Choi <i>et al.</i> , 2020
Lagoas de alta taxa (escala de bancada)	Inoculo de lodo ativado; Inóculo de	Volume = 5L; Área superficial de 0, 26m²; Iluminação 12 h fase clara 12 h fase escura; Mistura com 10 rpm;	(Para TDH de 6 dias) 9% lipídios; 16% de carboidratos; 69% de proteínas;	A formação dos grânulos se deu no período contínuo. A presença das diatomáceas ajudaram na sedimentabilidade dos agregados.	Arcila & Buitón, 2016

Fonte: O Autor (2021).

3.2.3 Características dos lipídios gerados a partir do AMABs

Os autores Leite *et al.* (2013) indicam que o consumo mundial de diesel foi de quase 1460 trilhões de litros em 2011 e, ainda, preveem um crescimento de até 40% entre os anos de 2010 e 2040. Segundo Shuba & Kifle (2018), estima-se que a taxa de consumo de petróleo é 105 vezes mais rápida do que a natureza possa repor. Por isso, a busca por energia limpa e renovável tornou-se um desafio, com ênfase na produção de biocombustíveis como fonte energética.

As microalgas podem ser capazes de atender à demanda global de combustíveis renováveis, pois a produtividade de óleo de muitas microalgas excede a produtividade de óleo das melhores culturas oleaginosas. Algumas espécies de microalgas como a *Chlorella sp.* e *Scenedesmus sp.* podem estocar até 100 vezes mais óleo do que o mesmo conteúdo em biomassa seca de uma espécie vegetal de grande porte (CHISTI, 2007).

A biomassa algal é composta predominantemente por três componentes: carboidratos, proteínas e lipídios (ARCILA & BUITRÓN, 2016). Para serem consideradas uma biomassa como matéria-prima para biocombustíveis, as microalgas devem ser ricas em lipídios, ou seja, espécies oleaginosas. Esses organismos são capazes de sintetizar e acumular uma variedade de moléculas de alta energia, incluindo os ácidos graxos e os triglicerídeos, que são os principais indicadores de matéria-prima para produção do biodiesel (LEITE *et al.*, 2013).

Segundo Chen *et al.* (2015) os combustíveis gerados de microalgas fazem parte da terceira geração de biocombustíveis, os quais congregam biodiesel, bioetanol e bio-hidrogênio gerados de biomassa. Os combustíveis de 1ª geração são produzidos a partir de espécies vegetais oleaginosas de grande porte, também utilizadas como espécies alimentícias; e os de 2ª geração utilizam os açúcares, amido ou óleos de espécies alimentares, semelhante aos de 1ª geração.

A produção de biocombustíveis a partir das microalgas tem como principais vantagens: não competir por áreas agricultáveis, não precisar de água doce e/ou potável para crescer, apresentar altas taxas de crescimento da biomassa com elevado teor lipídico, além de poder ser inserida a partir do tratamento de efluentes domésticos e industriais, utilizando o carbono e os nutrientes dissolvidos em seu metabolismo (CHOI *et al.*, 2020). Ainda, esses organismos fotoautotófos e fotossintéticos, apresentam a vantagem de crescerem mais rápido que culturas terrestres, contribuindo para uma produção de óleo mais rápida. Durante a fase de pico de crescimento, algumas espécies de microalgas podem duplicar-se a cada 3,5 h em média, havendo casos de tempos ainda mais curtos.

Nessa vertente, o fato de as microalgas crescerem de forma acelerada é mais um aspecto positivo para seu uso em diversos setores econômicos, especialmente na produção de biocombustíveis (DE PAUW, 1984). Na Tabela 6, observa-se o teor de óleo e composição da biomassa nas espécies de microalgas mais abordadas.

Tabela 6 - Espécies de microalgas mais estudadas para produção lipídica

Classe	Espécies	Lipídios (%)	Proteínas (%)	Carboidratos (%)
<u>Bacillariophyceae</u>	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	18-57	30	8,4
	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	5-20	43	12
	<i>Skeletonema costatum</i>	13-51	25	4,6
	<i>Chaetoceros muelleri</i>	13-24	31-43	7,28
<u>Chlorophyceae</u>	<i>Dunaliella primolecta</i>	23	64	11-23
	<i>Dunaliella. salina</i>	6-25	57	32
	<i>Dunaliella bioculata</i>	8	49	4
	<i>Nannochloris sp.</i>	20-56	16,69	-
	<i>Nannochloropsis oculata</i>	22-29	35	7,8
	<i>Scenedesmus obliquus</i>	30-50	10-45	20-40
	<i>Scenedesmus dimorphos</i>	16-40	8-18	21-52
	<i>Scenedesmus sp.</i>	17-24	29-37	32,7-41
	<i>Ankistrodesmus sp.</i>	11,48-31	16,24-18,66	4,48-5,97
	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	21	48	17
	<i>Chlamydomonas sp.</i>	22,7	58,8	18,5
	<i>Parietochloris incisa</i>	62	-	-
	<i>Tetraselmis tetrathele</i>	25-30	-	-
	<i>Neochloris oleoabundans</i>	35-65	10-27	17-27
	<i>Scenedesmus falcatus</i>	6,41-9,6	3,37-7,83	2,73-6,83
	<i>Scenedesmus protuberans</i>	17,53-29,30	25,4-45,05	20,95-29,21
	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	35	45	25
<u>Eustigmatophyceae</u>	<i>Chlorella sp.</i>	28-53	25-45	24-30
	<i>Chlorella vulgaris</i>	41-58	51-58	12-17
	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	2	57	26
	<i>Chlorella protothecoides</i>	40-60	10-28	11-15
	<i>Chlorella emersonii</i>	23-63	36	41
	<i>Chlorella sorokiana</i>	22-24	40,5	26,8
	<i>Chlorella minutíssima</i>	14-57	47,89	8,06
<u>Cyanophyceae</u>	<i>Spirulina platensis</i>	4-9	46-63	8-14
	<i>Spirulina máxima</i>	6-7	60-71	13-16
	<i>Oscillatoria sp.</i>	17-20	45	20
	<i>Porphyridium cruentum</i>	9-14	28-39	40-57

Fonte: Adaptado de Sajjadi *et al.*, (2018) e Becker (1994).

O teor de óleo de 30% é bastante comum na maioria das espécies, podendo ainda, observar algumas espécies com teores mais elevados como a *Nannochloris sp.* (56%), *Chlorella sp.* (58%) e a *Neochloris oleabundans* (65%). Porém é importante ressaltar que as espécies que possuem teores maiores de lipídios tendem a crescer mais lentamente que as cepas com baixos teores (SAJJADI *et al.*, 2018). De acordo com Deng *et al.* (2009), as microalgas que contêm 80% de óleo crescem 30 vezes mais devagar que aquelas espécies que contêm 30% de óleo.

Existem alguns fatores que influenciam a biossíntese de lipídios, tais como: disponibilidade de nutrientes, salinidade, pH; além de fatores físicos, como intensidade luminosa, temperatura, entre outros. As condições que comumente proporcionam o aumento da produção de lipídios são desfavoráveis às que promovem a alta produtividade de biomassa. Dessa forma, é importante que haja um equilíbrio entre crescimento de biomassa e produção de lipídios (AZEVEDO, 2012).

Adicionalmente, a salinidade é um fator que influencia na composição lipídica das microalgas. Por exemplo, Meng *et al.* (2020) detectaram que a *Nitzschia* aumentou sua porcentagem de lipídios de 9,9% para 27,2% quando a salinidade foi aumentada de 0% para 3%. Ainda em relação às condições e fatores que influenciam diretamente na produção lipídica, estudos destacam a importância de controlar a relação nitrogênio e fósforo (N/P) em intervalos de 5:1 a 8:1 para propiciar um aumento de conteúdo lipídico nas espécies (SAJJADI *et al.*, 2018).

O tempo de retenção de sólidos (TRS) tem uma influência significativa na composição dos lipídios e ácidos graxos. Um TRS alto causa um aumento na biomassa das algas, o que resulta na remoção de nutrientes e favorece a formação de lipídios de boa qualidade, desejável para produção de biocombustíveis (KATAM & BHATTACHARYYA, 2020). Os ácidos graxos, que são compostos sintetizados pelas microalgas, devem ser levados em consideração quando se trata de sua composição e do processo de obtenção. No geral, a biossíntese de lipídios pelas microalgas produz, principalmente, ácidos graxos de 16 e/ou 18 átomos de carbono. Esses ácidos são armazenados principalmente na forma de triacilglicerol e podem ser acumulados ao decorrer do tempo sob condições adversas (HU *et al.*, 2008).

3.3 CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS

Atualmente, são encontrados diversos estudos sobre agregado microalga-bactéria em distintas configurações de reatores, como reatores de fluxo contínuo (AHMAD *et al.*, 2017; LIN *et al.*, 2019; ZHAO *et al.*, 2018), em fotobiorreatores em bateladas únicas (SHENG *et al.*, 2018; SU *et al.*, 2012; TANG *et al.*, 2016), em fotobiorreatores com bateladas sequenciais (HE *et al.*, 2018; B. LI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2018b) e em lagoas de alta taxa (ARCILA & BUITRÓN, 2016, 2017b; ROBLES, CAPSON-TOJO, GALÈS *et al.*, 2020). Nos capítulos seguintes, serão apresentadas as configurações mais estudadas.

3.3.1 Reatores de fluxo contínuo (RFC)

Na Tabela 7, são abordados alguns estudos que utilizaram os RFC com aplicação do AMABs. Os autores Ahmad *et al.* (2017) compararam duas formas de operação do RFC com o agregado microalga-bactéria e um segundo com recirculação. Os resultados da comparação evidenciaram melhor performance no reator com microalgas, alcançando remoções de DQO, NT e PT de 100%, 98% e 64% respectivamente. Ainda, o sistema RFC apresentou maior eficiência energética quando comparado aos reatores em bateladas sequenciais (RBS) com consórcio microalga-bactéria utilizado no estudo de Huang *et al.* (2015).

Observa-se também na Tabela 7 (a seguir), que outro parâmetro importante do ponto de vista operacional é o tempo de detenção hidráulica (TDH), uma vez que altos TDHs, da ordem de 24 horas, resultam em maiores custos operacionais. Ahmad *et al.* (2017) conseguiram estabelecer AMABs em RFC com TDH de 6 horas, no entanto tratando efluente com baixa concentração de matéria orgânica e nutrientes (DQO: 300mg/L; N-NH₄: 100mg/L; P-PO₄: 10mg/L). Alguns estudos apontam a necessidade de uma zona de sedimentação interna em RFC a fim de evitar a lavagem da biomassa, sendo que a pressão aplicada deve estar associada com a velocidade de sedimentação das partículas. Nesse sentido, apenas a biomassa de pouca sedimentação será lavada do reator no efluente final (KENT *et al.*, 2018).

Outro aspecto importante do RFC é o nível de OD injetado no sistema, que deve permitir o crescimento da biomassa heterotrófica e ser suficiente para promover os processos aeróbios esperados, como degradação da matéria orgânica e nitrificação. Como mencionado anteriormente, na simbiose microalga-bactéria, existe a assimilação de oxigênio fotossintético, no entanto a produção está relacionada com a maior/menor intensidade luminosa aplicada. Além disso, uma maior intensidade luminosa favorece a formação de flocos de microalgas e

bactérias com boa sedimentabilidade (KANG *et al.*, 2018; TRICOLICI *et al.*, 2014). Portanto, é necessário definir bem parâmetros como TRS, OD e intensidade luminosa no planejamento dos sistemas com reatores de fluxo contínuo.

Embora os fotobiorreatores em bateladas sequenciais sejam mais utilizados nos dias atuais para tratamento de esgoto sanitário utilizando o agregado microalga-bactéria (VAN DEN HENDE *et al.*, 2014; YE *et al.*, 2018), os RFC destacam-se com algumas vantagens. Estas são: baixo custo de instalação e operação, quando comparado ao sistema em batelada, e uma operação mais simples (AHMAD *et al.*, 2017). Contudo, quando aplicados em sistemas com agregado microalga-bactéria, existe uma maior preocupação e cautela com o controle da alimentação, para garantir integridade estrutural da biomassa em sua forma estratificada (CORSINO *et al.*, 2016).

Tabela 7 - Os estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em reatores de fluxo contínuo

Tipo de tratamento concentração (mg/L)	Dimensões do reator e condições operacionais	Performance do tratamento	Característica da biomassa	Espécies de microalgas presentes	Observações	Referencias
Esgoto Sintético (50% acetato e 50%) R1: DQO = 300-600; N-NH ₄ = 100-200; P-PO ₄ = 20 R2: DQO = 300; N-NH ₄ = 100; P-PO ₄ = 10	TDH = 6 horas; 60 min de aeração e 30 min sem aeração. OD=7-8 mg/L e 2-5 mg/L; Intensidade da iluminação 900-1100; TRS = 30-70 dias R1 = 1L; H = 31cm; D = 6,5 cm R2-1 e R2-2 em séries: 1L; H = 23 cm; D = 5,3 cm	96% remoção de DQO; 94% remoção de N-NH ₄ ⁺ ; 46% remoção de fósforo; 95% remoção de DQO; 99% remoção de N-NH ₄ ⁺ ; 50% remoção de fósforo;	Bactérias filamentosas observadas em ambos reatores Diâmetro médio 1,0 – 1,5mm; MLVSS = 4,8 g/L; IVL = 44 mL/g Diâmetro médio 1,0 – 1,5mm; MLVSS = 4,3 g/L; IVL = 49 mL/g	<i>Phormidium sp.</i> (Algas que crescem naturalmente)	Formação de grânulos alga- bactéria O separador interno facilitou a seleção hidráulica O agregado mostrou bom desempenho e estabilidade em RFC	Ahmad <i>et al.</i> , 2017
Esgoto sintético (acetato de sódio) DQO = 300; N-NH ₄ = 152,7; P-PO ₄ = 47;	Volume = 2L; Intensidade da luz na superfície 200 μmol/(m ² ·s); TDH = 24 h; Nenhum fornecimento de oxigênio; Utilização de misturador magnético;	90% remoção de DQO; 94,5% remoção de N-NH ₄ ⁺ ; 9% remoção de fósforo;	MLVSS = 4g/L	<i>Scenedesmus sp.</i> ; <i>Closterium sp.</i> ; <i>Chlorella sp.</i> ; <i>Diatoms</i> ; <i>Oscillatoria</i> <i>Sp</i> ; <i>Chroococcus sp</i>	Bactérias heterotróficas, autotróficas, algas e PAOs coexistiram e funcionaram no reator. Desempenho estável do reator.	Yang <i>et al.</i> , 2018
Águas residuais com corantes DQO = 600-750; N-NH ₄ = 20-30; P-PO ₄ = 5-6;	Volume = 5L; Retangular com três fases e zona de sedimentação TDH = 16; TRS = 15 dias; OD = 2,8 mg/L	78-85% remoção de DQO; 88,6% remoção de N-NH ₄ ⁺ ; 36,6% remoção de fósforo;	MLVSS = 3,4 g/L; IVL = 135 mL/g	<i>Chlorella</i> ; <i>Filamentous algae</i> ; <i>elenastrum</i> <i>bibraianum</i>	Cor reduzida 60-80 vezes em comparação com a ETE em estudo. Melhor desempenho com TDH=16h; OD=0,45 mg/L	Lin <i>et al.</i> , 2019

Fonte: O Autor (2021).

3.3.2 Fotobiorreatores em bateladas sequenciais (FRBS)

Os estudos com fotobiorreatores de bateladas sequenciais (FRBS) utilizam ciclos de enchimento, reação, sedimentação e esvaziamento de efluente exposto à iluminação. Essa forma de operação ainda pode trabalhar com zonas anaeróbias e anóxicas (JI *et al.*, 2018). Na Tabela 8, são abordados trabalhos com FRBS extensivamente estudados nos dias atuais. Esses reatores se destacam pelo satisfatório desempenho na remoção de nutrientes, que possibilita uma produção de efluente com baixa concentração de sólidos (LIU *et al.* 2018).

O comportamento do agregado microalga-bactéria nos FRBS depende da espécie da microalga aderida à biomassa. O crescimento excessivo de *Stigeoclonium sp.* promove desintegração mais rápida dos fotogrânulos, ao passo que a ocorrência de cianobactérias no sistema promove grânulos mais estáveis e menos passíveis à desintegração (ABOUHEND *et al.*, 2018). Meng *et al.* (2019) relacionam o efeito da luminosidade com a presença de microalgas filamentosas na superfície granular, auxiliando na perda da estabilidade, formando grânulos menos estáveis e mais propensos à desintegração. Por outro lado, He *et al.* (2018) indicam que as bactérias filamentosas agem como pontes e fornecem espaço suficiente para a formação e aderência das microalgas nos grânulos aeróbios.

Durante a fase escura do sistema, o aumento da biomassa com consórcio granular está relacionado à assimilação do CO₂, depositando-o como uma reserva na forma de EPS (SYAFRI *et al.*, 2019). Por esse motivo, há uma maior produção de EPS (WANG *et al.*, 2019). Além disso, operando reatores em bateladas com esgoto sintético, os autores Zhang *et al.* (2018) e Li *et al.* (2015) obtiveram remoções de 99% de DQO e 96% de N-amoniacal, decorrente da boa estabilidade e conteúdo de EPS encontrado nos AMABs. Zhao *et al.* (2018) e Liu *et al.* (2018) aplicaram variações de aeração e iluminação nos FRBS e, assim, encontraram grânulos com grande abundância de microalgas a partir do sétimo dia de operação e tamanho de partículas maiores que 2,5 mm.

Os fotobiorreatores são mais estudados nos dias atuais por serem sistemas mais compactos, com alta produção de biomassa quando comparados com as lagoas de alta taxa. Ainda, destacam-se por serem uma adaptação do sistema consolidado na literatura, o lodo granular aeróbio (LGA), que apresenta boas remoções de carga orgânica e nutrientes. Como desvantagem, os FRBS são mais onerosos quando comparados com as LATs e ainda precisam ser avaliados em escala real.

Tabela 8 - Os estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria em fotobiorreatores em bateladas sequenciais

Tipo de tratamento concentração (mg/L)	Dimensões do reator e condições operacionais	Performance do tratamento	Característica da biomassa	Espécies de microalgas presentes	Observações	Referencias
Esgoto sintético (acetato de sódio) DQO = 1200; N-NH ₄ = 200; P-PO ₄ = 16;	Volume = 1,4L; Intensidade da luz na superfície 121 μmol/(m ² ·s) (12 horas fase clara; 12 horas fase escura); TDH = 12 h; Aeração fornecida por um difusor de ar na parte inferior do reator	96,7% remoção de DQO; 99% remoção de N-NH ₄ ⁺ ; 89,9% remoção de fósforo;	MLVSS = 8,6 g/L; IVL30 = 78 mL/g; Chla-a = 2,72 mg/L; Diâmetro dos grânulos = 3,25mm	<i>Trebouxiphyceae</i> <i>sp.</i> , <i>Bacillariophyceae sp.</i> e <i>Chlorophyceae sp.</i> (Algas que crescem naturalmente)	Os grânulos algas- bactérias formaram- se com sucesso, com boas remoções de nutrientes. Maior conteúdo de EPS na biomassa, principalmente de proteínas.	Zhang <i>et al.</i> , 2018
Esgoto sintético (50% glicose e 50% acetato de sódio) DQO = 600; N-NH ₄ = 100; P-PO ₄ = 23;	Volume = 1,4L; Iluminação natural; TDH = 8h. Aeração fornecida através de um aspersor na parte inferior do reator	96,0% remoção de DQO; 99% remoção de N-NH ₄ ⁺ ;	MLVSS = 5,4-5,5 g/L; IVL = 30-40 mL/g	-	O consórcio algal- bactéria exibiu excelente taxa de remoção de nutrientes. Maior conteúdo de EPS e grânulos mais estáveis.	Li <i>et al.</i> , 2015
Esgoto sintético (50% glicose e 50% acetato de sódio) DQO = 600; N-NH ₄ = 100; P-PO ₄ = 10;	Volume = 1,4L; Iluminação natural; TDH = 8h. Taxa de fluxo de ar de 2,0 cm/s e a concentração de OD mantida entre 7 – 9 mg/L	9,52% remoção de DQO; 98% remoção de N-NH ₄ ⁺ ;	MLVSS = 7,7 g/L; IVL = 38 mL/g; Diâmetro dos grânulos 0,78 mm;	-	O consórcio de algas- bactérias afetaram diretamente a biodiversidade da comunidade microbiana. Baixa eficiência na taxa de remoção de fósforo total.	Huang <i>et al.</i> , 2015

Tipo de tratamento concentração (mg/L)	Dimensões do reator e condições operacionais	Performance do tratamento	Característica da biomassa	Espécies de microalgas presentes	Observações	Referencias
Esgoto sintético (50% glicose e 50% acetato de sódio) DQO = 200; N-NH4 = 20; PT = 5;	Volume = 3,6L; Iluminação natural; TDH = 12h. Taxa de fluxo de 300 mL/min.	-	Grânulos verdes escuros foram observados no dia 7 de operação.	<i>Diatomea</i> , <i>Chlorophyceae</i> , <i>Chrysophyceae</i> e <i>Trebouxiophyceae</i> (algas que crescem naturalmente)	A simbiose diminuiu o tamanho médio e a capacidade de sedimentação do grânulo, mas estimulou a bioatividade.	He <i>et al.</i> , 2018
Esgoto sintético (acetato de sódio) DQO = 50-400; N-NH4 = 50; P-PO4 = 10;	Volume = 0,92 L; Intensidade de iluminação 7200 lux (12 h fase clara e 12 h fase escura; TDH = 7,5 horas; Taxa de fluxo de ar de 0,55 cm/s através de uma bomba de ar na parte inferior do reator	Melhor desempenho DQO/N = 8 para remoção de nutrientes e matéria orgânica. 96% remoção de DQO; 100% eficiência de nitrificação;	MLVSS = 3,21 g/L. Grânulos verdes escuros bem formados, com diâmetro médio 2,5 mm.	-	Resultados satisfatórios com DQO/N = 1	Zhao <i>et al.</i> , 2018
Esgoto sintético (glicose) DQO = 300; N-NH4 = 35; P-PO4 = 10;	Volume = 2 L; Intensidade de iluminação 200-6000 lux (12 h fase clara e 12 h fase escura; Introdução de ar na parte inferior do reator	98,4% remoção de N-NH4+; 50,2% remoção de P-PO4-3;	MLVSS = 28,9 mg/L; IVL5 = 24 mL/g;	<i>Chlorella sp. and</i> <i>Scenedesmus sp.</i> (<i>Targeted algae</i>)	As algas direcionadas mantêm o domínio durante o experimente. O consórcio apresentou melhor desempenho na eficiência de remoção de nutrientes.	Liu <i>et al.</i> , 2018

Fonte: O Autor (2021).

3.3.3 Lagoas de Alta Taxa (LATs)

Como já reportado em capítulos anteriores, lagoa de alta taxa consiste em uma lagoa aberta e rasa, com um sistema de rotores para a movimentação da massa líquida, podendo ser considerado fotobiorreator aberto que combina tratamento de esgoto e crescimento de microalgas (GARCÍA *et al.*, 2006). Porém ainda faltam estudos que comprovem a viabilidade econômica da colheita da biomassa, e pouco se sabe a respeito do comportamento dos agregados. Quando comparadas aos RFC e aos FRBS, as lagoas de alta taxa destacam-se como sistemas eficientes na produção de biomassa algal (ARCILA & BUITRÓN, 2016; QUIJANO *et al.*, 2017).

A Tabela 9 aborda estudos recentes com agregados microalga-bactéria e em lagoas, aplicando TDH de 2, 6 e 10 dias, com o intuito de avaliar qual condição promove uma melhor estruturação dos agregados. Constatou-se, então, que, com o TDH de 2 dias, os agregados entraram em colapso, não conseguindo obter a formação de grânulos estáveis (ARCILA & BUITRÓN, 2016), até que identificou-se como TDH ótimo entre 6 e 10 dias.

De acordo com Arcila & Buitrón (2017), a sedimentabilidade está relacionada com a velocidade de sedimentação, sólidos suspensos totais do efluente e eficiência de sedimentação, observando que o aumento do TDH, para faixas entre 6 e 10 dias, também melhora a sedimentação da biomassa. Outro parâmetro avaliado foi a radiação solar. Quijano *et al.* (2017) avaliaram o efeito da radiação solar em LATs, testando níveis de radiação de $3800 \text{ Wh.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $2700 \text{ Wh.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Os referidos autores observaram que, com esses níveis de radiação, obtiveram-se agregados estáveis, com microalgas verdes, diatomáceas, cianobactérias filamentosas e fungos.

Su *et al.* (2012) avaliaram a sedimentabilidade através de medições de sólidos suspensos totais (SST) da biomassa não sedimentada. Tais pesquisadores observaram uma redução de 1.64 para 0.05 g.L^{-1} no consórcio microalga-bactéria, enquanto a biomassa apenas com microalgas possuía o SST acima de 0.8 g.L^{-1} . Wang *et al.* (2016) avaliaram o índice volumétrico do lodo (IVL), obtendo valores de $76,8 \text{ g.L}^{-1}$ para sistemas apenas com lodo ativado; e de $42,55 \text{ g.L}^{-1}$ para co-cultivo com *Chlorella sp.*. Já Leong *et al.* (2018) avaliaram a sedimentabilidade através da eficiência de floculação, obtendo valores de 88%, 42% e 1,23% para a biomassa somente de bactérias, co-cultivo microalga-bactéria e sistema com microalgas apenas, respectivamente, demonstrando a relevância da formação do agregado para promover uma maior retenção de microalgas.

Em tempo, na Tabela 9 são apresentados resultados de estudos realizados por Robles *et al.* (2020), que avaliaram o comportamento do agregado microalga-bactéria com esgoto sintético, avaliando seu desempenho ao longo do tempo, por meio do monitoramento em tempo real do pH e do oxigênio dissolvido, com intuito de encontrar indicadores das variáveis que coexistem no AMABs, principalmente no período inicial de formação do agregado. A partir dos 19 dias de operação, as microalgas assimilavam nutrientes de forma significativa e, por fim, a partir dos 30 dias de operação, já se observavam grânulos estruturados e estáveis, com desempenho satisfatório na produção de biomassa.

Embora existam estudos consolidados com uso de agregados microalga-bactéria em reatores contínuos, fotobiorreatores com bateladas únicas e sequenciais, como visto anteriormente, ainda são poucas investigações em torno do comportamento desses agregados nas lagoas de alta taxa (ARCILA & BUITRÓN, 2016, 2017b; ROBLES, CAPSON-TOJO, GALÈS, *et al.*, 2020). Esses sistemas de tratamento, quando comparados com os RFC e FRBS, são sustentáveis e menos onerosos, produzem biomassa capaz de tratar eficientemente esgotos domésticos e ainda permitem a obtenção de produtos com valor agregado, em especial, a produção lipídica para fins de geração de biocombustíveis (COGGINS *et al.*, 2020).

Tabela 9 - Os estudos que aplicaram o sistema microalga-bactéria lagoas de alta taxa

Tipo de tratamento concentração (mg/L)	Dimensões do reator e condições operacionais	Performance do tratamento	Característica da biomassa	Espécies de microalgas presentes	Observações	Referencias
Esgoto Real; COD = 593 mg.L-1; NH4+-N =71.2 mg.L-1; PO4--P= 15.3	Volume = 50L Área = 0.26 m ² H = 0.15m Intensidade da luz = 200 µmol/m ² .s TDH = 10, 6 e 2 dias	91 % COD remoção; 99% NH4-N remoção; 49%TP remoção	SV (1.4 m/h - dias; 8.3 m/h – 6 dias) / Sedimentabilidade (98.3 - 10 dias; 92.7 - 6 dias)	Cianobactérias Diatomáceas Algas verdes	Para o TDH de 2 dias o sistema entrou em colapso. Foi observado a formação dos grânulos. Produção do metano (55.7 mL/gVS.d para o TDH de 10 dias).	Arcila & Buitrón, 2016
Esgoto Real COD = 591 mg.L-1; NH4+-N =64 mg.L-1; PO4--P= 15.3	Volume = 50L Área = 0.26 m ² H = 0.15m Intensidade da luz – diferentes níveis Ciclo Escuro 12h:12H luz TDH = 10 dias	84 % COD remoção; 98% NH4-N remoção; 92%TP remoção	SVI = 40 - 740 mL/g / Sedimentabilidade = 26 - 88%	Cianobactérias Diatomáceas Algas verdes	A produção de EPS foi fundamental para a formação da estruturas dos grânulos. Os níveis de radiação 3800 Wh.m-2.d-1 and 2700 Wh.m-2.d-1 apoiaram a formação dos grânulos até os níveis 6200 Wh.m- 2.d-1	Arcila & Buitrón, 2017
Esgoto sintético COD = 332 mg.L-1; NH4+-N =39 mg.L-1; PO4--P= 35	Volume = 22000 L Área = 73,4 m ² H = 0,3 m Intensidade da luz = min 110, máx 624 µmol/m ² .s TDH = 6 dias	98% COD remoção 86% NH4-N remoção; 98%TP remoção	SV = 45 – 109 mL/g Até o 18º de operação	Cianobactérias Diatomáceas Algas verdes	Com 26 dias de operação as LATs estavam totalmente funcional. A comunidade bacteriana foi estabelecida após 10 dias de operação.	Robles <i>et al.</i> , 2020

Fonte: O Autor (2021).

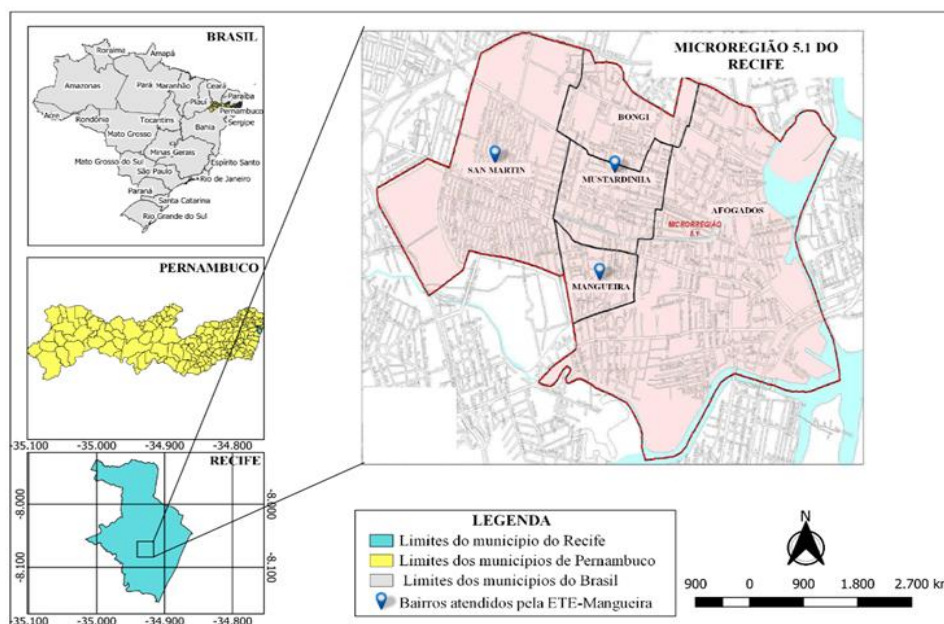
4 METODOLOGIA

Neste capítulo são apresentados os materiais e métodos utilizados durante todo período experimental.

4.1 IDENTIFICAÇÃO DA LOCALIZAÇÃO

Os experimentos foram desenvolvidos na estação de tratamento de esgoto da Mangueira (ETE-Mangueira), situada a latitude de 8°04'40.22'' ao sul e longitude de 34°55'29.39'' ao oeste, na cidade do Recife, no estado de Pernambuco, Brasil. A estação supracitada é projetada para tratar o esgoto doméstico dos bairros da Mangueira, San Martin e Mustardinha, localizados na microrregião 5.1 da cidade do Recife, PE (Figura 6). Essa ETE é composta pelo tratamento preliminar seguido do tratamento secundário com reatores UASB e, por fim, o efluente é destinado à lagoa de polimento.

Figura 6 - Mapa de localização da ETE-Mangueira e dos bairros que contribuem com o esgoto doméstico

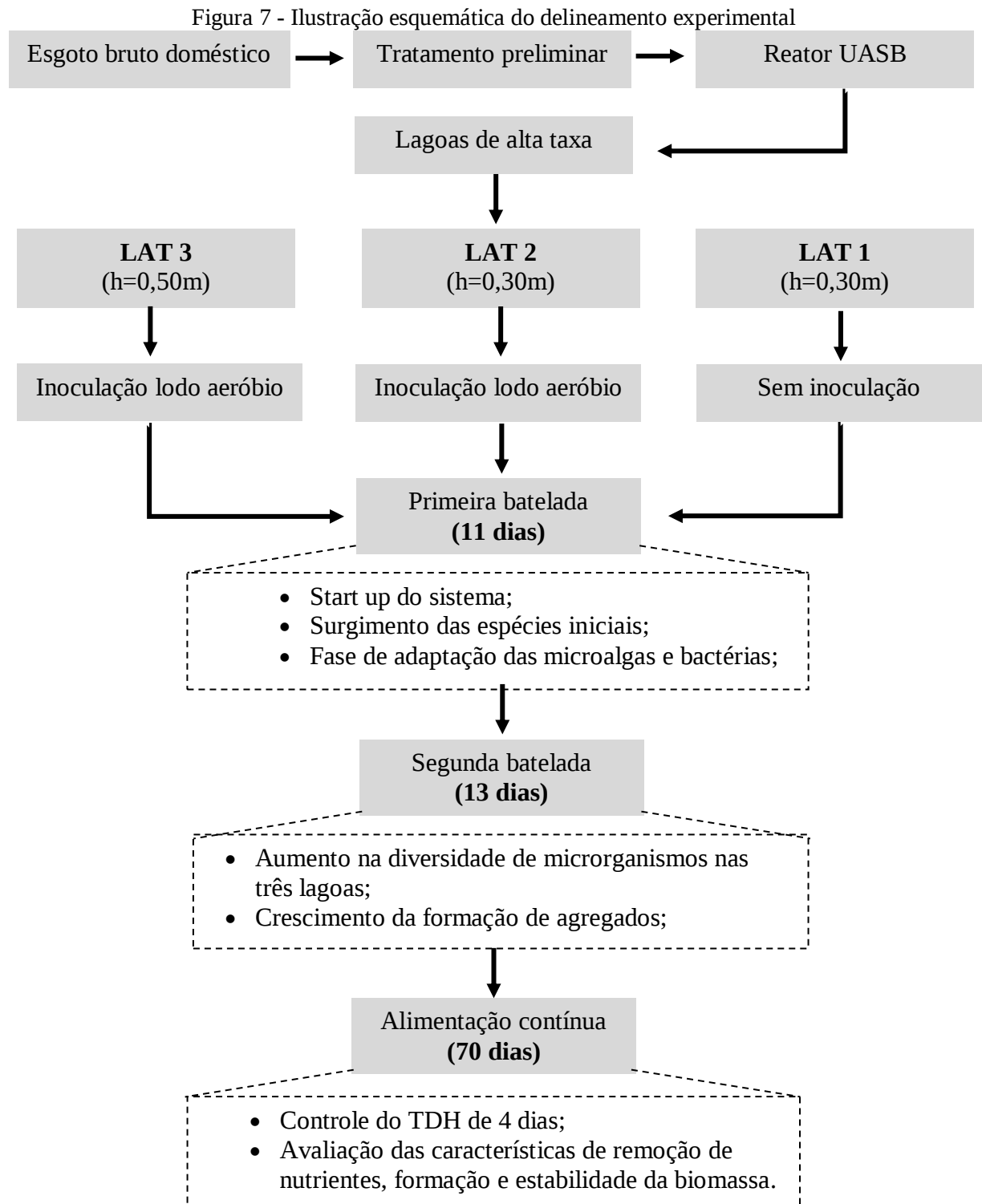


Fonte: O Autor (2021).

As etapas analíticas foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), pertencente à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) na cidade do Recife, PE. Esse laboratório dispõe de equipamentos para realização de análises físico-químicas, bacteriológicas e cromatográficas.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

O desenvolvimento experimental seguiu as seguintes etapas (Figura 7), das quais as três primeiras – esgoto bruto doméstico, tratamento preliminar e reator UASB – fazem parte do processo de tratamento de esgoto disposto pela ETE/Mangueira.



Fonte: O Autor (2021).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

A Tabela 10 apresenta os parâmetros construtivos das lagoas. Cada lagoa foi numerada conforme sua altura de projeto, sendo a LAT 1 aquela com altura máxima de lâmina d'água 0,3 m; a LAT 2 com 0,5 m; e a LAT 3 com 0,7 m.

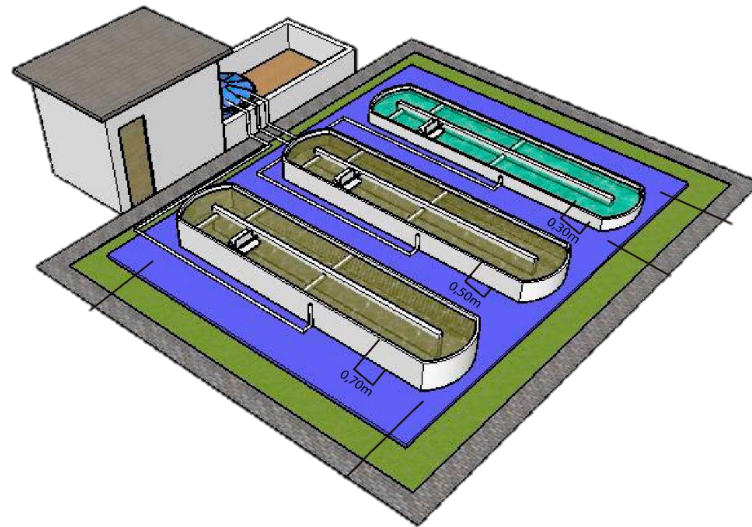
Tabela 10 - Parâmetros construtivos das três lagoas de alta taxa

CARACTERÍSTICA	LAT 1	LAT 2	LAT 3
Comprimento das lagoas (m)	6	6	6
Largura das lagoas (m)	1,4	1,4	1,4
Comprimento das chicanas (m)	5,6	5,6	5,6
Espessura das chicanas (m)	0,1	0,1	0,1
Altura das chicanas (m)	0,5	0,7	0,9
Altura (m)	0,5	0,7	0,9
Altura máxima da lâmina d'água (m)	0,3	0,5	0,7
Área superficial total (m ²)	8	8	8
Volume útil máximo (m ³)	2,4	4,0	5,6
Volume total (m ³)	4,0	5,6	7,2

Fonte: O Autor (2021).

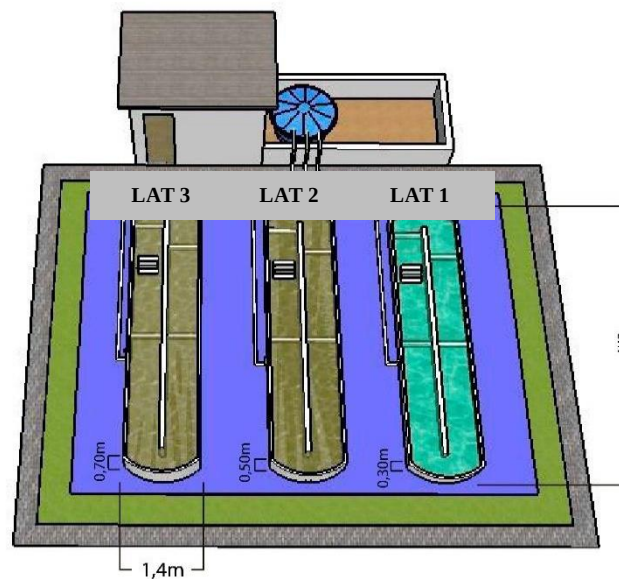
As três lagoas foram construídas com fibra de vidro, idênticas em área superficial e altura da borda livre (0,2 m), mas distintas em profundidade (0,3, 0,5 e 0,7 m). Nas Figuras 8 e 9, podem-se observar as medidas correspondentes das LATs.

Figura 8 - Desenho esquemático das profundidades das LATs



Fonte: O Autor (2021).

Figura 9 - Desenho esquemático das dimensões das LATs



Fonte: O Autor (2021).

4.4 MISTURA DO EFLUENTE E FUNCIONAMENTO DOS ROTORES

A mistura do efluente nas lagoas de alta taxa é um indicador relevante na formação do agregado microalga-bactéria. Embasando-se na teoria de Tiron *et. al.* (2015), a taxa de obtenção de biomassa mais estável e sedimentável deverá ser até 150 rpm. Segundo Arcila & Buitrón (2017), em lagoas de alta taxa, o ideal é assumir valores entre 0,2 e 0,5 m/s para evitar uma

agitação excessiva que promova danos às células das microalgas. Por esse motivo, foi assumida uma rotação de 0,5 m/s nas três lagoas, admitindo que a biomassa ficaria suspensa em toda a coluna d'água das lagoas.

Para a movimentação da massa líquida, foi utilizado um sistema motor-redutor, ligado a um quadro de comando por meio do qual é possível controlar a velocidade dos motores através de três inversores de frequência (Figura 10). Os valores de rotação adotados para cada LAT — 1, 2 e 3 — foram de 15.92, 9.55 e 6.82, respectivamente. Esses valores, representados em rotação por minutos (RPM), levaram a uma velocidade de 0,5 m/s, como sugerido na literatura citada previamente.

Figura 10 - a), b) e c) Características do motor-redutor para mistura nas LATs



Fonte: O Autor (2021)

Na Tabela 11, são apresentadas as características do sistema de motores e pás para mistura do efluente e biomassa nas lagoas de alta taxa.

Tabela 11 - Característica do sistema motor-redutor

CARACTERÍSTICA	LAT 1	LAT 2	LAT 3
Marca e modelo dos redutores	GREMIA GS63		
Marca e modelo dos motores	WEG W22		
Marca e modelo dos inversores de frequência	WEG CFW08		
Potência do motor-redutor	1 cv com redução de 1:40		
Comprimento da mesa de apoio do motor-redutor (m)	0,3	0,3	0,3
Largura da mesa de apoio do motor-redutor (m)	0,3	0,3	0,3
Altura da mesa de apoio (m)	0,45	0,65	0,85
Diâmetro do eixo do motor (m)	0,02	0,02	0,02
Nº de pás do rotor	4	4	4
Diâmetro do eixo do rotor (m)	0,04	0,04	0,04
Comprimento do eixo do motor + rotor (m)	1,7	1,7	1,7
Distância do rotor ao fundo da lagoa (m)	0,15	0,15	0,15
Distância do rotor às bordas da lagoa - em cada lado (m)	0,05	0,05	0,05
Distância da chicana para o eixo do rotor (m)	0,98	0,98	0,98
Diâmetros dos rotores (m)	0,6	1	1,4

Fonte: O Autor (2021).

4.5 CARACTERIZAÇÃO DO INÓCULO

O lodo utilizado para inoculação e formação do agregado microalga-bactéria nas lagoas LAT 2 e LAT 3 foi proveniente de sistema de Lodos Ativados, coletado do descarte de fundo do decantador secundário. O sistema tem capacidade de tratar 100 m³/h de efluente industrial e doméstico e é operado na empresa Suape Empreendimentos Ambientais (SEAL), localizada no município do Cabo de Santo Agostinho, em Pernambuco. O lodo aeróbio coletado possui características de biomassa floculenta com alta concentração de matéria orgânica (Tabela 12).

Tabela 12 - Caracterização do inóculo de lodo aeróbio

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA
DQO	mg/L	12470,4 ± 439,2
DBO	mg/L	1200,0 ± 70,7
NTK	mg/L	315,3 ± 17,9
Fósforo Total	mg/L	118,4 ± 3,9
SSV	mg/L	9960,0 ± 410,1

Fonte: O Autor (2021).

4.6 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

As Lagoas de Alta Taxa (LATs) foram alimentadas com efluente doméstico tratado por um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (reator UASB), em escala real. O reator UASB possui vazão diária de projeto de 31,86 L/s, com a vazão máxima horária de operação de 51,11 L/s e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas. Em sequência ao tratamento anaeróbio, parte do efluente previamente tratado é direcionado para as lagoas de alta taxa, tendo as seguintes características médias (Tabela 13):

Tabela 13 - Caracterização do Afluente das LATs

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉDIA
pH	-	7,25 ± 0,33
Oxigênio Dissolvido	mg/L	0,27 ± 0,34
Temperatura	°C	29,20 ± 1,12
Condutividade	µS/cm	1242,00 ± 71,26
Salinidade	%	0,52 ± 0,08
Alcalinidade Total	mg/L	243,51 ± 58,36
DQO	mg/L	160,51 ± 96,11
DBO	mg/L	80,00 ± 42,41
NTK	mg/L	35,25 ± 6,58
N-Amoniacal	mg/L	24,45 ± 7,43
Fósforo Total	mg/L	5,40 ± 1,33
SSV	mg/L	60,33 ± 54,14

Fonte: O Autor (2021).

4.7 OPERAÇÃO DOS SISTEMAS EM BATELADA

O processo experimental aconteceu em três etapas distintas, divididos em duas bateladas de 11 e 13 dias de ciclo, com o intuito de formar o agregado microalga-bactéria; e um período contínuo de 70 dias de operação. Quando os sistemas atingiram o estágio estacionário de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram realizados dois perfis temporais (nos dias 25/05/21 e 08/06/21) para melhor entendimento dos mecanismos de remoção.

A primeira batelada teve início no dia 19 de março de 2021. Após inserir a quantidade de SSV proposta para inoculação nas LAT 2 e LAT 3, houve o enchimento das LATs para atingir as alturas (0,3 m, 0,3 m e 0,5 m) avaliadas neste estudo. Nesta fase, o objetivo foi avaliar a adaptação das bactérias e o crescimento da biomassa juntamente com as espécies de microalgas.

Já a segunda batelada iniciou-se dia 30 de março de 2021 e visou a diminuir a concentração de sólidos no sistema e a turbidez, além de facilitar a penetração de radiação solar nas lagoas. Para tanto, houve descarga de 80% do efluente presente nas três lagoas. Após a descarga, efetuou-se novamente o enchimento das LATs até as alturas de coluna d'água supracitadas anteriormente. Para essa etapa, o objetivo era permitir que as algas pudessem aderir à superfície do lodo floculento, de modo que o agregado microalga-bactéria continuasse a crescer até atingir o equilíbrio do sistema, conforme reportado por outros (ZHANG et al., 2017).

4.8 OPERAÇÃO DO SISTEMA EM REGIME CONTÍNUO

Ao finalizar a operação das lagoas em regime de batelada, iniciou-se a operação das lagoas em regime contínuo. Na Tabela 14, são apresentadas as condições experimentais, que levaram em consideração os resultados satisfatórios para a formação de agregados microalga-bactéria em lagoas de alta taxa, apresentados por Arcila & Buitrón (2016; 2017) em relação ao nível ideal da lâmina d'água e ao TDH em torno de 4 a 6 dias.

Tabela 14 - Delineamento experimental das lagoas de alta taxa em regime contínuo

VARIÁVEL	LAT 1	LAT 2	LAT 3
Inoculação de lodo ativado (0,5g/L)		X	X
TDH (4 dias)	X	X	X
Vazão (1,7 L/min)	X	X	
Vazão (2,8 L/min)			X
Coluna d'água (0,3 m)	X	X	
Coluna d'água (0,5 m)			X
Rotação (0,5 m/s)	X	X	X

Fonte: O Autor (2021)

Com o intuito de garantir o TDH de 4 dias, aplicou-se a estratégia de Sutherland *et al.* (2014) com pulsos de alimentação de esgoto doméstico ao longo do dia, complementada com as abordagens descritas por Miao *et al.* (2018) e Kampschreur *et al.* (2009), os quais apontam que a atividade fotossintética das microalgas e maior parte da liberação do CO₂ das bactérias acontecem na fase clara de operação. Admitiram-se, neste trabalho, alimentação contínua de esgoto durante 16 horas por dia, predominantemente na fase clara, como descrito na Tabela 15.

Tabela 15 - Cronograma de alimentação das LATs no período contínuo

PULSOS	HORÁRIO
01	5:00 às 6:00 horas
02	7:00 às 9:00 horas
03	10:00 às 12:00 horas
04	13:00 às 15:00 horas
05	16:00 às 18 :00 horas
06	19:00 às 20:00 horas

Fonte: O Autor (2021)

A operação desta fase contínua teve início no dia 12 de abril de 2021 e encerrou-se no dia 21 de junho de 2021. Foi empregada a alimentação contínua e intermitente citada anteriormente (Tabela 6), aplicando um TDH de 4 dias, com vazão de 1,7 L/min para as LAT 1 e LAT 2, que operaram com altura de 0,3 m, e a vazão de 2,8 L/min para a LAT 3, que atribuía uma lâmina d'água de 0,5 m.

4.9 PERFIL DE MONITORAMENTO

Ao atingir o estado estacionário de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, foram realizados perfis temporais nas LATs, nos dias 25 de maio de 2021 e 08 de junho de 2021, sendo 67 e 81 dias do tempo operacional, respectivamente. Nos perfis, realizou-se o monitoramento a cada hora, iniciando às 8:00 horas e finalizando às 19:00 horas. Nesses perfis, também foram realizadas as análises de pH, oxigênio dissolvido e radiação (PAR).

Esse procedimento foi realizado com intuito de observar o comportamento das LATs em torno principalmente da atividade fotossintética e do consumo de oxigênio no meio. Com esses perfis, pode-se discutir a influência do sombreamento e das alturas escolhidas na operação das lagoas, uma vez que, segundo Park *et al.* (2011), o decréscimo da atividade fotossintética influencia diretamente na respiração da biomassa presente no sistema. Adicionalmente, com a observação do comportamento do pH e da radiação PAR, pode-se avaliar a interferência da produção fotossintética no consumo das formas inorgânicas de carbono e na variação do pH.

4.10 VARIAÇÕES METEOROLÓGICAS

As variações de precipitação média diária e temperatura foram coletadas no site da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), referente ao código 30 que corresponde ao posto meteorológico da Várzea (Recife), localizado a 8,5 km da ETE-Mangueira onde foi monitorado o sistema operacional.

4.11 MÉTODOS ANALÍTICOS

Visando ao monitoramento dos sistemas, três vezes por semana, eram analisados os parâmetros de campo descritos na Tabela 16. As avaliações das características do efluente e da biomassa eram realizadas com frequência semanal, predominantemente no primeiro dia útil da semana, com coleta entre as 10 horas e as 14 horas. Para acompanhamento da capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes do sistema operacional, as análises eram sempre realizadas com o efluente bruto e solúvel, conforme a Tabela 17. Sob outra perspectiva, para avaliação das características de formação e estabilidade da biomassa, as análises foram realizadas conforme o capítulo 4.12.

Tabela 16 - Métodos analíticos realizados em campo

PARÂMETRO	MÉTODO	AMOSTRA
pH		
Oxigênio Dissolvido	Potenciométrico	AF, LAT1, LAT2, LAT3
Temperatura	(Multiparâmetro	
Potencial Redox	HACH CO HQ40d)	
Condutividade		
Salinidade		
Radiação	Radiômetro (PAR) HD 2102.2	LAT1, LAT2, LAT3

Fonte: APHA, 2017.

AF = afluentes

Tabela 17 - Métodos analíticos realizados para avaliação da remoção de MO e nutrientes

PARÂMETRO	MÉTODO	AMOSTRA
DQO	Colorimétrico Método 5220-C	AF, LAT1, LAT2, LAT3
DBO	Manométrico (Oxitop)	
NTK	Titulométrico Método 4500 Norg - B	
N-AMONÍACAL	Titulométrico Método 4500 NH3-B e C	
NITRITO	Colorimétrico Método 4500 NO2-	
NITRATO	Colorimétrico Método 4500 NO3-	
FÓSFORO TOTAL	Colorimétrico Método 4500 P - C	
ALCALINIDADE	Titulométrico Método 2320-B	

Fonte: APHA, 2017.

AF = afluentes; MO = matéria orgânica.

4.12 ANÁLISE DE FORMAÇÃO DE BIOMASSA

A análise da formação de biomassa era realizada semanalmente, seguindo a mesma frequência de coleta de amostra de afluentes e efluentes, conforme descrito no capítulo anterior.

4.12.1 Série de Sólidos

A análise de sólidos suspensos voláteis (SSV) foi realizada conforme o método padrão Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Para essa variável, foram realizadas análises em triplicatas de cada lagoa de alta taxa, com a finalidade de observar a biomassa ao longo do período de operação. Amostras do licor misto eram coletadas dentro de cada uma das lagoas.

4.12.2 Clorofila-a (CHLA)

A clorofila-a foi realizada para o monitoramento do desenvolvimento das microalgas, independente das espécies. Esse parâmetro indica a produtividade da biomassa algal independentemente de haver processo simbiótico na lagoa ou não. Para mensurar a presença dos organismos fotossintéticos, este trabalho utilizou como base a metodologia descrita por Long *et. al.* (2016).

Para prosseguir com a análise, semanalmente, 40 ml de amostra bruta (licor misto) em cada LAT era centrifugada por 10 minutos a 4000 rpm. Em seguida, descartava-se o sobrenadante e adicionavam-se 20 mL de acetona a 90% e 0,05 gramas de CaCO₃ em cada amostra. Por fim, as amostras eram homogeneizadas em vórtex por 1 minuto. Então as amostras eram acondicionadas no escuro, com papel alumínio ao redor dos tubos falcon, por 24 horas, na geladeira a 4°C. Sequencialmente, as amostras eram centrifugadas novamente por 10 minutos a 4000 rpm, em temperatura ambiente.

Por fim, o sobrenadante era recolhido cuidadosamente e a clorofila-a era medida nos comprimentos de onda de 750 nm, 663 nm, 645 nm e 630 nm. Para o cálculo final desta variável em mg/L, utilizou-se a Equação 4, exposta a seguir:

$$\text{Clorofila} - a = \frac{[(11,64(ABS_{663} - ABS_{750}) - 2,16(ABS_{645} - ABS_{750}) + 0,10(ABS_{630} - ABS_{750})) * V_1]}{V} \quad (4)$$

Em que:

V = volume da amostra utilizado;

V1 = volume da acetona a 90% utilizado;

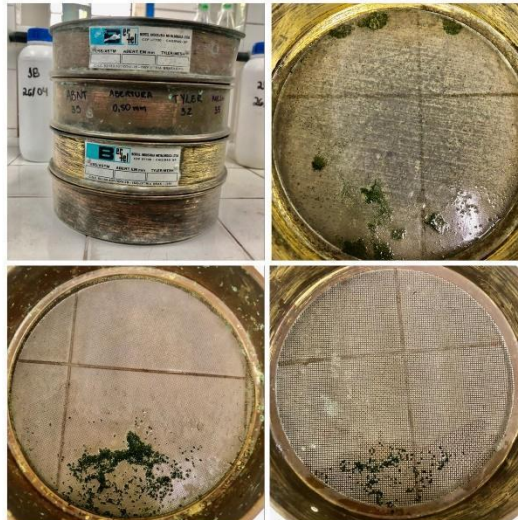
Chla = valor de clorofila-a detectado na amostra em mg/L.

4.12.3 Granulometria

Para acompanhar o tamanho das partículas, foi realizada a análise granulométrica, de acordo com a metodologia proposta por Bin *et al.* (2011). Nessa variável, o acompanhamento

foi realizado com 4 tamanhos de partículas, utilizando 3 peneiras de aço inoxidável com aberturas de 0,250, 0,500 e 1,000 mm e um recipiente de aço para coletar amostra com partículas menores de 0,250 mm (Figura 11).

Figura 11 - Procedimento das peneiras para a análise



Fonte: O Autor (2021).

Inicialmente, utilizando uma proveta de 1000 mL, adicionaram-se 300 mL da amostra homogeneizada (licor misto) juntamente com 200 mL de água deionizada. As peneiras eram colocadas na ordem decrescente da abertura das malhas. Depois desse procedimento, para determinação de cada parcela da biomassa, direcionou-se a amostra para a análise de sólidos suspensos totais (SST) (APHA, 2017).

4.12.4 Índice volumétrico de lodo (IVL)

Para avaliação da capacidade de sedimentação da biomassa, foi aplicada a metodologia indicada por Schwarzenbeck *et al.* (2004), que tem como análise padrão a determinação do IVL₃₀. Na avaliação dos sistemas de LATs, foi avaliado o IVL não somente em 30 minutos, mas também em 5, 10 e 15 min., utilizando provetas de vidro de 1000 mL. A Equação 5, a seguir, indica o procedimento de cálculo do IVL em estudo.

$$IVL_T = \frac{VLS \times 1000}{SST} \quad (5)$$

Em que:

IVL_t = índice volumétrico de lodo coletado no tempo t;

t = tempo de sedimentação (min);

VLS = volume de lodo sedimentado (ml/L);

SST = sólidos suspensos totais no licor misto.

4.12.5 Eficiência de floculação

Para realizar o teste de sedimentação, seguiu-se a metodologia citada por Leong *et al.* (2018), na qual uma alíquota de 50 mL da amostra do licor misto era retirada e efetuava em seguida a homogeneização, com a agitação suave.

A seguir, era medida a densidade óptica no comprimento de onda de 650 nm. Logo após, a amostra era colocada em repouso por 20 min e novamente tinha sua densidade óptica medida no mesmo comprimento de onda (a nova alíquota era extraída até no máximo 2,5 cm da superfície). A eficiência (%) de floculação da biomassa está disposta na Equação 6:

$$Eficiência\ da\ floculação = \left(1 - \frac{F}{I}\right) \cdot 100 \quad (6)$$

Em que:

F = é o ABS₆₅₀ da amostra não homogeneizada;

I = é o ABS₆₅₀ da amostra homogeneizada.

4.12.6 Substâncias poliméricas extracelulares

Para a extração das substâncias poliméricas extracelulares (EPS) foi utilizado ácido clorídrico durante 1 hora a 90°C, conforme Arcila & Buitrón, (2017). Inicialmente, 40 mL do licor misto era colocado para centrifugar por 20 minutos a 4000 rpm. Logo após, retirava-se o sobrenadante, adicionavam-se 15 mL de soro fisiológico e o licor era levado para agitação no vórtex. Na próxima etapa, deixavam-se as amostras no banho-maria a uma temperatura de 90°C por 60 minutos. Em seguida, cada amostra era centrifugada por mais 20 minutos a 4000 rpm. E, por fim, filtrava-se em membrana de 1,2 µm.

Depois de cumprir as etapas supracitadas, a amostra seguia para análise de polissacarídeos (PS) e proteínas (PN), segundo os autores Dubois *et al.* (1956) e Lowry *et al.* (1951), respectivamente, conforme se verá a seguir.

4.12.6.1 Polissacarídeos (PN)

Posteriormente à extração do EPS para as amostras da biomassa de cada lagoa de alta taxa, aplicava-se a análise de polissacarídeos, segundo Dubois *et al.* (1956). Para esta análise,

coletava-se uma alíquota de 0,5 mL do EPS extraído e colocava-se em tubos de ensaio de vidro rosqueáveis de 15 mL. Logo após, 0,5 mL de fenol a 5% p/v e 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado era adicionado nos tubos de ensaio de vidro rosqueáveis de 15 mL. Em seguida, os tubos eram levados para o processo de homogeneização no vórtex.

Após a preparação com os reagentes citados, era realizada a leitura no espectrofotômetro, com o comprimento de onda de 490 nm. Esse procedimento analítico era realizado em triplicata para cada amostra. A Equação 7 indica a obtenção do valor final de polissacarídeos por mg/L (Equação baseada na curva de calibração empregada).

$$POLISSACARÍDEOS \left(\frac{mg}{L} \right) = (83,183 \times ABS_{490}) - 2,9047 \quad (7)$$

4.12.6.2 Proteínas (PN)

Para realização desta análise, foi necessária previamente a execução da extração dos EPS de cada amostra. Inicialmente, era preparado o reagente combinado como segue: i) 0,52 mL da solução A (carbonato de sódio); ii) 0,04 da solução B (sulfato de cobre); (iii) 0,04 mL da solução C (tartarato de sódio e potássio); iv) 0,2 mL da solução D (hidróxido de sódio); v) 0,2 mL da solução E (SDS).

Posteriormente, retirava-se uma alíquota de 2 mL do EPS extraído e adicionava-se 2 mL do reagente combinado descrito anteriormente. Após 10 minutos em repouso, era inserido 1,0 mL do reativo de Folín, a solução era agitada no vórtex e deixada em repouso por mais 30 minutos em temperatura ambiente, no escuro. Essa análise sempre era realizada em triplicata. Por fim, as amostras eram lidas em espectrofotômetro a um comprimento de onda de 750 nm. O cálculo final de proteínas em mg/L era realizado conforme a Equação 8.

$$PROTEÍNAS \left(\frac{mg}{L} \right) = (208,15 \times ABS_{750}) - 2,4878 \quad (8)$$

4.12.7 Determinação de lipídios totais

Inicialmente, filtrava-se 100 mL do licor misto das LAT 1, LAT 2 e LAT 3 em membrana de fibra de vidro de 1,2 µm, secando-o por 24 horas em estufa a 100 °C. Após a secagem da biomassa, cerca de 0,5 g era colocado no Soxhlet por 8 horas, com a extração utilizando 150 mL de metanol:clorofórmio 2:1 à lavagem contínua, que representava cerca de

35 ciclos. Em seguida, no término da extração, o solvente era evaporado na chapa de aquecimento à temperatura aproximada de 40 °C para um volume de 15 a 20 mL.

Para quantificação lipídica do óleo extraído, havia transferência de 10 mL do extrato da biomassa de microalgas e cianobactérias para um tubo de ensaio rosqueável de 15 mL, previamente pesado em balança analítica. Assim, todo solvente era evaporado a 40° C no banho-maria até obter uma massa de 5 a 10 mg. Por fim, o conteúdo que restava nos tubos era determinado por gravimetria, como sugerido por Lourenço (2006) e exemplificado na Equação 9 abaixo:

$$\text{Teor de lipídios(\%)} = \frac{WL}{WDA} * 100 \quad (9)$$

Em que:

WL = peso do lipídio em gramas

WDA = peso da biomassa seca na membrana em gramas

4.12.8 Identificação e contagem das células

Para realização da análise quantitativa e qualitativa dos microrganismos, guardava-se, semanalmente, 300 mL do licor misto das LAT 1, LAT 2 e LAT 3 e essas amostras eram preservadas no lugol acético. Assim, para fazer o registro das imagens, o microscópio óptico (Leica-DME) era utilizado com as objetivas de 100x e 400x, com auxílio da câmera *BEL view 7.1 photonics*.

Com a finalidade de realizar a contagem das células com a quantificação em (cel.mL), aplicou-se a técnica de *Utermöhl* com a câmara de 2 mL, utilizando o microscópio invertido com transectos padronizados (vertical e horizontal). A densidade total e específica foi calculada de acordo com Villafañe & Reid (1995), conforme a Equação 10:

$$D = \frac{N}{V_c} \quad \text{sendo,} \quad V_c = \frac{A_c + V}{A_t} \quad (10)$$

Em que:

D = Densidade específica (cel.mL⁻¹);

N = Número de células contadas;

V_c = Volume contado (mL);

A_c = Área contada;

V = Volume da amostra (volume sedimentado na câmara de *Utermohl*);

At = Área total da câmara de contagem.

Em sequência, a abundância relativa era estimada, com o objetivo de indicar a representatividade de cada táxon. Utilizando a metodologia de Lobo & Leighton (1986), ilustrada na Equação 11:

$$Abundância (\%) = \frac{n \times 100}{N} \quad (11)$$

Em que:

n = número de indivíduos de cada táxon;

N = número total de indivíduos de todos os táxons.

A dominância dos organismos foi classificada em: i) maior que 50% (dominante); ii) maior que 30% até 50% (abundante); iii) maior que 10% até 30% (pouco abundante); iv) menor que 10% (rara).

Adicionalmente, para indicar a frequência de ocorrência dos organismos, ou seja, a representatividade do número de vezes de determinado táxon nas amostras, serviu de base a metodologia de Mateucci & Colma (1982), como na Equação 12:

$$Frequência (\%) = \frac{P \times 100}{p} \quad (12)$$

Em que:

P = número de amostras contendo a espécie;

p = número total de amostras examinadas.

Em concomitância com a equação anterior, os critérios de classificação foram distribuídos da seguinte forma: i) maior que 70% (muito frequente); ii) maior que 40% até 70% (frequente); iii) maior que 20% até 40% (pouco frequente) e iv) menor que 20% (esporádica).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos nos experimentos com as três lagoas, LAT 1, LAT 2 e LAT 3. Iniciou-se pela partida (*start up*) do sistema, com a realização de duas bateladas sequenciais para o desenvolvimento e estabilização do agregado microalga-bactéria. Nessa fase, o desenvolvimento e estabilização do AMABs foi avaliado temporalmente pelo aumento da clorofila-a, pelo crescimento e biofloculação do agregado nas lagoas dois e três que foram inoculadas.

Em seguida, são expostos os resultados do sistema operando em regime contínuo, observando sua estabilidade por meio dos parâmetros de processo, como SSV, remoção de matéria orgânica e nutrientes, crescimento da biomassa e produção de lipídios. Nessa fase, foram observadas variações nas características da biomassa, decorrente das precipitações ocorridas durante o período experimental. Por fim, ao atingir o estágio estacionário do sistema, caracterizado pela remoção da matéria orgânica e nutrientes constantes, foram realizados dois perfis temporais, com intuito de observar o comportamento do pH e OD durante o período de 8 a 19 horas.

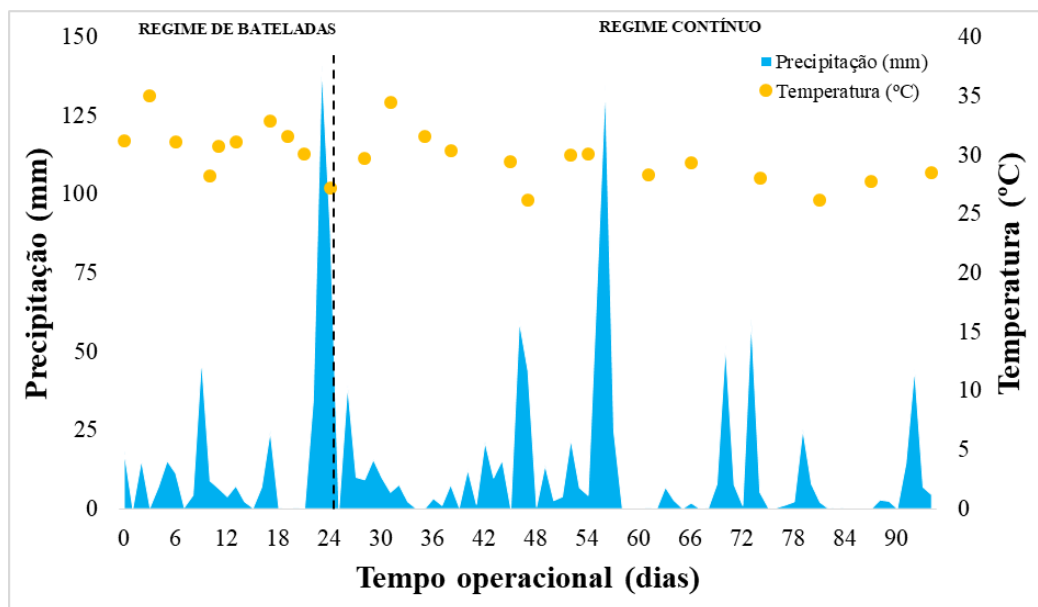
5.1 VARIAÇÕES CLIMÁTICAS

Na Figura 12 são apresentados os valores de precipitação média diária e temperatura da estação meteorológica da APAC de código 30, considerada a mais próxima do local onde os experimentos foram realizados. Ao longo do período de monitoramento das LATs, observou-se um acumulado de chuva de 1266 mm, em 94 dias de operação do sistema, incluindo as condições em batelada e em regime contínuo. Observou-se ainda picos chuvosos acima de 50 mm, que representam eventos extremos segundo os autores Nóbrega *et al.* (2015). As precipitações extremas levam a um maior revolvimento das lagoas, possibilitando a ocorrência de lavagem de microrganismos do sistema, com perda de biomassa e eficiência, bem como diluição do efluente a ser tratado. Tais influências são observadas e reportadas em capítulos posteriores.

As temperaturas médias encontradas nas LATs variam de 28,0 °C a 31,0 °C, esse parâmetro está diretamente relacionado com a maior incidência luminosa e influencia diretamente no equilíbrio do sistema, como na concentração de oxigênio dissolvido, no pH, na dinâmica das espécies no sistema e, por fim, na eficiência global do sistema. Algumas espécies de microalgas se adaptam em temperaturas maiores e outras predominam em temperaturas

menores. Valores de temperatura acima de 28 °C levam a um aumento na taxa de produção fotossintética nas lagoas, pois de acordo com Park & Craggs (2011) a máxima produção algal pode ser esperada durante os períodos de mais incidência luminosa e maiores temperaturas, corroborando com os resultados obtidos nesta pesquisa, que são apresentados nos próximos capítulos.

Figura 12 - Precipitação média diária e temperatura média durante o tempo operacional



Fonte: O Autor (2021).

5.2 PARTIDA DO SISTEMA – BATELADAS SEQUENCIAIS

Na Tabela 18 são apresentados resultados de parâmetros de processo no início da operação das lagoas, referentes a primeira batelada, com 11 dias de duração, a segunda batelada, com duração de 13 dias, e do fim das bateladas, quando se iniciou o regime contínuo. Observa-se diferença inicial nas concentrações de SSV nas LAT 2 e LAT 3 comparadas com a LAT 1, relacionadas com o processo de inoculação com lodo ativado sucedido nas duas lagoas (LAT 2 e LAT 3). O efeito da inoculação também influenciou nas concentrações de matéria orgânica (DQO, DBO) e nutrientes (N-amoniaco, nitrito, nitrato e fósforo total), uma vez que, o lodo ativado possui concentrações maiores destes compostos.

Avaliando as variáveis de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato os valores são próximos de zero no início da primeira batelada, estas concentrações serão apresentadas na Tabela 18, evidenciando que não ocorreu o processo de nitrificação após a partida e mistura das lagoas, possivelmente devido a elevada concentração de sólidos não permitindo o desenvolvimento de

microrganismos autotróficos, comprovado ainda pelos baixos valores observados de clorofila-a, principalmente nas LAT 2 e LAT 3. Nessa batelada observaram-se predomínio de partículas menores que 0,250 mm, demonstrando baixo sintrofismo entre microalgas e bactérias.

Na primeira batelada observaram-se concentrações de OD baixas, associadas a origem do afluente proveniente de tratamento anaeróbio, e elevada concentração de SSV, principalmente devido ao processo de inoculação, causando baixa abundância de microrganismos autotróficos, confirmados pelos resultados microbiológicos que serão apresentados posteriormente.

Em relação aos valores de nitrogênio amoniacal encontrados na primeira e segunda batelada, equivalente a 18,4 e 31,8 mg.L⁻¹, respectivamente, pode ser decorrente da conversão do nitrogênio orgânico realizado no processo anaeróbio. Nesta via, a amônia é liberada através da degradação dos aminoácidos. Além disso, ao final da segunda batelada os valores das concentrações de SSV, respectivamente, para LAT 1, LAT 2 e LAT 3 foram de 130,00 ± 1,41, 188,50 ± 2,12 e 51,50 ± 4,95 mg.L⁻¹, observando diminuição dos valores obtidos no início da primeira batelada decorrente da formação do AMABs. Contudo, o valor inferior de SSV para a LAT 3 pode estar relacionado com o *washout* do sistema, decorrente da precipitação de 130 mm ocorrida no dia anterior da coleta. Visto que, 5 dias antes, na coleta anterior, dia 19 operacional, a concentração de sólidos para a LAT 3 era de 172,50 mg.L⁻¹

Tabela 18 - Caracterização do efluente do reator UASB e das LATs no regime de bateladas

VARIÁVEIS	UNIDADE	AF 1ª.BAT	INÍCIO DA 1ª BATELADA*			AF 2ª.BAT	INÍCIO DA 2ª BATELADA			FINAL DA 2ª BATELADA		
			LAT 1	LAT 2	LAT 3		LAT 1	LAT 2	LAT 3	LAT 1	LAT 2	LAT 3
pH	-	7,37	7,61	7,5	7,25	7,30	8,18	7,52	7,47	10,08	9,66	9,01
OD	mg.L ⁻¹	1,19	0,17	0,1	0,12	0,28	8,66	0,27	0,24	8,68	10,4	7,61
Temperatura	°C	28,7	31,2	30,3	30,3	30,7	30,7	30,7	29,9	27,1	27,2	27,2
Condutividade	µS/cm	1086	1008	975	1041	1253	925	1009	1147	743	441	662
Salinidade	%	0,5	0,44	0,44	0,47	0,58	0,42	0,45	0,51	0,35	0,2	0,2
DQO	mg.L ⁻¹	153,06 ± 16,24	149,51 ± 16,25	633,63 ± 15,57	643,39 ± 15,55	255,15 ± 67,84	94,21 ± 18,17	272,88 ± 19,06	317,55 ± 28,77	255,86 ± 69,46	240,97 ± 47,43	98,46 ± 22,74
DBO	mg.L ⁻¹	90	90,00	565,42	574,93	150	104,8	262,95	315,42	292,7	259,41	103,99
N-amoniaco	mg.L ⁻¹	18,4	18,4	17,4	17,6	31,8	12,98	16,66	22,51	0,34	0,48	0,57
Nitrito	mg.L ⁻¹	0,008	0,008	0	0	0,005	0,004	0,122	0,04	0	0	0
Nitrato	mg.L ⁻¹	0,52	0,52	0	0	0	0	0,005	0,21	0	0	11,31
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	3,322	3,322	8,12	8,21	5,75	5,75	6,76	6,56	4,9	7,62	4,13
Alcalinidade	mgCaCO3L ⁻¹	242,4	-	-	-	339,56	210,08	226,24	267,25	57,77	78,17	80,4
SSV	mg.L ⁻¹	170,0 ± 12,17	148 ± 0,0	521 ± 35,36	655 ± 100,41	66,33 ± 2,89	24,50 ± 16,26	184,50 ± 0,71	180,50 ± 13,44	130,00 ± 1,41	188,50 ± 2,12	51,50 ± 4,95
Clorofila-a	mg.L ⁻¹	0,07	0,07	0,06	0,06	0,2	0,2	0,32	0,26	0,26	1,03	0,13
Ef. de floculação	%	-	25,68	73,51	70,74	-	27,27	83,45	71,38	94,66	90,61	93,04
IVL	mg.L ⁻¹	-	0	262,3	215,31	-	-	-	-	30,67	18,83	37,74
Proteínas	mg.gSSV ⁻¹	-	0	63,09	45,38	-	76,62	11,87	10,4	22,24	33,98	34,93
Carboidratos	mg.gSSV ⁻²	-	5,36	17,3	17,95	-	10,29	17,43	15,05	94,8	125,61	441,6
Lipídios	%	-	57,14	9,52	15,87	-	-	-	-	15,86	8,35	21,82

LEGENDA: AF = afluente; BAT = batelada; *Os valores finais da 1ª batelada são correspondentes aos valores iniciais da 2ª batelada;

Os valores iniciais de pH na primeira batelada foram de 7,61, 7,5 e 7,25, próximos da neutralidade, para as três lagoas, caracterizado pela alimentação com afluente anaeróbio e pela pouca atividade fotossintética no início do sistema. Entretanto, esses valores de pH foram aumentando gradualmente, até atingir nas duas bateladas valores na faixa de 10,8, 9,66 e 9,01 para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3, nesta ordem, resultante do consumo de CO₂ diluído empregado pelas microalgas para seu crescimento fotoautotrófico, conforme sugerido por Su *et al.* (2012).

Em tempo, o valor encontrado de irradiação solar durante o período das duas bateladas, medidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), foi de 2480,18 $\mu\text{mol.m}^2\text{s}^{-1}$ para as três lagoas. Segundo Santiago (2013), nas LATs a incidência solar influencia diretamente no aumento do pH, uma vez que, a luz solar e o CO₂ são utilizados pelas microalgas para seu crescimento.

Em relação ao oxigênio dissolvido no meio, foi avaliado um aumento no fim das bateladas. Este parâmetro apresentou valores iniciais de 0,17, 0,10 e 0,12 mg.L⁻¹, e alcançou 8,68, 10,4 e 7,61 mg.L⁻¹ para as LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente, ao finalizar a segunda batelada. Relacionando-se com o crescimento da atividade bacteriana e a proliferação das microalgas no meio, que aumenta a atividade fotossintética e a concentração de OD nas lagoas.

Em sistemas de lagoas de alta taxa, resultados similares foram obtidos por Assis *et al.* (2020), os quais os valores iniciais de oxigênio dissolvido foram de 1 mg.L⁻¹ atingindo 8 mg.L⁻¹ após o crescimento das microalgas e adaptação das bactérias. Vale salientar, que ao fim da primeira batelada, somente a LAT 1, sem inoculação de lodos ativados, apresentava um bom OD na faixa 8,66 mg.L⁻¹. Nesse sentido, uma segunda batelada foi realizada com o propósito de propiciar sistemas em equilíbrio.

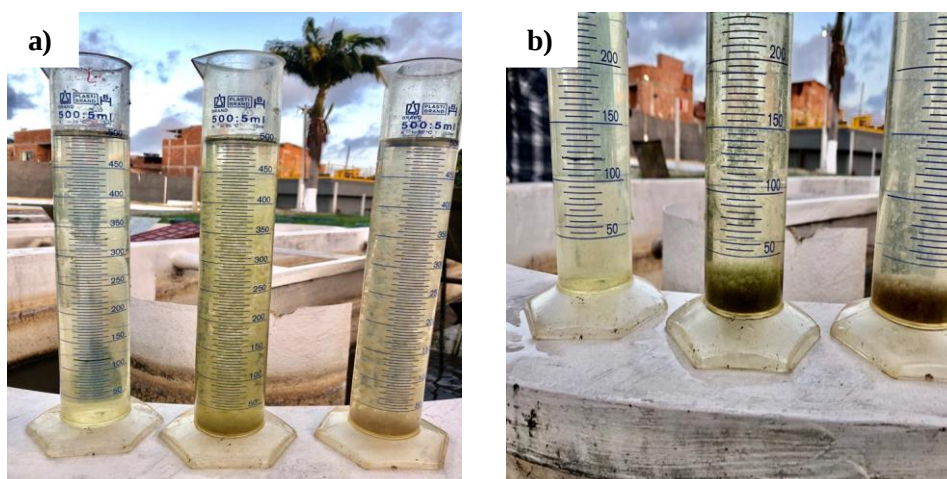
As remoções de DQO solúvel, que desconsideram a biomassa, ao fim da batelada 2, alcançaram 89%, 89% e 87,8% e para DBO solúvel obteve cerca de 94%, 92% e 92% para LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente. Esses resultados de remoção de matéria orgânica estão em consonância com o observado em sistemas similares por Arcila & Buitrón, (2016), contudo esses autores trabalharam apenas com uma batelada de 10 dias.

Por fim, devido à alta degradação da matéria orgânica nas três LATs, e, o crescimento da biomassa, dado em concentração de SSV, e de microalgas, medido em clorofila-a, encerrou-se a segunda batelada, totalizando duas bateladas de 24 dias, e em sequência, início do regime de alimentação contínua.

As constatações relatadas acima, podem ainda ser observadas visualmente nas fotos apresentadas na Figura 13. A Figura 13a, referente à batelada 1, fica evidente uma maior quantidade de partículas em suspensão, elevando a turbidez do meio, que dificultou o

crescimento de AMABs na LAT 2 e na LAT 3. A elevada turbidez dificulta a penetração de luz na coluna d'água, e consequentemente, um baixo crescimento e formação dos agregados em simbiose com microalgas e bactérias é esperado. Na Figura 13b observa-se que a partir de dois dias de operação da segunda batelada, houve uma redução na turbidez do meio, permitindo o início da formação do agregado microalga-bactéria.

Figura 13 - Imagens das bateladas: a) Características do final da primeira batelada das LAT 1, LAT 2 e LAT 3; b) Início da formação dos agregados na segunda batelada LAT 1, LAT 2 e LAT 3

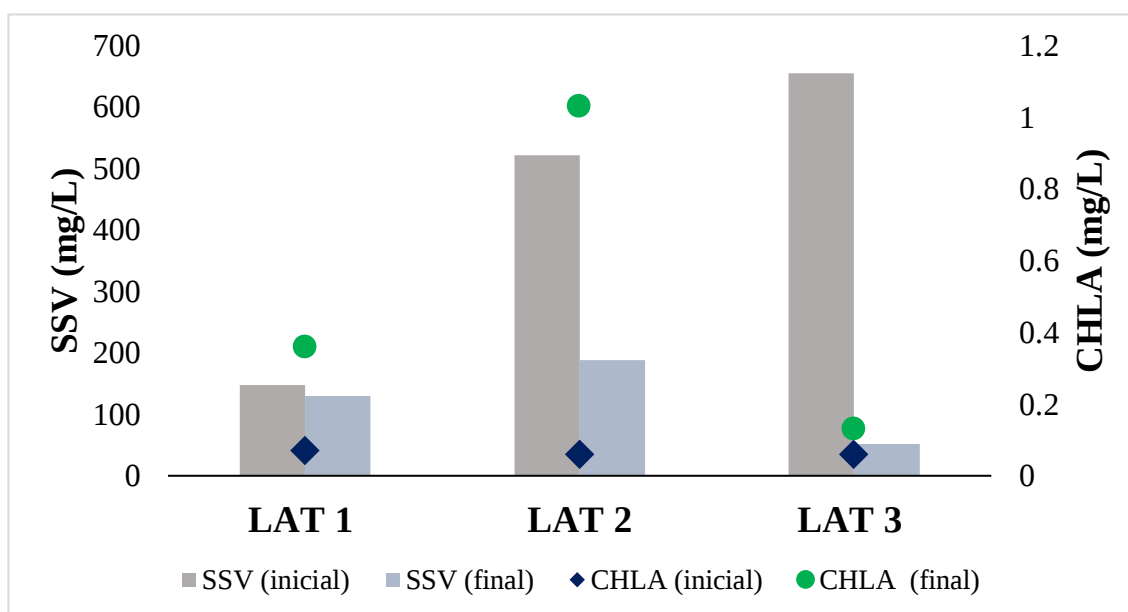


Além do exposto acima, a produção de sólidos nas LATs foi observada não somente pelo crescimento das microalgas, mas concomitantemente com o crescimento de outros microrganismos como as bactérias e o zooplâncton conforme observado na Figura 14 e posteriormente reportado na Tabela 19. Com 11 dias iniciais da primeira batelada, foi analisado que rapidamente houve a remoção de matéria orgânica e nutrientes, porém, com baixos valores de clorofila-a, 0,20, 0,32 e 0,26 mg.L^{-1} , para LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente. Sun *et al.* (2018), reportam que valores iniciais de clorofila-a de 5 mg.L^{-1} são observados em sistemas com agregado microalga-bactéria.

No final da segunda batelada houve uma diminuição na concentração de SSV de 148,00, 521,00 e 655,00 mg.L^{-1} para 130,00, 188,50 e 51,50 mg.L^{-1} para as LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente, essa redução da concentração de sólidos, em parte influenciada pela estratégia de partida da segunda batelada que renovou – 50% para LAT 1 e 2 com altura de 0,30m e 70% para LAT 3 com altura de 0,50m – do esgoto para sua partida, porém não refletiu em aumento significativo de clorofila-a de 0,26, 1,03 e 0,13 mg.L^{-1} como mostra a Figura 14. Os altos índices de chuva podem ter dificultado a formação de biomassa algal, propiciando a diluição das LATs, os resultados de eventos extremos de chuvas foram abordados no capítulo 5.1.

O crescimento da biomassa pode ter sido limitado pois como existiam menos abundância de microalgas, o CO₂ liberado pelas microalgas foi facultativo, tendo em vista que esse fator é essencial para o crescimento das bactérias. Em um trabalho com lodo ativado e microalgas, os autores Zhu *et al.* (2019) avaliaram que em regime de batelada, quando o carbono orgânico era esgotado, as bactérias não conseguiam se desenvolver no meio. Desse modo, as microalgas se sobressaíam no meio por serem organismos fotoautotóxicos que captam o CO₂ atmosférico para continuarem se multiplicando.

Figura 14 - Comportamento do SSV no início e no fim das duas bateladas



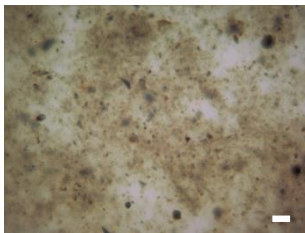
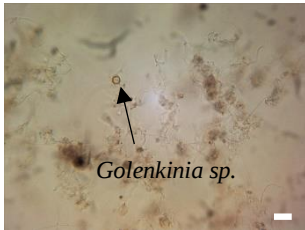
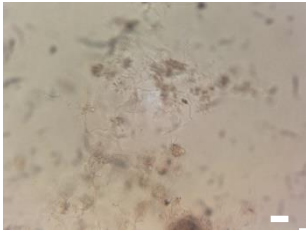
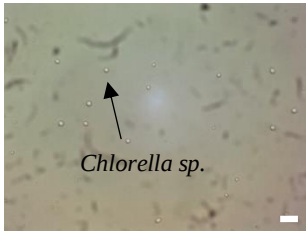
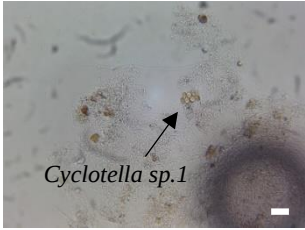
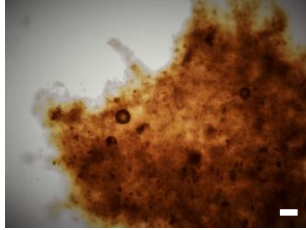
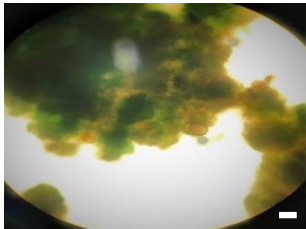
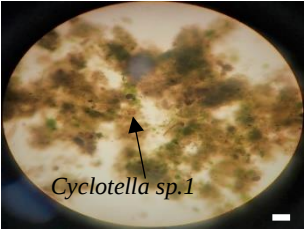
Fonte: O Autor (2021).

Avaliando a LAT 2 e LAT 3, que foram inoculadas com lodos ativados, observou-se que no fim das bateladas, a lagoa 2 obteve melhor relação SSV e CHLA, com valores de 188,5 mg.L⁻¹ e 1,03 mg.L⁻¹, nesta ordem, que pode ser devido a menor altura da lâmina d'água definida em projeto de 0,30 m. Na LAT 1 o crescimento algal foi de forma natural, de acordo com as condições de fonte de carbono disponível as espécies iam se desenvolvendo. Na LAT 3 observou-se uma baixa concentração de clorofila-a, 0,13 mg.L⁻¹, quando comparada às outras lagoas, isso pode estar relacionado a quantidade ainda de sólidos em suspensão nesta LAT, dificultando a penetração da radiação solar na coluna d'água, além de possível auto sombreamento da própria lagoa, devido à altura de projeto.

Como não houve inoculação de microalgas em nenhuma das LATs, todo o crescimento algal foi de forma natural como pode-se observar na Tabela 19, as imagens apresentadas foram realizadas ao longo das duas bateladas. Inicialmente as imagens apresentam as características

do lodo ativado que foi utilizado como inóculo na LAT 2 e LAT 3, posteriormente, o dia 3 referente ao terceiro dia após a mistura das três lagoas, observa-se o aparecimento de microalgas. Em seguida, no dia 11 correspondente ao fim da primeira batelada, as microalgas mostram-se mais abundantes. E, por último com dia 24, que representa o fim da segunda batelada e início do regime contínuo, microrganismos filamentosos essenciais para a formação do AMABs são observados.

Tabela 19 - Imagens com ampliação de 10x e 40x das LATs (Barra = 200µm)

DIA	LAT 1	LAT 2	LAT 3
LODO		 10x	 40x Lodo ativado floculento
03	 40x <i>Golenkinia sp.</i>	 40x	 40x <i>Chlorella sp.</i>
11	 40x <i>Chlorella sp.</i>	 40x <i>Cyclotella sp.1</i>	 10x
24	 10x	 10x <i>Cyclotella sp.1</i>	 10x <i>Planktothrix sp.</i>

No fim das bateladas, dia 24, na LAT 1 observa-se a predominância de clorófitas e cianobactérias em abundância no meio. Já na LAT 2 e LAT 3 constata-se bactérias filamentosas que agem como pontes e proporcionam uma aderência das microalgas nos agregados conforme indicado pelos autores He *et al.* (2018). Ainda se verifica, as cianobactérias filamentosas, como

a *Planktothrix sp.*, e as diatomáceas, como a *Cyclotella sp.*, que são utilizadas como base e fixação de pequenas colônias e, apoiam a formação e estabilização do agregado microalga-bactéria (ARCILA & BUITRÓN, 2017). Com isso, constatando a presença destes organismos filamentosos e diatomáceas, e ainda, com o aumento na CHLA e SSV citados anteriormente, concluiu-se que os agregados microalgas-bactérias estavam presentes e estruturados permitindo iniciar o regime contínuo de operação das lagoas.

5.3 REGIME CONTÍNUO

Neste capítulo são abordados o monitoramento realizado durante 70 dias em regime contínuo. Inicialmente, os resultados dos parâmetros de controle de campo são apresentados, logo em seguida os valores obtidos da remoção de matéria orgânica e nutrientes, posteriormente os valores relativos à característica e estabilização da biomassa. Realizou-se ainda dois perfis temporais a partir da estabilização do sistema, baseado em remoções constantes de carga orgânica e nutrientes. Por fim, foi avaliada a geração de produtos com valor agregado a partir desta estabilização e fração de lipídios presentes na biomassa.

5.3.1 Parâmetros de controle de campo

Na Tabela 20 são observados os valores médios encontrados de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade, potencial redox e salinidade.

Tabela 20 - Valores obtidos no monitoramento dos parâmetros de controle de campo das lagoas durante a operação em regime contínuo

VARIÁVEL	AFLUENTE	LAT 1	LAT 2	LAT 3
OD (mg/L)	0,25 ± 0,15	15,79 ± 3,81	12,8 ± 2,89	7,93 ± 2,40
TEMPERATURA (°C)	29,3 ± 1,10	29,3 ± 1,33	29,0 ± 2,10	28,0 ± 1,66
POTENCIAL REDOX (mV)	-285,3 ± 52,70	37,6 ± 50,17	72,85 ± 39,90	103,15 ± 56,22
CONDUTIVIDADE (µS/cm)	1171,5 ± 211,47	722,0 ± 307,0	681,0 ± 235,8	778,0 ± 255,0
SALINIDADE (‰)	0,52 ± 0,09	0,35 ± 0,15	0,31 ± 0,11	0,34 ± 0,11

Fonte: O Autor (2021).

Observa-se o oxigênio dissolvido no meio da LAT 1 em torno de 15,79 mg.L⁻¹, indicando uma presença maior de atividade fotossintética, ou seja, um crescimento maior das microalgas, enquanto na LAT 2 e LAT 3 os valores médios encontrados de OD foram 12,8 e 7,93 mg.L⁻¹. Os valores inferiores observados na LAT 2 e LAT 3, podem estar relacionados com o consumo de oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias presentes no agregado, tendo

em vista, que essas duas lagoas apresentaram melhor formação de AMABs, conforme apresentado no capítulo das bateladas. Esse indicativo pode ser justificado com a contribuição dos autores Coggins *et al.* (2020) que afirmavam que na relação mutualística e simbiótica em sistemas que trabalhavam com agregado microalga-bactéria, os organismos heterotróficos são responsáveis pelo consumo do CO₂ no meio gerado pelas microalgas.

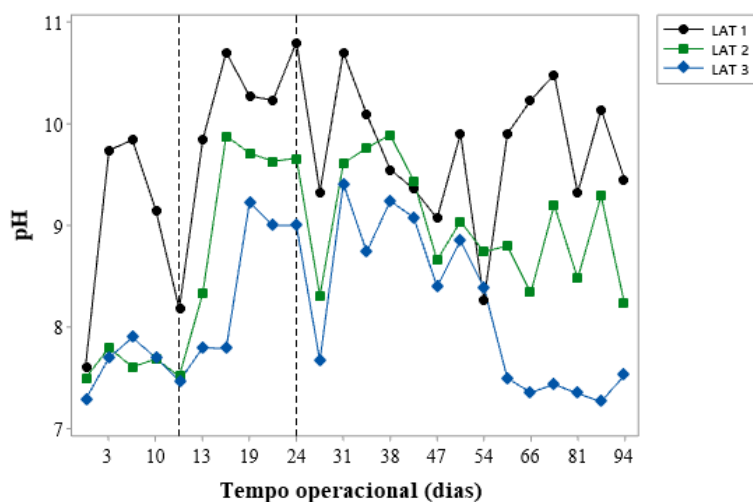
Os valores médios de temperatura encontrados nas lagoas foram 29,3, 29,0 e 28,0 °C, para LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente, valores mais elevados foram observados para as lagoas operadas com coluna d'água de 0,30 m de altura. Lembrando que a operação das lagoas de alta taxa foi em ambiente aberto, ao ar livre, sujeito ao intemperismo, como as variações de precipitações, umidade do ar, variação de radiação e temperatura. Contudo, ainda obteve-se uma boa adaptação das espécies, conforme resultados apresentados nos capítulos seguintes e, com predominâncias das espécies variando de acordo com a temperatura ótima de crescimento e a relação entre as variações citadas.

Adicionalmente, para melhor entender a variação de temperatura, serão abordados em capítulos posteriores dois perfis de monitoramento em relação ao oxigênio dissolvido e temperatura, e, um gráfico apresentando um comportamento da temperatura (°C) nas três lagoas durante todo o período de monitoramento do sistema.

5.3.2 Variação do pH

Na Figura 15 será apresentado o gráfico do comportamento do pH durante todo o tempo operacional.

Figura 15 - Medida de pH nas três LATs durante as bateladas e regime contínuo



Fonte: O Autor (2021).

Avaliando temporalmente o regime contínuo os valores médios de pH foram de $9,9 \pm 0,67$, $9,04 \pm 0,57$ e $8,39 \pm 0,79$ para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente, salientando que não houve adição de agentes de controle de pH. Ao longo desse regime, observou-se incidentes de redução de pH, principalmente nos dias que foram observadas chuvas extremas como nos dias 24 e 54, conforme observado na Figura 12 do capítulo 5.1. Além do processo de diluição do sistema ocorrido em dias com precipitações maiores, conforme relatado por Sutherland *et al.* (2014), valores de pH acima de 9,5 pode ocasionar liberação de compostos para atmosfera como amônia. No entanto, todas as lagoas conseguiram recuperar o pH, demonstrando que a estratégia de partida e operação adotadas do sistema foram satisfatórias.

De modo geral, o valor médio de pH da LAT 1 encontrado foi na faixa de 10,0, isso pode ser decorrente da alta produção fotossintética no meio. A variação da radiação solar também influencia na variação do pH, visto que, pode interferir no consumo das formas inorgânicas de carbono. Enquanto na LAT 2 e LAT 3 os valores médios obtidos foram abaixo de 9,0, possivelmente devido a auto regulação promovida pelos AMABs. Ainda, é importante lembrar que os valores ideais para crescimento das microalgas estão na faixa de pH entre 7,00 e 9,00 (LIQUIDE & SYSTEMS, 2016).

5.4 DESEMPENHO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

Neste capítulo são abordados os valores de remoção de matéria orgânica, expressa em demanda química de oxigênio (DQO) e demanda biológica de oxigênio (DBO), nitrogênio em todas suas formas e fósforo total. Estes valores são correspondentes ao tratamento realizado pelas três lagoas de alta taxa no regime contínuo de operação, com duração total de 70 dias de monitoramento, iniciando no dia 24 e encerrando no dia 94 operacional. Em síntese, são apresentados na Tabela 21 os valores médios e desvio padrão dos valores alcançados de remoção durante o tratamento de esgoto sanitário com LATs.

Tabela 21 - Desempenho das LATs durante o regime contínuo

Variável	AF	LAT 1		LAT 2		LAT 3	
		Concentração (mg/L)	Remoção (%)	Concentração (mg/L)	Remoção (%)	Concentração (mg/L)	Remoção (%)
DQO	181,42±49,8	90,82±38,58	51,62±23,1	47,42±18,85	74,67 ± 10,73	52,45 ± 15,85	72,03 ± 13,09
DBO	100±34,62	12,50±14,91	85,38±15,9	15,50±6,56	83,00 ± 8,57	6,50 ± 6,31	94,67 ± 7,44
NTK	33,05±6,10	4,98±2,98	84,85±8,63	4,62±1,29	85,79 ± 5,58	4,79 ± 2,11	86,13 ± 7,04
NH₄⁺	21,1±6,26	2,60±2,43	88,79±10,8	1,82±1,56	91,75 ± 11,98	1,98 ± 1,50	89,04 ± 12,82
NO₂⁻	0,005±0,009	0,04±0,05	-	0,12±0,08	-	0,10 ± 0,07	-
NO₃⁻	0,37±0,30	1,39±1,13	-	7,01±5,11	-	13,61 ± 2,62	-
NT	34,07±6,44	5,53±2,48	83,50±6,30	12,72±5,58	84,15 ± 6,75	17,94 ± 2,57	77,94 ± 3,97
PT	4,39±1,50	1,26±0,44	71,40±20,2	1,69±0,53	62,69 ± 25,41	2,43 ± 0,52	54,98 ± 22,56
N/P	7,76	4,39	-	7,53	-	7,38	-

Fonte: O Autor (2021).

NT = nitrogênio total; NO₂⁻ = nitrito; NO₃⁻ = nitrato; PT = fósforo total; NH₄⁺ = nitrogênio amoniacal; N/P = relação nitrogênio e fósforo;

Na Tabela 21 não foram apresentados os dados referentes a remoção em porcentagem de nitrito e nitrato nas LATs, isso porque verificou-se o processo de nitrificação nos sistemas que será melhor discutido nos capítulos posteriores em torno do tratamento de material nitrogenado.

5.4.1 Remoção da matéria orgânica

As lagoas de alta taxa operaram recebendo esgoto doméstico do tratamento de um reator UASB, como citado anteriormente, os valores médios de DQO e DBO afluente durante o regime contínuo de operação foram de 181,42 ± 49,85 e 100,00 ± 34,62 mg.L⁻¹, respectivamente. Na Figura 16 e 17 são apresentados os valores da concentração no efluente de DQO filtrada e as remoções obtidas durante o regime de alimentação contínua do sistema.

Figura 16 -Concentração de DQO do afluente e efluente das LATs

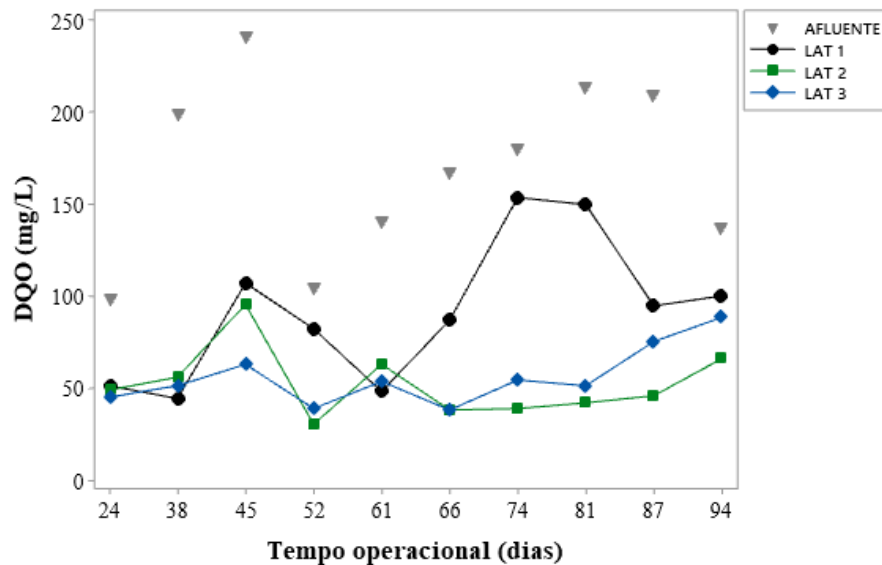
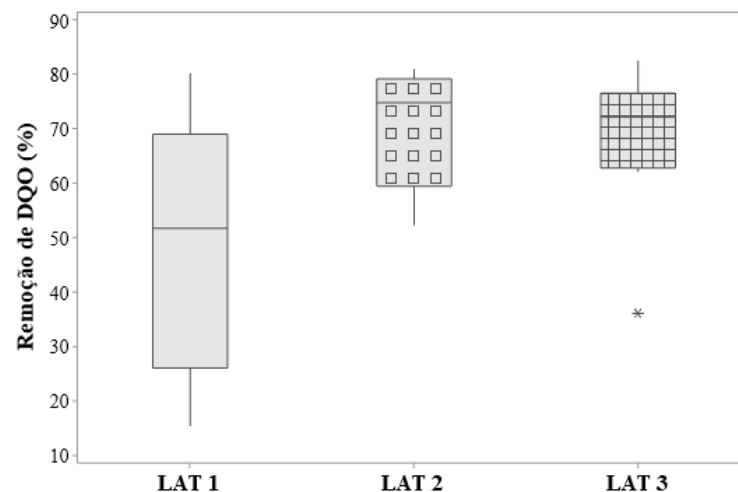


Figura 17 - Remoção de DQO solúvel do efluente das LATs



As remoções médias de DQO da LAT 1, LAT 2 e LAT 3, foram na faixa de 51,62, 74,67 e 72,03 %, nesta ordem. As LATs que operaram com a inoculação de lodo ativado, com o intuito de acelerar o processo de formação de agregado microalga-bactéria, alcançaram valores superiores à lagoa sem inoculação. Ainda, observa-se que na LAT 1 houve uma variação maior de remoção total de DQO durante o tempo operacional, que pode ser devido a uma menor agregação, que é abordada no capítulo de formação da biomassa, com consequente lavagem maior do sistema, mostrando ser o sistema mais suscetível às variações diversas, como de alimentação, precipitação, temperatura, radiação entre outras variáveis.

As remoções de matéria orgânica observadas nas LAT 2 e LAT 3 corroboram com a taxa de consumo de matéria orgânica das bactérias que é bem mais acelerada que as microalgas.

Além disso, Tang *et al.* (2016) apontam a característica de interação dos AMABs, que contribuem com avaliação da LAT 2 e LAT 3 com inoculação de lodos ativados, onde, nestes sistemas de agregado microalga-bactéria há liberação do CO₂ pelas microalgas proporciona o aumento da biomassa, que gera concentrações de DQO solúvel inferior.

Contudo, os valores obtidos neste trabalho, de remoções de DQO foram inferiores as remoções de DQO obtidas em sistemas similares de lagoas de alta taxa com AMABs, reportados por Arcila & Buitrón (2017) e Robles *et al.* (2020) que alcançaram remoções na faixa de 90% de demanda química de oxigênio, entretanto, estes sistemas operaram as LATs por mais tempo e recirculando a biomassa, que pode ter contribuído para uma maior incorporação e remoção do material carbonáceo.

Nas Figuras 18 e 19 são apresentados os valores médios da demanda biológica orgânica (DBO) nas três LATs.

Figura 18 - Concentração de DBO do afluente e efluente solúvel das LATs

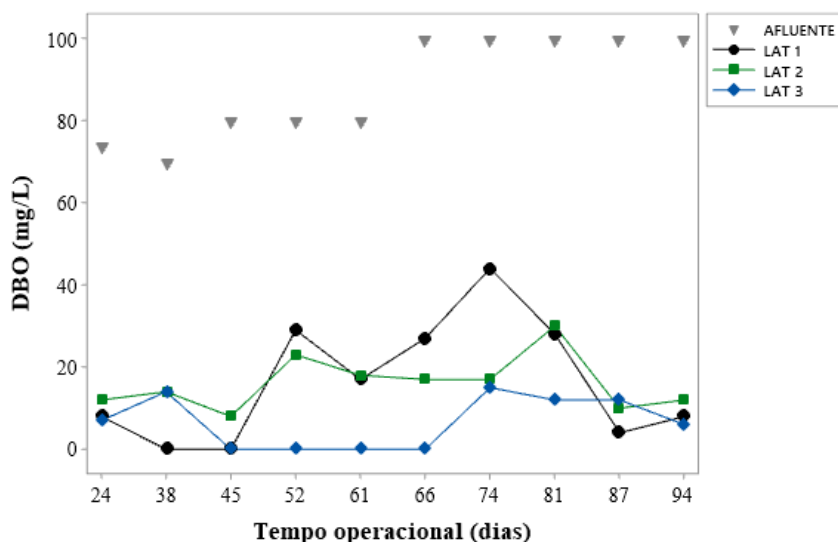
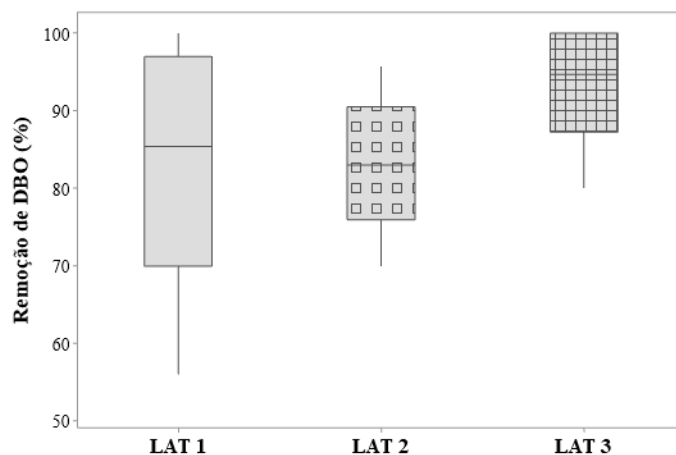


Figura 19 - Remoção de DBO solúvel nas LATs



Observa-se uma estabilização na biomassa a partir do dia 52 de operação, sendo referente a 28 dias de operação no regime contínuo, após esta estabilização os valores de remoção de DBO para a LAT 2 e LAT 3 se apresentam acima de 70%. A partir desta estruturação e estabilização da biomassa, a LAT 3 apresentou com remoção de DBO mais efetiva na faixa de 95% e próximo de 100%.

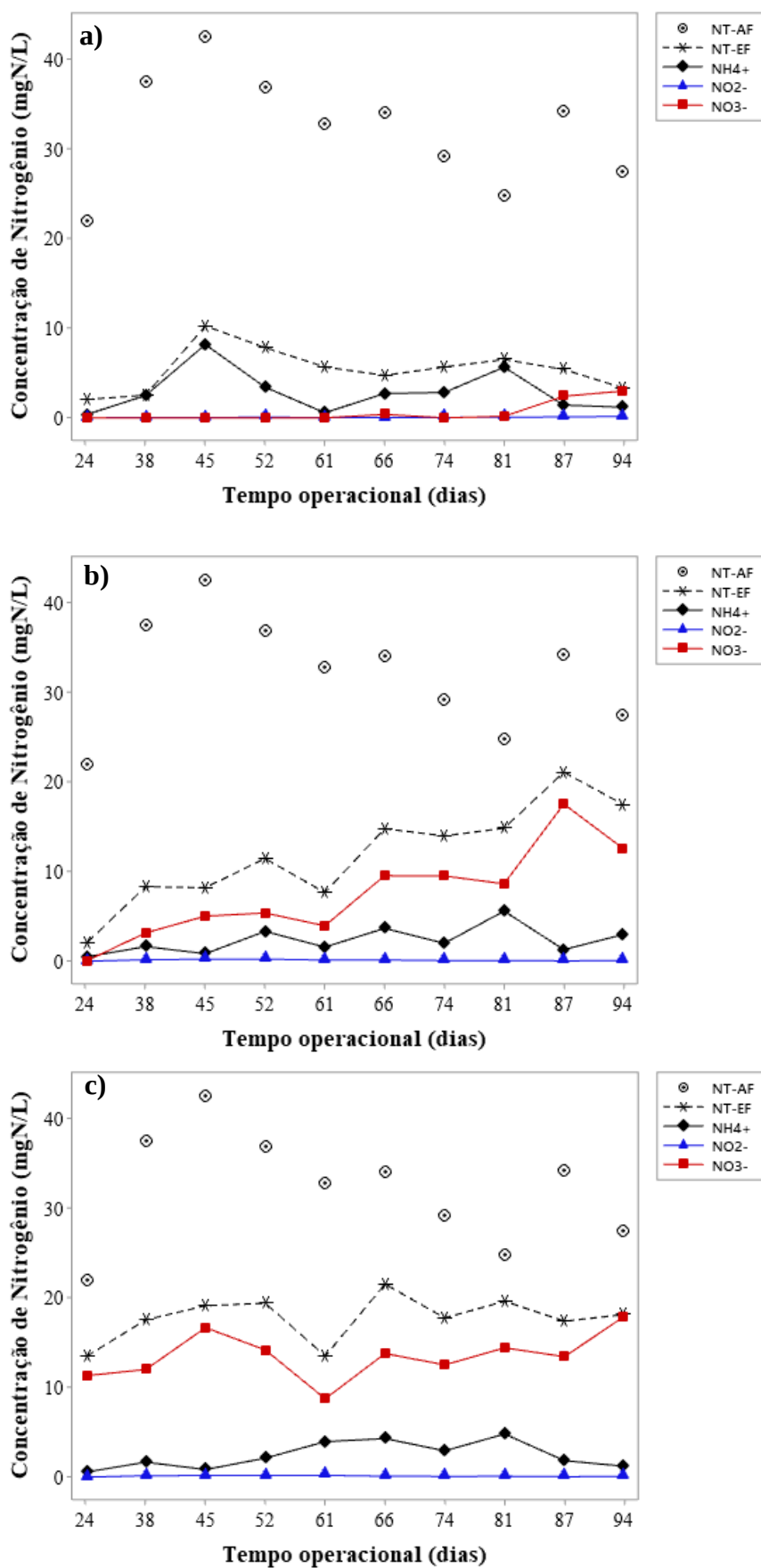
Segundo Coggins *et al.* (2020) quando o sistema o agregado de microalga-bactéria alcança a simbiose e a transferência mutualística de CO₂ e OD, simultaneamente ocorre a oxidação pelas bactérias e a assimilação pelas microalgas do material carbonáceo. Os valores médios inferiores de remoção na LAT 1 em torno 75,88 %, pode estar relacionado com a menor agregação, consequentemente as interações bactérias e microalgas são menores, havendo aumento do pH no meio, acima de 9,5, pela atuação das microalgas, condição que limita a degradação da matéria orgânica na lagoa.

Em trabalhos tratando esgoto doméstico, após 30 dias de operação contínua, os autores Ansari *et al.* (2017); Zhang *et al.* (2018) e Zhao *et al.* (2018) obtiveram remoções acima de 95% de matéria orgânica, esses valores foram alcançados após observar maior estabilidade dos agregados com um maior conteúdo de EPS. Estas substâncias poliméricas extracelulares (EPS) desempenham um papel fundamental na estabilidade e estruturação dos agregados, como será abordado no capítulo de formação da biomassa.

5.4.2 Remoção de nitrogênio

A seguir são abordados os desempenhos das LATs para remoção de nitrogênio para as três lagoas durante o regime contínuo (Figura 20).

Figura 20 - Balanço do nitrogênio total nas a) LAT 1; b) LAT 2 e c) LAT 3



Perante os resultados expostos, a LAT 1 e 2 apresentam-se com desempenho similares de remoção média de nitrogênio total $83,50 \pm 6,30$ e $84,15 \pm 6,75$ %, respectivamente, seguido da LAT 3 com performance de tratamento de $77,94 \pm 3,97$ %. Na LAT 1 houve predomínio da forma amoniacal, enquanto das LATs 2 e 3 predominou nitrato, fruto da nitrificação por bactérias autotróficas presentes no agregado.

Arcila & Buitrón, (2016) aludiram que a forma preferencial de absorção do nitrogênio pelas microalgas, é o amoniacal (NH_4^+), entretanto, pode existir três vias de remoção do nitrogênio amoniacal nas lagoas de alta taxa, primeiramente pela nitrificação realizado pelas bactérias autotróficas, depois pela assimilação que consiste na conversão do nitrogênio amoniacal para o nitrogênio orgânico e, por fim, pela via físico-química quando o pH é maior que 9,0.

Na LAT 1 observou-se uma variação maior de remoção de NH_4^+ , a primeira hipótese é a variação da quantidade de biomassa no meio, que sofreu o processo de diluição por conta das variações climáticas, ainda, essa variação na performance da referida LAT pode estar relacionada com o processo de volatilização da amônia em decorrência dos valores de pH acima de 9,0. Em tempo, García *et al.* (2006) e Robles *et al.* (2020) destacaram que a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal em LATs, principalmente na fase clara com valores de pH elevados.

Em sistemas com AMABs, como nas LAT 2 e LAT 3, acredita-se que a perda de nitrogênio no sistema por meio da volatilização é mínima, tendo em vista, que nestes supracitados sistemas houve um controle natural nos valores de pH, inferiores a 9,0, como reportado em capítulos anteriores. Os autores Arcila & Buitron (2016) e Robles *et al.* (2020) operando com lagoas de alta com TDH de 10 e 6 dias obtiveram remoção de NH_4^+ de 99,0 e 86,0 %, respectivamente, sendo relacionado com a recirculação da biomassa no sistema, que permite uma maior retenção e incorporação de bactérias nitrificantes à biomassa, uma vez que são microrganismos com crescimento lento. Ainda, a LAT 3 apresentou uma maior formação de nitrato desde o início da operação no regime contínuo, isto pode ser atribuído, a altura maior da coluna d'água da LAT – 0,50 m – com altura total de projeto da LAT de 0,90 m, que ocasionou uma maior retenção celular, com consequente atuação das bactérias nitrificantes.

5.4.3 Remoção de fósforo

A seguir são abordados os desempenhos das LATs para remoção de fósforo. O afluente que é direcionado para as LATs dispõe de concentrações de fósforo na faixa de $4,39 \pm 1,50 \text{ mg.L}^{-1}$. No geral, as remoções médias na LAT 1, LAT 2 e LAT 3 são similares. Na Figura 21 e 22 são apresentados os valores encontrados de fósforo total nas lagoas.

Figura 21 - Concentração de fósforo total do afluente e efluente das LATs

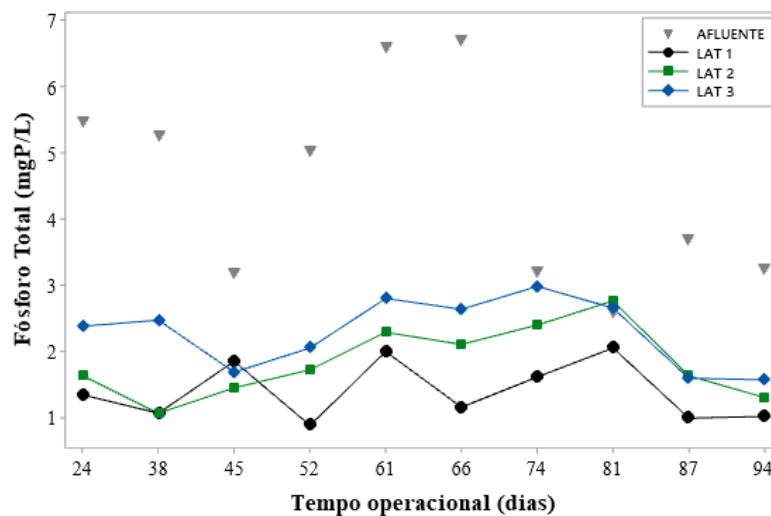
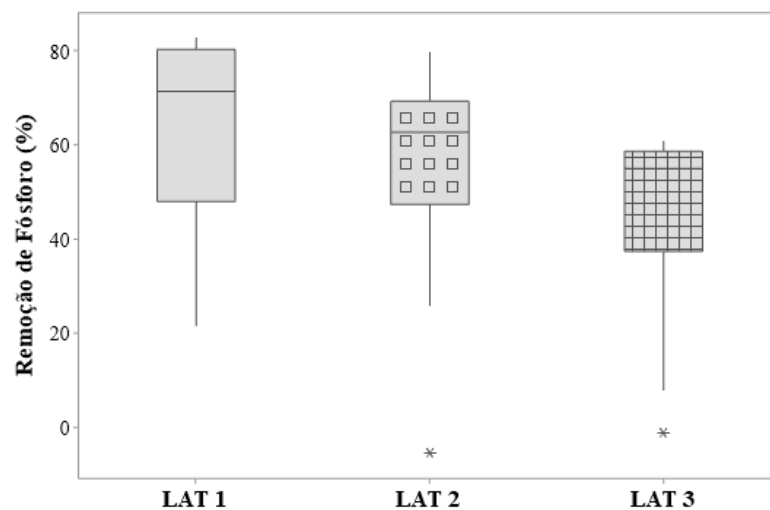


Figura 22 - Remoção de fósforo total solúvel nas LATs



As LAT 1 e LAT 2 apresentaram maiores porcentagens de remoção de fósforo de 71,40 e 62,69 %, nesta ordem. Isto pode estar relacionado com altura de operação destas LATs, uma vez que, a altura de projeto de ambas era de 0,30 m, este fato permite uma maior incidência de

radiação solar na coluna d'água, e consequentemente uma maior assimilação de fósforo por microalgas.

Dentre as lagoas de alta taxa monitoradas, a LAT 1 se sobressai em relação a remoção de fósforo, que ainda pode estar associado com a precipitação química de fosfatos que acontecem em meios altamente alcalinos, com pH acima de 9,5, que é o caso da LAT 1. De acordo com Lei *et al.* (2018), com pH acima de 9,5 no meio, o fósforo tende a precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita, e ainda, esse processo pode deixar no sistema pequenos cristais.

É importante salientar que, as três LATs operadas neste sistema, mostraram-se com desempenho superior ao reportado por Arcila & Buitron, (2016) com sistema de lagoas de alta taxa similares, operando com recirculação de biomassa e, com TDH 6 e 10, obtiveram remoção de fósforo em torno dos 30%, esses autores operaram com concentração inicial de P-PO_4^{3-} de $14,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e com a faixa de pH em torno de 8,2. Em tempo, Arbib *et al.* (2013) trabalhando com LATs com profundidade de 0,30 m, alcançaram remoção de fósforo na faixa de 41,4 a 53,2 %, valores de remoção total inferiores quando comparado ao encontrado neste trabalho.

A relação N/P média da LAT 1, LAT 2 e LAT 3 encontradas durante todo o regime contínuo foram de 4,39, 7,53 e 7,38. Wang *et al.* (2010) e Arcila & Buitón, (2016) avaliaram que a proporção ideal para obtenção de boas remoções de fósforo nos sistemas com agregado microalga-bactéria encontra-se entre 6 e 10. Com isso, as LAT 2 e LAT 3 puderam manter boas remoções de fósforo por assimilação de biomassa, possivelmente com menor incidência da remoção química.

Para observar o enquadramento na portaria vigente para lançamento de efluentes, a legislação CONAMA 357/05 preconizava valores estipulados para lançamento de carga orgânica e nutrientes, no entanto, recentemente foi publicada a Resolução CONAMA 430/11 que preconiza os padrões de lançamento para efluentes tratados em corpos receptores da classe II, a presente portaria eliminou o nitrogênio amoniacal e fósforo dos parâmetros de atendimento para esgotos sanitários tratados, como observa-se na Tabela 22.

Tabela 22 - Padrões de lançamentos preconizados na legislação

PARÂMETROS	LIMITE	LIMITE
	CONAMA 357/05	CONAMA 430/11
pH	6 a 9	5 a 9
DBO	5 mg/L	120 mg/L
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L	-
Fósforo Total	0,19 mg/L	-

Fonte: O Autor (2021).

A resolução vigente do CONAMA 430/11, preconiza que a concentração de 120 mg.L⁻¹ de DBO de 5 dias a 20 °C pode ser ultrapassado, em casos específicos, onde o sistema de tratamento de esgoto sanitário dispõe de uma eficiência mínima de 60% da DBO total ou em casos mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Adicionalmente, em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo a legislação referida eliminou esses padrões de referências para esses nutrientes, deixando a cargo do órgão ambiental competente, que pode assim, definir os padrões específicos para o lançamento de fósforo e nitrogênio de acordo com cada corpo receptor.

A partir destas indicações, conclui-se que os efluentes solúveis das LAT 1, LAT 2 e LAT 3 se enquadraram aos padrões de lançamento de esgotos sanitários em corpos receptores, excetuando a LAT 1, que não atendeu aos critérios de pH de lançamento, uma vez que permaneceu acima de 9,0, durante o período monitorado fundamentado na eficiência de remoção de carga orgânica, nutrientes e variação de pH das LATs.

5.5 AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA

Neste capítulo são abordados parâmetros que permitem a avaliação da formação do agregado microalga-bactéria. Dito isso, vários fatores podem influenciar nesse processo de formação, desde os parâmetros operacionais como TDH, até a carga orgânica e de nutrientes do esgoto sanitário a ser tratado. Em tempo, o maior desafio nos dias atuais, é o aumento da sedimentabilidade de biomassa gerada a partir do tratamento de efluentes domésticos, para fins de otimização e diminuição dos custos da colheita desta biomassa e a recuperação de recursos. Em síntese, são apresentados na Tabela 23 os valores médios e desvio padrão dos valores alcançados nas variáveis de monitoramento e avaliação da biomassa durante o regime contínuo.

Tabela 23 - Síntese das variáveis da sedimentabilidade e composição da biomassa durante a operação das lagoas em regime contínuo

VARIÁVEL	LAT 1	LAT 2	LAT 3
SSV (mg.L ⁻¹)	131,25 ± 72,03	152,75 ± 120,53	93,5 ± 171,41
Clorofila-a (mg.L ⁻¹)	0,28 ± 0,64	0,84 ± 0,48	0,76 ± 0,69
Ef. de floculação (%)	51,89 ± 25,94	94,09 ± 3,80	97,78 ± 2,90
Granulometria (<0,25 mm)	52,50 ± 18,74	42,39 ± 22,32	34,46 ± 13,67
Granulometria (0,25-0,50 mm)	24,89 ± 14,33	34,23 ± 13,21	32,12 ± 15,83
Granulometria (0,50-1,00 mm)	15,58 ± 10,66	10,40 ± 8,65	12,21 ± 16,68
Granulometria (> 1,00 mm)	3,32 ± 7,36	8,19 ± 15,50	12,09 ± 25,68
IVL (mL.g ⁻¹)	16,80 ± 18,83	19,83 ± 28,54	24,6 ± 23,25
EPS-PN (mg.gSSV ⁻¹)	61,69 ± 65,32	53,51 ± 52,90	92,86 ± 47,78
EPS-PS (mg.gSSV ⁻¹)	56,46 ± 29,26	62,54 ± 45,08	67,87 ± 135,01
Lipídios (%)	9,57 ± 1,34	11,51 ± 0,47	18,37 ± 6,59

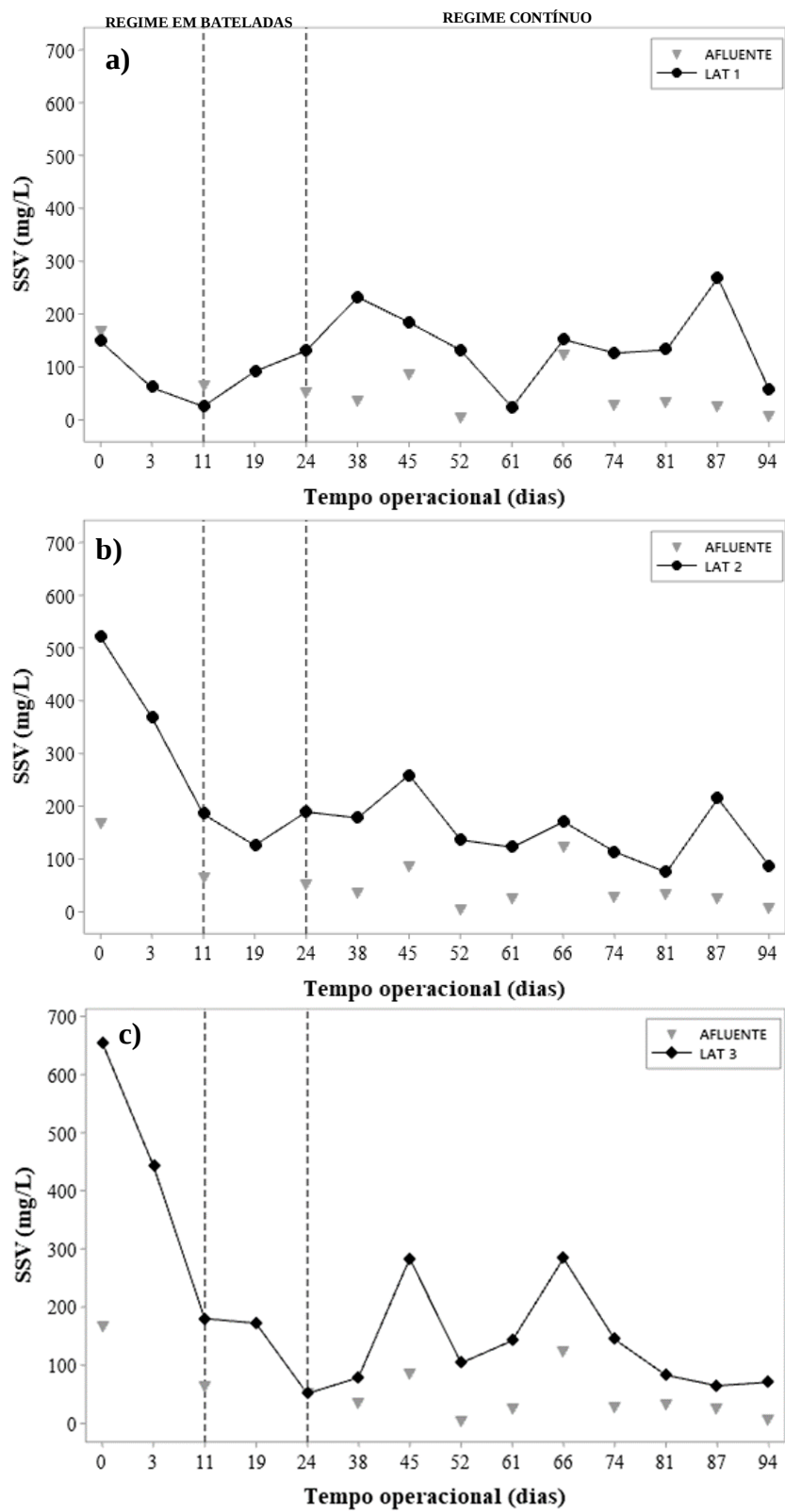
SSV = sólidos suspensos voláteis; IVL = índice volumétrico de lodo; PN = proteínas; PS = polissacarídeos;

Ao observar globalmente o crescimento e estabilidade da biomassa, a LAT 3 mostra-se mais promissora que a LAT 1 e a LAT 2, com maior eficiência de floculação, com porcentagem maiores para granulometrias acima de 0,5 mm, maior porcentagem de lipídios e maior IVL. Nos próximos capítulos são abordadas cada variável citada anteriormente separadamente, para melhor compreensão do comportamento ao longo do regime contínuo dos agregados microalgas-bactérias.

5.5.1 Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Na Figura 23 são apresentadas as concentrações de sólidos durante todo o experimento, desde os valores iniciais com a inoculação de lodos ativados nas duas bateladas sequenciais até a operação em regime contínuo.

Figura 23 - Concentração de sólidos suspensos durante todo o período experimental: a) LAT1; b) LAT 2; c) LAT 3



Para iniciar esta discussão, é importante salientar-se, que a biomassa produzida em lagoas de alta taxa pode ser uma mistura de microalgas, bactérias, zooplâncton e detritos. Agora, avaliando as figuras apresentadas anteriormente, a LAT 2 e a LAT 3 em especial na primeira batelada, possuíam uma concentração de sólidos elevadas, isso está vinculado com a inoculação de lodos ativados na partida do sistema, este inóculo foi caracterizado com uma concentração de $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ de SSV.

Após as duas bateladas, no início do contínuo, as concentrações de sólidos na LAT 1, LAT 2 e LAT 3 encontravam-se na faixa de 130,00, 188,50 e 51,50 mg.L^{-1} . O decaimento excessivo em relação à concentração inicial está relacionado a precipitação reportada neste trabalho de 130 mm, no início do regime contínuo, após esse evento observou-se uma diluição no meio das três lagoas. A LAT 2 por estar operando com altura de projeto de lâmina d'água de 0,30 m, após 11 dias de operação já tinha desenvolvido um agregado microalga-bactéria mais estável, com isso, houve uma perda menor de biomassa, após os eventos chuvosos no período mencionado.

Em trabalhos com lagoas de alta taxa, os autores García *et al.* (2006) obtiveram valores de SSV para LATs com TDH de 4 e 7 dias, sendo respectivamente, 300 ± 100 e $260 \pm 93 \text{ mg.L}^{-1}$. Outra hipótese, é a mais aceita pelos autores, para a baixa concentração de SSV na LAT 3, pode estar relacionada com a coleta não representativa e pontual neste dia, uma vez que esta LAT apresenta AMABs com possível peso específico mais elevado que das outras LATs. Esta condição suscita ainda a necessidade da avaliação futura de sistemas de agitação diferenciados para agregados com elevadas concentrações de lipídios, valores que serão apresentados posteriormente.

Em tempo, avaliando o tempo que as microalgas e bactérias começaram a ter uma estabilidade, estruturação e concentração mais estável no meio, observou-se que a partir do início do regime contínuo, com 24 dias de operação, para a LAT 2 e LAT 3, os valores de SSV começaram a ficar mais lineares e estáveis, isso indica que após a partida do sistema, as duas bateladas foram satisfatórias para proporcionar um consórcio estabilizado entre microalgas e bactérias. Em trabalho similar, Robles *et al.* (2020) necessitaram de cerca de 30 dias em regime contínuo para estabilização do AMABs em lagoas de alta taxa.

Na LAT 1, os valores das concentrações de SSV não estão ligados ao comportamento de estabilização dos AMABs, uma vez que, para esta lagoa não se utilizou do mecanismo de inoculação de lodos ativados. A variação no comportamento dessa LAT, está em torno das abundâncias das espécies que predominam no meio. Tendo em vista, que em dias chuvosos algumas espécies predominam e em temperaturas mais altas outras se adaptam no meio. A

variação da abundância de microalgas nesta LAT, limita a produção de CO_2 no meio, dificultando o crescimento das bactérias heterotróficas, e da mesma forma, diminuindo a concentração de SSV na lagoa em questão. Ainda neste trabalho, serão apresentados os resultados em torno da identificação das espécies de microalgas encontradas nas três lagoas.

5.5.2 Clorofila-a (CHLA)

Os valores de clorofila-a que são apresentados, ajudam a embasar, a produtividade da biomassa das LATs, esse fator é importante também, para avaliação da relação das alturas de colunas d'água aplicadas no projeto, sendo estas 0,30 m, 0,30 m e 0,50 m para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente. A observação durante as duas bateladas e o regime contínuo mostrou-se importante para o entendimento do comportamento do agregado microalga-bactéria ao longo do tempo, em especial a CHLA, que segundo os autores Sanchini & Grosjean, (2020) permite avaliar o grau da produção de pigmentos de determinadas microalgas.

A concentração de CHLA cresceu rapidamente na LAT 1 nos primeiros três dias, como mostra a Figura 24, os valores iniciais alcançaram cerca de $0,63 \text{ mg.L}^{-1}$. Durante a primeira batelada, com 11 dias de operação, a LAT 2 e a LAT 3, desenvolveram pouca biomassa algal, atingindo concentrações de clorofila-a de $0,32$ e $0,26 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, esse fator corroborou para a realização de uma segunda batelada, visando a redução da turbidez e concentração de sólidos em suspensão no meio, e assim, promover o aumento da produtividade algal, contribuindo com a estruturação e consórcio das microalgas e bactérias.

Figura 24 - a) Características de produtividade algal da LAT 1 com 3 dias de operação na primeira batelada; b) comparativo LAT 1, LAT 2 e LAT 3 para 3 dias de operação.



Nas Figuras 25 e 26 são apresentados os comportamentos da clorofila-a durante todo o período operacional nas lagoas, com intuito de ponderar, os mecanismos de crescimento da biomassa algal, e, o comportamento desse crescimento a partir do agregado microalga-bactéria e das alturas aplicadas nas LATs. A partir disso, os autores Tundisi *et al.* (2008) alertam que as condições ambientais e operacionais podem influenciar na quantidade de pigmentos produzidos nas células das microalgas.

Figura 25 - Produtividade de clorofila-a durante todo período operacional

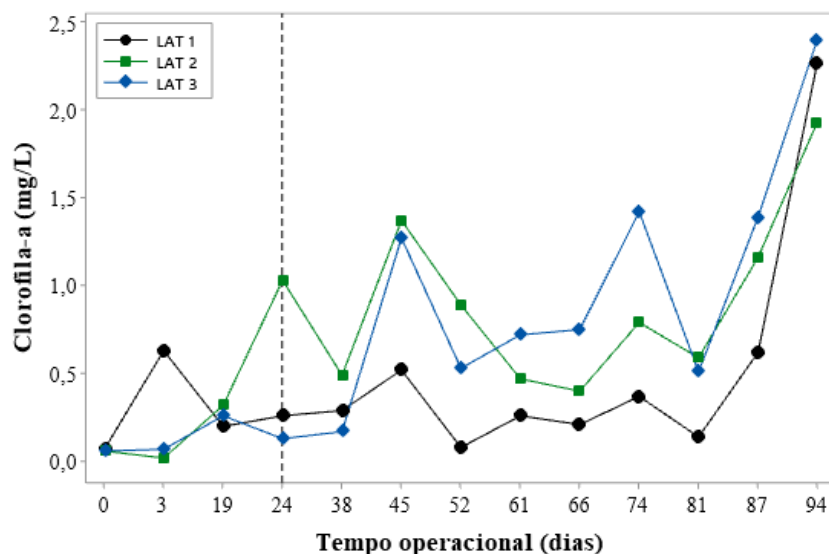
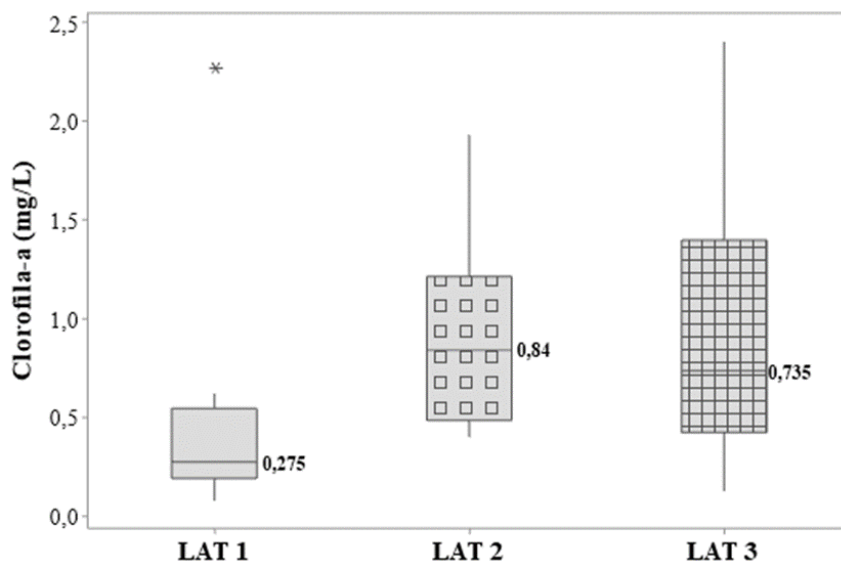


Figura 26 - Gráfico Boxplot apresentando os valores médios de CHLA durante o regime contínuo de operação



A partir do início do regime contínuo, observou-se um crescimento na produtividade algal principalmente nas LAT 2 e LAT 3, com valores médios de clorofila-a de $0,84 \pm 0,48$ e $0,76 \pm 0,70 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto a LAT 1 manteve-se com valores mais inferiores, com

concentração de $0,28 \pm 0,64 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Couto *et al.* (2015) os valores de concentrações de clorofila-a indicam o crescimento da composição da biomassa algal produzida nas lagoas.

Nas LATs que operaram com agregado microalga-bactéria, avaliaram-se que após sua estabilização, não houveram perdas significativas de microrganismos e estabilidade após os eventos chuvosos extrema (acima de 50 mm) dos dias 46, 47, 55, 56, 57 e 70, citados no capítulo de variações climáticas. Essa condição pode ter sido obtida, de acordo com o abordado por Zhao *et al.* (2018), devido a boa formação de agregados, que após sua formação aumentam de tamanho e ficam cada vez mais densos e compactos, sendo assim, existe uma probabilidade menor de perda de biomassa a partir de eventos sazonais nos sistemas com agregado microalga-bactéria.

A concentração de clorofila-a em lagoas de alta taxa, sistemas abertos de tratamento de esgoto sanitário, deve ser abordada com cautela, uma vez que não necessariamente está relacionada com o crescimento de SSV. De acordo com Sutherland *et al.* (2014) a biomassa total em LATs é composta por diversos microrganismos. Ainda, em trabalhos com LATs de 0,45 m e 0,30 m de coluna d'água, os autores Craggs *et al.* (2003) encontraram maiores de concentrações de SSV na LAT com 0,45 m, e por outro lado, ambas LATs dispunham de concentrações de clorofila semelhantes, os autores atribuíram esta variação ao crescimento da biomassa de espécies específicas bacterianas. Por exemplo, em algumas Clorofíceas a clorofila-b predomina em relação a clorofila-a, sugerindo que além da clorofila-a deveria ser monitorada a clorofila-b.

5.5.3 Eficiência de Floculação (EDF)

Nas Figuras 27 e 28 são apresentados a capacidade de sedimentação da biomassa desenvolvida nas três lagoas de alta taxa.

Figura 27 - Índices de eficiência de floculação das LATs durante o regime contínuo

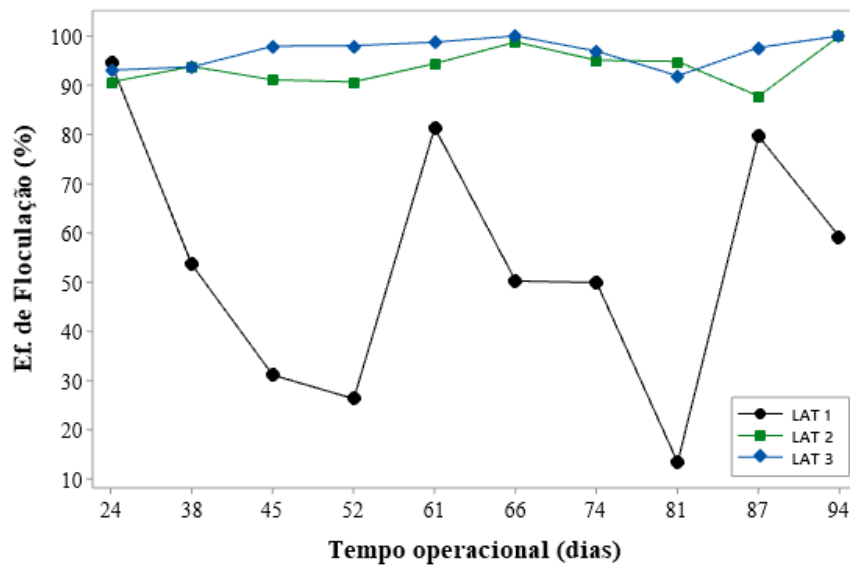
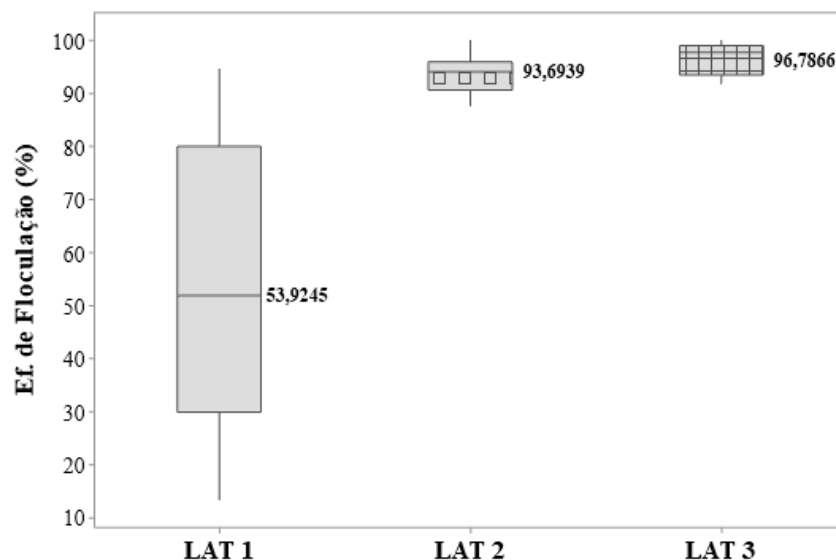


Figura 28 - Gráfico Boxplot apresentando os valores médios de eficiência de floculação



Investigando os valores de eficiência de floculação, ou capacidade de sedimentação, as LAT 1, LAT 2 e LAT 3 apresentaram médias durante o regime contínuo em torno de $51,89 \pm 25,94$, $94,08 \pm 3,80$ e $97,78 \pm 2,89$ %. Salienta-se que as lagoas que trabalharam com agregado microalga-bactéria desenvolveram consórcios mais estáveis, obtendo valores de EDF acima de 90% desde o início da operação contínua. Ainda, observa-se um comportamento sinuoso na LAT 1, esta lagoa normalmente apresentou-se com um déficit na linearidade da biomassa produzida.

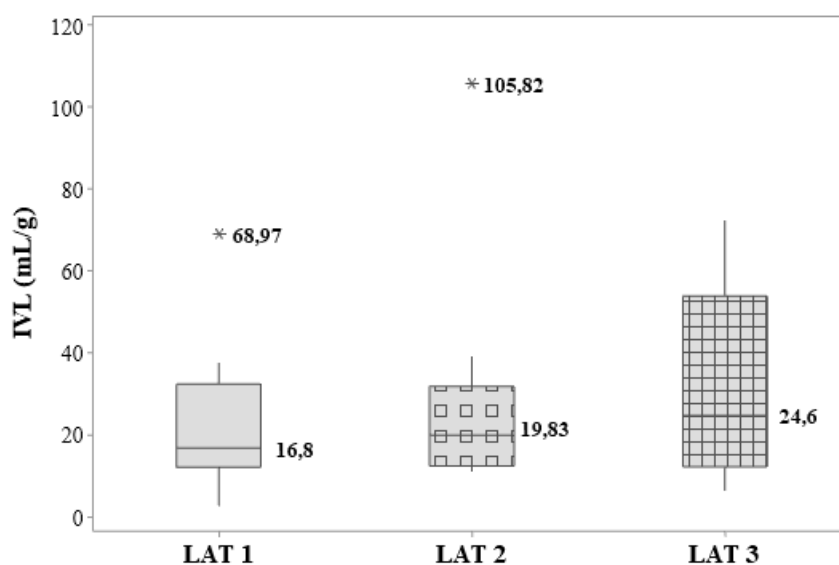
Estes resultados indicam que a LAT 2 e a LAT 3, operando com agregado microalga-bactéria, produziram biomassa com maior potencial e efetividade de possibilidade de colheita

da biomassa para recuperação de recursos. Em um trabalho similar, os autores Arcila & Buitrón, (2016) avaliaram a porcentagem de sedimentação – em lagoas de alta taxa com TDH de 10, 6 e 2 dias, alcançando valores de 98,3, 92,7 e zero %, respectivamente. Desse modo, os valores satisfatórios na floculação e sedimentação da biomassa que utiliza agregado microalga-bactéria por ser atribuído a partida do sistema por meio das duas bateladas sequenciais, bem como a presença das diatomáceas, normalmente encontradas nos agregados, tendo em vista, que a parede celular desses organismos é formada de sílica, ajudando na sedimentação da biomassa.

5.5.4 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

Na Figura 29 são abordados os dados em torno da capacidade de sedimentação da biomassa das três LATs, ainda que não seja um parâmetro usual em trabalhos com produção de biomassa em lagoas de alta taxa, observa-se que este parâmetro é amplamente utilizado em sistemas que operam com lodos ativados e lodo granular aeróbio, aplicados para avaliar as condições de sedimentabilidade da biomassa produzida nestes sistemas.

Figura 29 - Índice volumétrico de lodo de 30 minutos das 3 LATs no regime contínuo



Corroborando com os valores discutidos de EDF, os valores médios de IVL_{30} para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3 foram de $16,8 \pm 18,83$, $19,83 \pm 28,54$ e $24,6 \pm 23,24$ mL.g⁻¹. Esses resultados indicaram uma boa sedimentação da biomassa, contudo, indica-se a estratégia de duas bateladas sequenciais para formação de AMABs mostrou-se um processo satisfatório de bioaglutinação das microalgas com as bactérias.

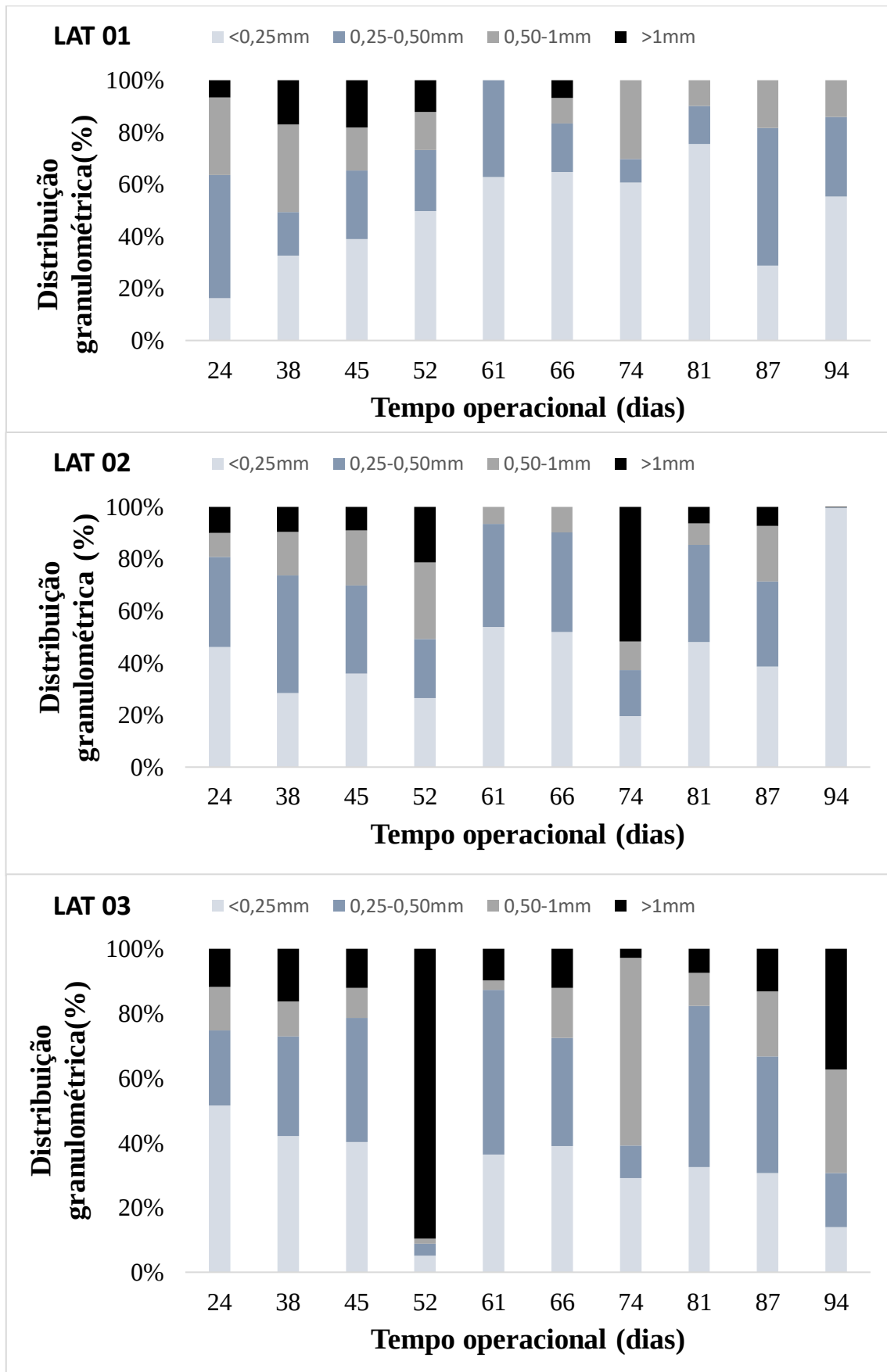
A boa bioaglutinação ajuda no tratamento de esgoto e recuperação de biomassa, reduzindo a demanda pelo emprego de decantadores, contribuindo ainda para uma efetividade na colheita da biomassa, para fins de obtenção de produtos com valor agregado. Ahmad *et al.* (2017) operando com esgoto sintético e fotobioreatores em fluxo contínuo, obtiveram valores de sedimentação (IVL₃₀) de biomassa com AMABs, em torno de 44 mL.g⁻¹. Por outra via, com lagoas de alta taxa e agregado microalga-bactéria os autores Arcila & Buitrón, (2017) alcançaram valores de IVL₃₀ de 40 mL.g⁻¹, no entanto, esses autores operaram os sistemas com TDH de 10 dias.

5.5.5 Distribuição granulométrica

As duas bateladas iniciais foram utilizadas para crescimento e estabilização das partículas. Na Figura 30 observa-se que um pouco mais da metade das partículas presentes na LAT 1 são menores de 0,25 mm, com uma distribuição em percentual de $52,50 \pm 18,74$ %. Isso corrobora que nessa lagoa não existiu a formação e crescimento do agregado microalga-bactéria, pois não houve inoculação nesta lagoa.

Para melhor entendimento do tamanho das partículas, segundo Daudt *et al.* (2019) agregados biológicos são considerados predominantemente granulares quando pelo menos 50% das partículas presentes nos sistemas são maiores que 0,20 mm. De modo geral, 57,61% e 65,54% das partículas na LAT 2 e LAT 3, respectivamente, eram maiores que 0,20 mm, como apresenta-se na Figura 30 a seguir. Ainda, para essas duas lagoas, observou-se que os tamanhos das partículas começaram a ficar maiores a partir do dia 52 operacional, ou seja, 28 dias de operação no regime contínuo. Como já citado em outros capítulos, esse tempo foi considerado o necessário para crescimento do agregado microalga-bactéria, a partir disso, considerou-se a fase de estabilização e linearidade da biomassa.

Figura 30 - Distribuição granulométrica das LATs no regime contínuo



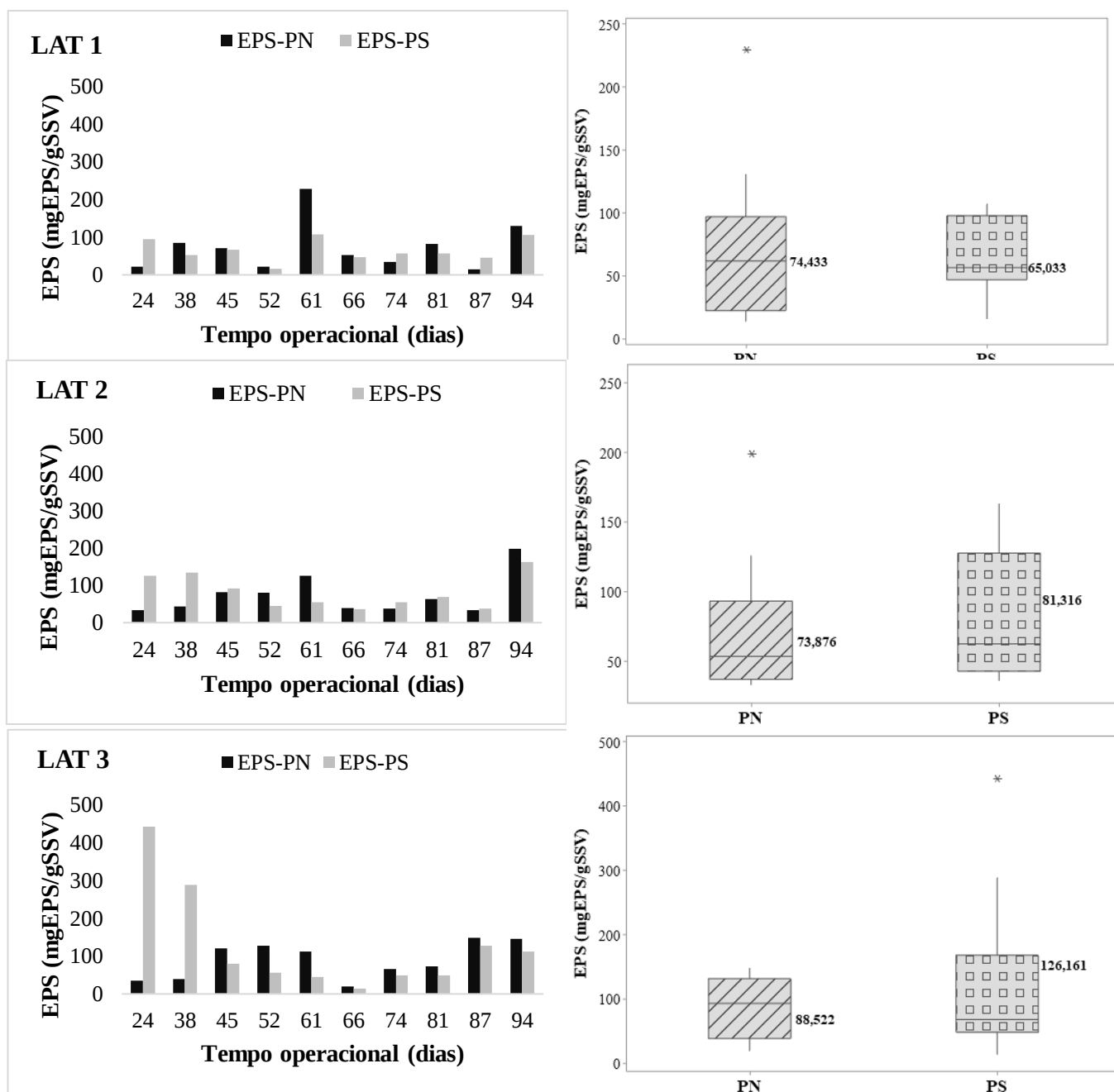
5.5.6 Composição da biomassa

Como já abordado, a biomassa gerada no agregado microalga-bactéria é composta por carboidratos (polissacarídeos), proteínas e lipídios. Agora em diante, são apresentados os valores e comportamento da composição da biomassa encontrada nas três LATs durante o regime contínuo de operação.

5.5.6.1 Polissacarídeos (PS) e Proteínas (PN)

Na Figura 31 são apresentados a relação EPS-PS e EPS-PN em torno do SSV.

Figura 31 - Comportamento do EPS ao longo do regime contínuo



Sabe-se que a estrutura do agregado está associada às substâncias poliméricas extracelulares (ARCILA & BUITRÓN, 2016). No regime contínuo os agregados microalga-bactéria apresentavam uma média de concentração de proteínas de $61,29 \pm 65,32$, $53,51 \pm 52,90$ e $98,86 \pm 47,78$ mg.gSSV⁻¹, para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3, nesta ordem. O conteúdo de proteínas na LAT 3 apresentou valores superiores a LAT 1 e LAT 2, isso corrobora com o melhor desempenho da referida lagoa em termos de sedimentabilidade e estabilidade dos agregados.

De acordo com Zhao *et al.* (2018) quando os grânulos apresentam maior conteúdo de EPS-PN em sua composição, está ligado a maior capacidade de estabilização e ainda, é um indicativo que os agregados estão maduros. Ainda, Barreiro *et al.* (2014) indicam que as proteínas extraídas de biomassa produzidas em lagoas de alta taxa podem ser direcionadas para geração de ração animal e suplementos alimentares.

Em relação às concentrações de carboidratos (EPS-PS) os valores foram mais similares entre as três lagoas operadas, mas ainda, uma discreta elevação para a LAT 3. As concentrações encontradas para massa seca de sólidos suspensos foram de $56,46 \pm 29,26$, $62,54 \pm 45,09$ e $67,87 \pm 135,07$ mg.gSSV⁻¹. De acordo com Biller & Ross (2011), as concentrações de carboidratos variam com as condições operacionais e as espécies de microalgas presentes no meio. Por exemplo, com a biomassa algal composta pela microalga *Scenedesmus sp.*, Valdez *et al.* (2014) encontraram 31% de carboidratos, enquanto os autores Biller & Ross (2011) obtiveram com a *Chlorella vulgaris* 9% de conteúdo de carboidratos em sua biomassa.

Brockmann *et al.* (2020) destacam que a presença das cianobactérias nos agregados são de extrema importância no AMABs, estes microrganismos produzem em sua camada frações de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) que auxiliam na estabilidade dos agregados. Tendo em vista isto, a seguir é apresentada uma síntese dos resultados em valores médios (Tabela 24) para de proteínas e carboidratos em cada lagoa de alta taxa. Para Quijano *et al.* (2017) a avaliação de EPS e suas frações no AMABs é relevante pois os EPS podem servir como uma “cola” para adesão celular nos agregados, e ainda, suas frações podem influenciar na viscosidade do agregado microalga-bactéria.

Tabela 24 - Frações de PN e PS em relação a biomassa seca de cada LAT

	LAT 1	LAT 2	LAT 3
Proteínas (mg.gSSV ⁻¹)	61,69±65,32	53,51±52,90	92,86±67,87
Polissacarídeos (mg.gSSV ⁻¹)	56,46±29,26	62,54±45,08	67,87±135,02
PN/PS	1,09	0,86	1,37

5.5.7 Extração de óleo/lipídios

Após a observação do comportamento da biomassa em torno de sua sedimentabilidade, avaliou-se o rendimento de lipídios da composição da biomassa. Um maior teor de óleo foi encontrado no fim das bateladas para a LAT 1 com 15,86 %. Por outro lado, para as LATs 2 e 3 os rendimentos no fim da batelada foram de 8,35% e 21,82%, nesta ordem, porém foram inferiores à média encontrada no regime contínuo.

O teor de óleo ao fim das bateladas pode estar relacionado com o estresse nutricional que as espécies passaram durante este regime de alimentação, uma vez que, não chegava carga orgânica para o meio. Esse fato, está relacionado com o indicado pelos autores Chen *et al.* (2015), que a taxa de crescimento dos organismos aumenta junto com a densidade celular até que o esgotamento de nutrientes seja alcançado. Então, quando a taxa de crescimento reduz, permite o aumento de armazenamento dos compostos de alta energia, como os lipídios, devido às alterações nos processos metabólicos.

Em tempo, são apresentados na Tabela 25 os resultados dos teores de lipídios no regime contínuo, para isso, são expostos os valores obtidos em sistemas similares de lagoas de alta taxa com AMABs realizados por Arcila & Buitrón, (2016). O processo de inoculação, partida e regime de operação permite uma maior geração e produtividade de biomassa rica em lipídios, uma matéria-prima promissora para produção de biocombustíveis.

Tabela 25 - Comparativo da composição da biomassa em LATs

Proteínas (%)	Carboidratos (%)	Lipídios (%)	TDH (dias)	Observação	Referências
46,72	42,75	9,55±1,3	4	LAT 1 - Sem AMABs	O Autor (2021)
40,65	47,51	11,5±1,7	4	LAT 2 – Com AMABs	O Autor (2021)
44,47	32,50	18,4±5,1	4	LAT 3 – Com AMABs	O Autor (2021)
58,00	22,00	9,00±2,0	10	Com AMABs	Arcila e Buitrón, (2016)
69,00	16,00	9,00±1,0	6	Com AMABs	Arcila e Buitrón, (2016)
65,00	14,00	9,00±3,0	2	Com AMABs	Arcila e Buitrón, (2016)

A LAT 3 operando com TDH de 4 dias e altura de lâmina d'água de 0,50 m, obteve teor de lipídio superior a LAT 1 e LAT 2, com $18,37 \pm 6,59\%$ de conteúdo lipídico no regime contínuo de operação. Isso pode ter ocorrido por conta das espécies presentes nesta lagoa, uma vez que, algumas espécies têm uma capacidade maior de estoque de lipídios em suas células. Segundo Salian & Strezov, (2017) o tempo de duplicação rápido das microalgas, ajudam a produção e armazenamento alto de lipídios neutros que estão saturados e, geram maior rendimento de biomassa para produção de biocombustíveis. Por outro lado, valores inferiores de teores de lipídios da LAT 1 e LAT 2, operando com TDH de 4 dias, foram de $9,58 \pm 1,34$ e $11,5 \pm 0,48 \%$, respectivamente, esses valores estão próximos aos valores obtidos por Arcila & Buitrón, (2016) com conteúdo lipídico de 9% em TDH de 10, 6 e 2 dias.

A referida variação está relacionada com a abundância das espécies nas lagoas, por exemplo, no dia 87 operacional, os teores de lipídios obtidos foram 10,52, 11,84 e 23,03 %, para a LAT 1, LAT 2 e LAT 3, respectivamente. Nesse dia, destaca-se a presença da microalga *Chlorella sp.* que apresentou-se com abundância relativa de 71,4 % na LAT 3, enquanto para a LAT 1 e LAT 2 os valores de abundância estavam em torno de 37,9 e 43,30 %, respectivamente. Corroborando com essa discussão acima, os autores Sajjadi *et al.* (2018) indicaram que a produção lipídica da *Chlorella sp.* pode chegar até 58% de teor de óleo. Portanto, associando com a boa colheita da biomassa, estes resultados de produtividade lipídica apontam como vantajosos para a produção de produtos com valor agregado. No próximo capítulo são apresentados resultados da diversidade e abundância relativa das microalgas.

5.5.8 Identificação e quantificação das espécies de microalgas

As abundâncias relativas das espécies presentes nas três lagoas de alta taxa são apresentadas na Figura 32 e na Figura 33 com a identificação da taxonomia de cada espécie presente em todo período experimental. Na LAT 1 há predominância é das Clorofíceas que se adaptaram ao meio de acordo com as condições oferecidas. Nessa LAT existia uma maior incidência solar e uma altura de coluna d'água de 0,30m, que proporciona uma maior incidência solar dentro da lagoa.

Por outro lado, na LAT 2 e LAT 3, observa-se uma maior distribuição na abundância relativa das espécies, salienta-se que, as diatomáceas são organismos essenciais na formação do agregado microalga-bactéria, estes organismos ajudam na estabilidade do agregado e por ter sua parede celular formada de sílica potencializam na sedimentação das partículas. A presença

das cianobactérias nessas duas lagoas referidas, foram identificadas espécies filamentosas que auxiliam na estruturação do agregado.

Figura 32 - Abundância relativa das classes presentes nas LATs

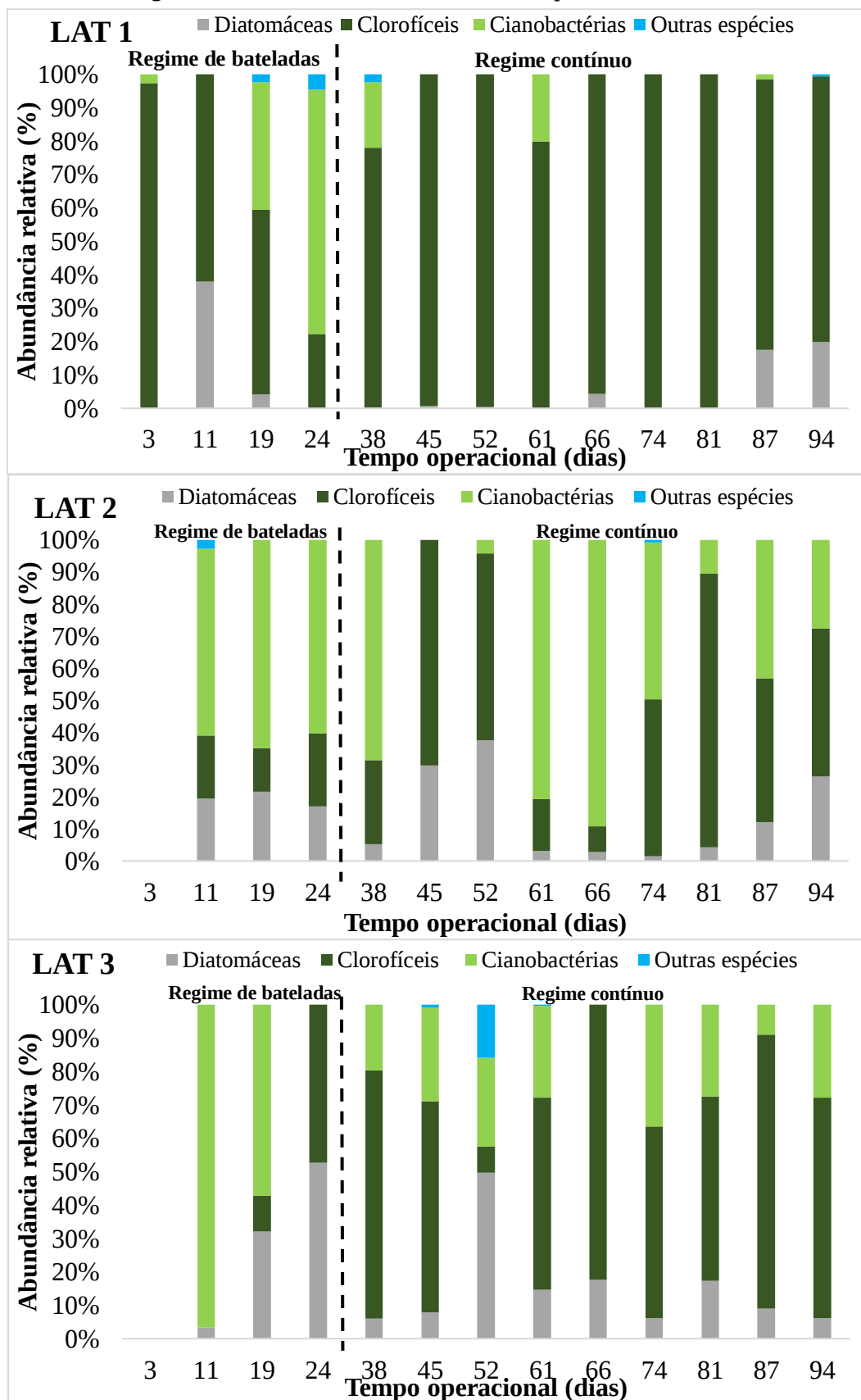
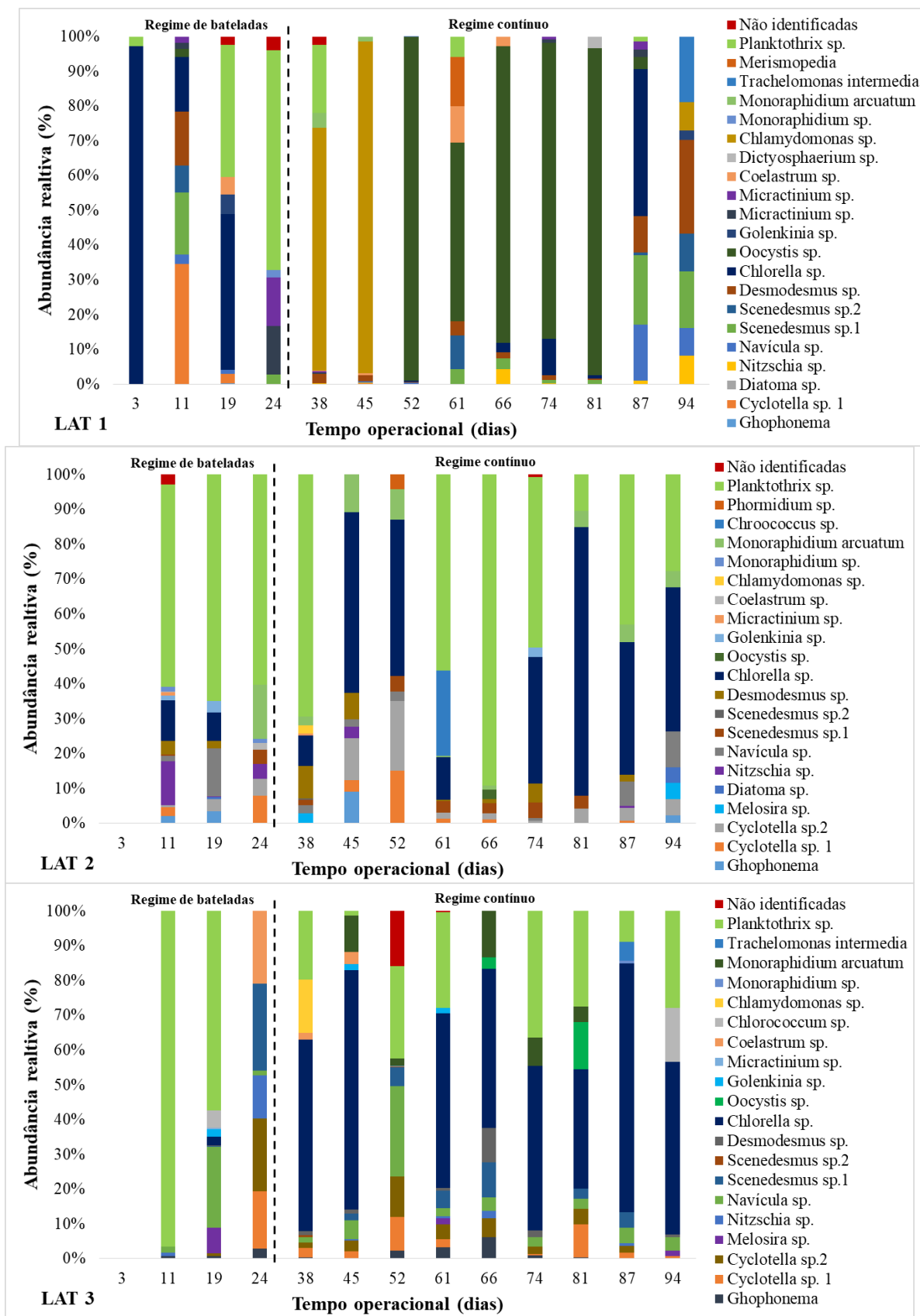


Figura 33 - Abundância dos principais gêneros encontrados nas LATs



Na LAT 1 houve a predominância das clorofíceas, inicialmente nas bateladas a espécie mais abundante foi a *Chlorella sp.* com média de 44%. A partir do regime contínuo a abundância média das espécies mais frequentes foram a *Oocystis sp.* e a *Chlamydomonas sp.*, com 85% e 82%, em dias variados do regime contínuo. Essas espécies são características de períodos com temperaturas mais baixas (BICUDO *et al.*, 2006). Ainda, na LAT 1 observou-se uma abundância baixa de diatomáceas, essas espécies começaram a aparecer com maior frequência nos últimos 10 dias de operação.

Por outro lado, para a LAT 2 e LAT 3, no dia 3 operacional não foi possível visualizar estruturas morfológicas das espécies, como reportado na Figura 33. Para essas lagoas, durante o período operacional observa-se maior diversidade no meio, com presença de clorofíceas, cianobactérias e diatomáceas. A espécie que predominou no meio dessas lagoas foi a *Chlorella sp.* com cerca de 60% de abundância relativa, gênero que é capaz de acumular de 20% a 60% de lipídios por massa seca (SAJJADI *et al.*, 2018; BECKER, 1994), justificando as elevadas porcentagens de lipídios reportadas, principalmente, na LAT 3.

Os autores Santiago *et al.* (2013) trabalharam com LATs de 0,30 m de profundidade, e observaram a presença das espécies *Chlorella sp.* e *Desmodesmus sp.*, destacando a importância destas espécies, uma vez que são capazes de suportar elevada carga orgânica e possuem altas taxas de crescimento e respiratórias. Ainda, os níveis maiores de clorofila-a encontrado na LAT 2 e LAT 3 em comparação com a LAT 1, pode estar relacionado com as cianobactérias, que possuem segundo Stirbet *et al.* (2019) ficobilissomos, que são complexos de antenas externas, que contribuem na coleta de luz contendo clorofila-a, ou ainda, com a predominância da classe Clorofíceas na LAT 1, na qual algumas espécies desta classe contêm parcela de clorofila b (BUJALDON *et al.*, 2017). Essa constatação suscita a relevância de se medir clorofila b nos sistemas.

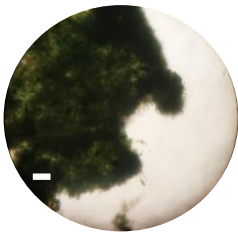
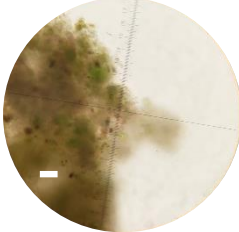
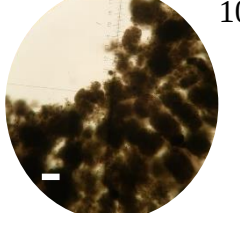
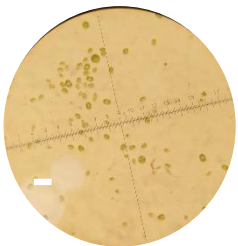
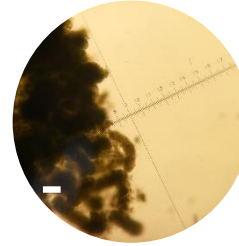
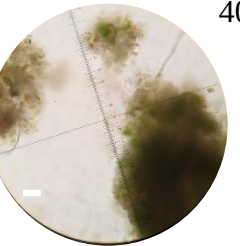
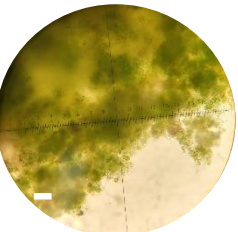
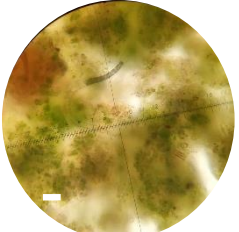
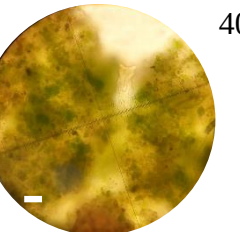
Em tempo, é necessário destacar a presença abundante da *Planktothrix sp.* que desempenham um papel fundamental na formação do agregado microalga-bactéria nas LAT 2 e LAT 3, por serem organismos filamentosos, ajudaram na aderência entre as microalgas e bactérias. No trabalho realizado pelos autores Arcila & Buitrón, (2016) o gênero mais abundante de filamentosas foi a *Stigeoclonium* que por ter uma estrutura flagelada contribuíram para o aumento da influência da área de contato em outras espécies de microalgas e bactérias. Adicionalmente, Aquino *et al.* (2010) indicaram que as cianobactérias se adaptam rapidamente em sistemas com pouca penetração de luz. Esse é um fator característico das LAT 2 e LAT 3, que operaram com inoculação de lodos ativados, proporcionando aumento na turbidez do meio.

Por fim, é importante salientar que a contagem das células de microalgas em agregado microalga-bactéria, ainda é um desafio, visto que se trata de uma metodologia ainda não consolidada, pois existe a dificuldade de contagem das espécies que ficam na parte interna do grânulo, para obter um resultado mais satisfatório foi necessário realizar diluições de até 12 vezes. O desenvolvimento de metodologias que corroborem na quantificação de espécies de microalgas ainda é um gargalo a ser desenvolvido e estudado em sistemas com AMABs.

5.5.9 Comportamento do agregado microalga-bactéria

Contribuindo com os capítulos anteriores em torno do surgimento das microalgas no processo de formação e crescimento do agregado microalga-bactéria, a seguir são apresentadas imagens microscópicas com ampliação de 10x e 40x para observação do comportamento da interação algal e bactérias no regime contínuo (Tabela 26).

Tabela 26 - Acompanhamento do comportamento do AMABs regime contínuo; (Barra=200µm); Ampliação de 10x e 40x.

DIA	LAT 1	LAT 2	LAT 3
38	 10x	 10x	 10x
52	 40x	 40x	 40x
94	 40x	 40x	 40x

5.6 PERFIL DE MONITORAMENTO

O perfil de monitoramento das LATs aconteceu em dois dias distintos com condições e características de radiação e precipitação diferentes. O primeiro perfil, foi no dia 25 de maio de 2021, dia que dispunha de boas condições de temperatura média de 29,3 °C e sem precipitações no referido dia, de acordo com o monitoramento da APAC. O segundo perfil foi no dia 08 de junho de 2021, com condições inferiores de temperatura com valores médio de 26,2 °C e, com presença de precipitação média de 2 mm e com o céu nublado ao longo do dia, de acordo com dados da APAC.

Neste primeiro dia avaliado (Figura 34), observaram-se valores superiores de OD e pH para a LAT 1, que não teve inoculação de lodo ativado. O pH e OD inicial às 8:00 horas foram de 8,73 e 14,11 mg.L⁻¹, respectivamente. Com o aumento na atividade fotossintética, como principal mecanismo a produção de oxigênio dissolvido, entre 13:00 e 14:00 horas, horário de maior radiação solar, os valores de pH e OD chegaram a marca de 9,43 e 20,77 mg.L⁻¹, nesta ordem, reduzindo gradativamente com o aumento da respiração ao entrar na fase escura e mesmo com a assimilação do nitrogênio amoniacal pelos microrganismos.

O segundo perfil (Figura 35) resultou em valores inferiores de radiação e atividade fotossintética. O pH e OD inicial para a LAT 1 neste dia era de 8,91 e 13,81 mg.L⁻¹, respectivamente. Durante este perfil não houveram alterações significativas de pH e OD até às 14:00 h, corroborando com as condições climáticas adversas, principalmente a baixa temperatura e a presença de chuva durante o monitoramento.

Para a LAT 2 o valor médio máximo nos dois perfis de pH e OD foram de 8,46 e 11,67 mg.L⁻¹, respectivamente. Na mesma perspectiva, a LAT 3 teve um comportamento com valores médios de 7,5 e 6,5 mg.L⁻¹, nesta ordem. Valores menores de pH e OD na LAT 3, podem estar relacionados com o sombreamento da radiação solar na lagoa, por conta da altura da coluna d'água aplicada ou pela maior presença de sólidos em suspensão. Na mesma via, para tentar explicar este fato, pode-se relacionar com o que Dokulil (1994) encontrou em seu estudo, onde, a diminuição da efetividade de radiação solar na LAT implica em menores valores de temperaturas do efluente, e em consequência, propicia menores taxas de respiração da biomassa.

Nesta avaliação de variação de pH e OD, em ambos perfis, observa-se que no período da fase clara, onde se tinha maior radiação solar houve um aumento na atividade fotossintética. No período de fase escura, a partir das 17:00 horas onde a radiação é bruscamente diminuída,

ocorre a diminuição dessas variáveis, podendo justificar com a fase que predomina a respiração dos microrganismos.

Figura 34 - Perfil temporal de pH e OD no dia 25/05: a) LAT 1; b) LAT 2; c) LAT 3;

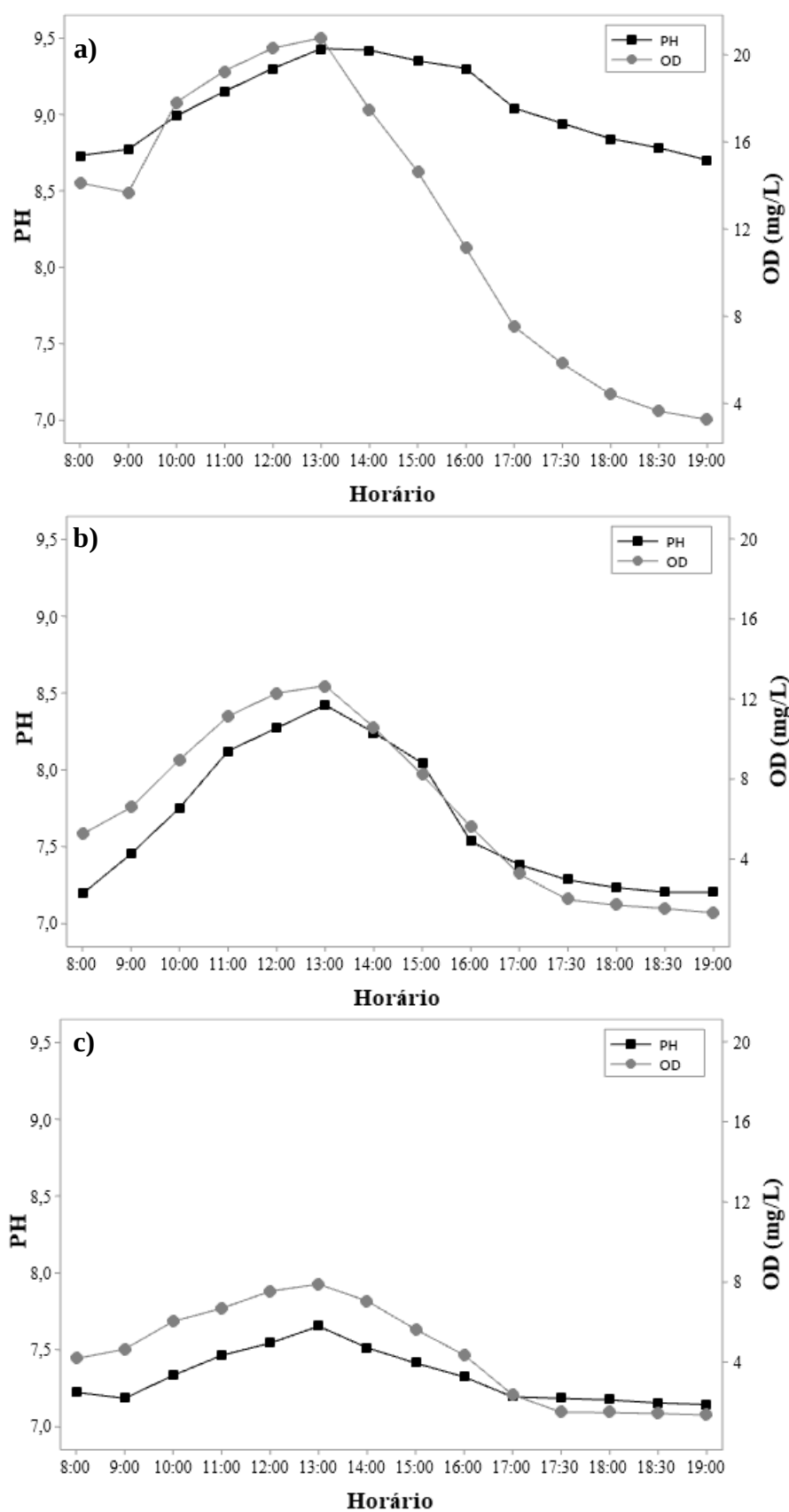
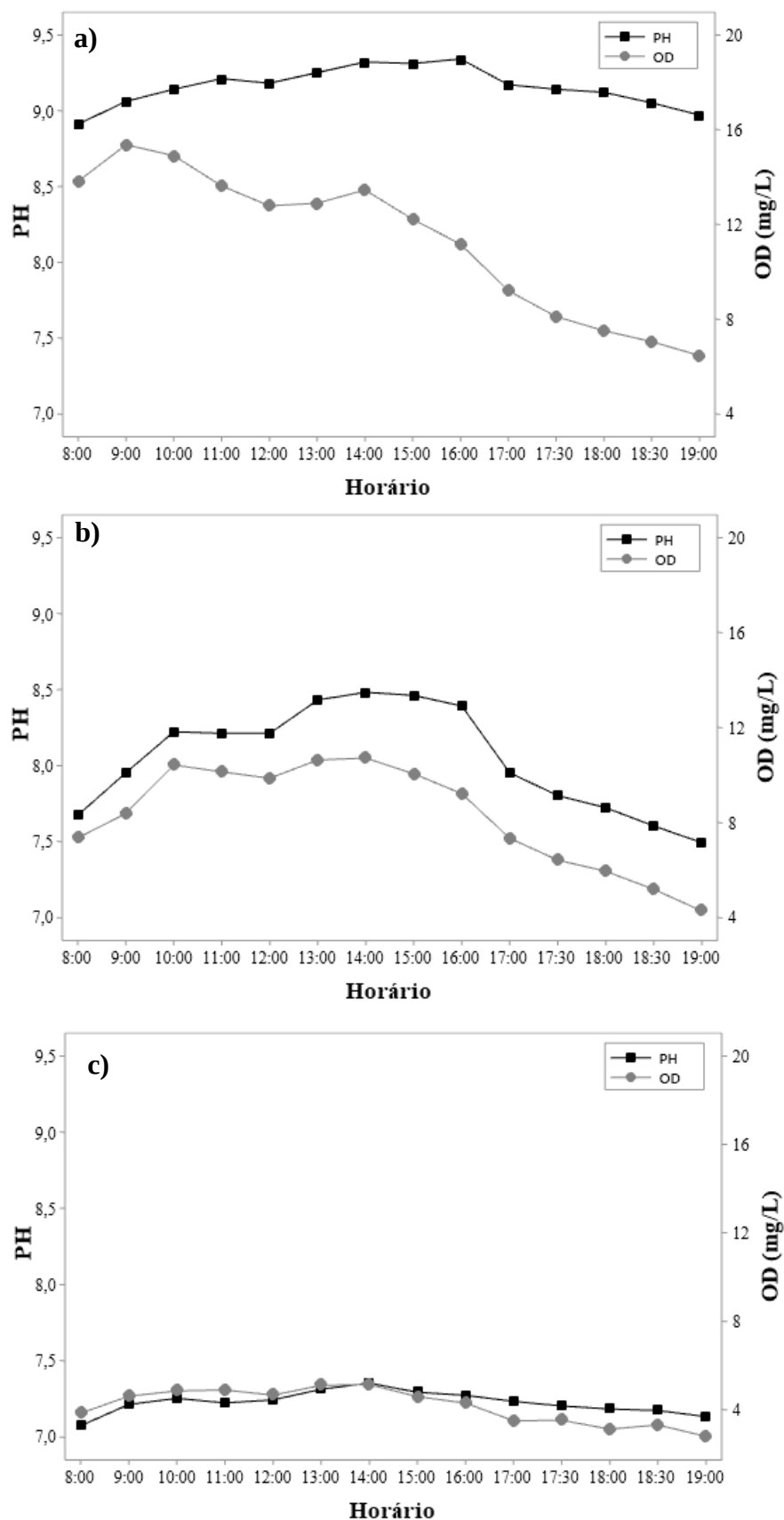


Figura 35 - Perfil temporal de pH e OD no dia 08/06: a) LAT 1; b) LAT 2; c) LAT 3;



6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados foi possível obter as seguintes conclusões:

- A inoculação foi eficiente para a geração de biomassa com agregado microalga-bactéria. Obteve-se partículas de até 1 mm de granulometria, apresentando grau satisfatório de sedimentabilidade e biofloculação;
- A utilização de duas bateladas sequenciais com duração total de 24 dias mostrou ser uma estratégia promissora para desenvolver o consórcio microalga-bactéria;
- As LAT 1 e LAT 2 que operaram com altura de coluna d'água de 0,30 m apresentaram melhor desempenho na remoção de nutrientes e matéria orgânica. Essa performance pode estar relacionada com os níveis maiores de radiação solar que chegam nas LATs, aumentando a atividade fotossintética do meio;
- Verificou-se que, nas LATs que operaram com agregado microalga-bactéria, houve maior acúmulo de nitratos, decorrente do processo de nitrificação. Com isso, observou-se que as bactérias e microalgas não conseguiram degradar, no meio, essa forma de nitrogênio;
- As estruturas morfológicas da dinâmica de microalgas dominantes nas lagoas de alta taxa diferiram na LAT 1 (sem inoculação de lodos ativados) em relação às LAT 2 e LAT 3 (com inoculação de lodos ativados). Na LAT 1, as espécies dominantes eram da classe das clorofíceas, principalmente a *Chlorella sp.*, *Oocystis sp.* e *Chlamydomonas sp.*. Já nas LAT 2 e LAT 3, as estruturas morfológicas dominantes eram constituídas principalmente por cianobactérias filamentosas e diatomáceas, que ajudaram na aderência e estabilidade dos agregados;
- Todas as LATs tiveram uma produtividade lipídica acima de 10% de teor de óleo, com destaque para a LAT 3, que alcançou uma média de 23,03% de produtividade lipídica, o que pode estar relacionado com a abundância relativa de espécies do gênero *Chlorella sp.* encontradas em maior abundância nessa lagoa;
- O perfil de pH e OD, no dia com maior radiação solar, apresentou-se com valores maiores de OD e pH, que indicam o aumento da atividade fotossintética no meio. No segundo perfil, com valores de radiação inferiores e céu nublado, obtiveram-se valores inferiores de OD e pH, devido a uma menor atividade fotossintética realizada pelas microalgas.

A partir do exposto, conclui-se, que a LAT 3 apresenta maior capacidade de aplicação em escala real, com resultados satisfatórios no desempenho do tratamento de esgoto sanitário, associado a formação e estabilidade do agregado microalga-bactéria, ainda, essa LAT apresentou-se com melhores condições de colheita da biomassa e produtividade lipídica.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar mais tempo de operação, para observação do comportamento do sistema, em especial da interação entre as microalgas e bactérias;
- Acoplar ao sistema um decantador para realização da recirculação da biomassa, a fim de comparar o sistema com e sem recirculação;
- Realizar análise de DRX, para avaliação da precipitação química de fósforo, na forma de estruvita ou hidroxiapatita;
- Realizar análise de clorofila-b, visto que algumas microalgas possuem os dois tipos de estocagem de pigmentos;
- Avaliar o efeito da agitação dos rotores, observando a influência de acordo com o peso e tamanho das partículas;
- Avaliar a composição das frações obtidas do lipídio, tanto na forma de ácidos graxos, fosfolípidios e glicerídeos, quanto no número de carbonos, como as saturações, medidos na forma de ácidos graxos (*Fatty Acid Methyl Esters – FAMES*);
- Realizar mensalmente perfis temporais de OD e pH para observação da atividade fotossintética;
- Realizar extração e sequenciamento de DNA para as bactérias e microalgas presentes no AMABs.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, H., NASR, R., & SEIF, H. (2006). Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. 8, 25–34.
- ABINANDAN, S., & SHANTHAKUMAR, S. (2015). Challenges and opportunities in application of microalgae (Chlorophyta) for wastewater treatment: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 52, 123–132.
- ABOUHEND, A. S., MCNAIR, A., KUO-DAHAB, W. C., WATT, C., BUTLER, C. S., MILFERSTEDT, K., SEO, J., GIKONYO, G. J., & EL-MOSELHY, K. M. (2018). The Oxygenic Photogranule Process for Aeration-Free Wastewater Treatment.
- AHLGREN, G. (1987). Temperature Functions in Biology and Their Application to Algal Growth Constants. *Oikos*, 49(2), 177.
- AHMAD, J. S. M., CAI, W., ZHAO, Z., ZHANG, Z., SHIMIZU, K., LEI, Z., & LEE, D. J. (2017). Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, 244(June), 225–233.
- ÁLVAREZ-DÍAZ, P. D., RUIZ, J., ARBIB, Z., BARRAGÁN, J., GARRIDO-PÉREZ, M. C., & PERALES, J. A. (2017). Freshwater microalgae selection for simultaneous wastewater nutrient removal and lipid production. **Algal Research**.
- AMARAL, A. L., LEAL, C. S., VAZ, A. I., VIEIRA, J. C., QUINTEIRO, A. C., COSTA, M. L., & CASTRO, L. M. (2018). Use of chemometric analyses to assess biological wastewater treatment plants by protozoa and metazoa monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, 190(9).
- APHA, AWWA, and WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 25th ed. Baltimore: Port City Press, 2017.
- ARCILA, J. S., & BUITRÓN, G. (2016). Microalgae – bacteria aggregates : effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment , biomass settleability and methane potential. January.
- ARCILA, J. S., & BUITRÓN, G. (2017). In fl uence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. **Algal Research**, 27(March), 190–197.
- ASSEMANY, P. P., CALIJURI, M. L., DO COUTO, E. D. A., SANTIAGO, A. F., & DOS REIS, A. J. D. (2015). Biodiesel from wastewater: Lipid production in high rate algal pond receiving disinfected effluent. **Water Science and Technology**, 71(8), 1229–1234.
- AZEVEDO, V.B.S. **Produção de biodiesel a partir do cultivo de microalgas: estimative de custos e perspectivas para o Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

BECKER, E.W. Microalgae: biotechnology and microbiology. **Cambridge studies in biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press; 239pp. 1994.

BECKINGHAUSEN, A., ODLARE, M., THORIN, E., & SCHWEDE, S. (2020). From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. **Applied Energy**, 263(October 2019), 114616.

BESHA, A. T., GEBREYOHANNES, A. Y., TUFA, R. A., BEKELE, D. N., CURCIO, E., & GIORNO, L. (2017). Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 5(3), 2395–2414.

BILLER, P., ROSS, A. B. Potential yield and properties of oil from the hydrothermal liquefaction of microalgae with different biochemical content. **Bioresource Technology**. 102, 215-225. 2011.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: Cetesb, 1978. p.620.

BROCKMANN, D., GÉRAND, Y., PARK, C., MILFERSTEDT, K., HÉLIAS, A., & HAMELIN, J. (2021). Wastewater treatment using oxygenic photogranule-based process has lower environmental impact than conventional activated sludge process. **Bioresource Technology**, 319 (October 2020).

BOTELHO, D., OLIVEIRA, C. DE, & SOARES, W. D. A. (2020). **Revista Brasileira de Geografia Física**. 06, 2728–2743.

BUJALDON, S., KODAMA, N., RAPPAPORT, F., SUBRAMANYAM, R., DE VITRY, C., TAKAHASHI, Y., & WOLLMAN, F. A. (2017). Functional Accumulation of Antenna Proteins in Chlorophyll b-Less Mutants of *Chlamydomonas reinhardtii*. **Molecular Plant**, 10(1), 115–130.

CAMARGO VALERO, M. A., & MARA, D. D. (2007). Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science and Technology**, 55(11), 87–92.

CHAN, Y. J., CHONG, M. F., LAW, C. L., & HASSELL, D. G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, 155(1–2), 1–18.

CHANDRA, R., IQBAL, H. M. N., VISHAL, G., LEE, H. S., & NAGRA, S. (2019). Algal biorefinery: A sustainable approach to valorize algal-based biomass towards multiple product recovery. **Bioresource Technology**, 278, 346–359.

CHEAH, W. Y., SHOW, P. L., CHANG, J. S., LING, T. C., & JUAN, J. C. (2015). Biosequestration of atmospheric CO₂ and flue gas-containing CO₂ by microalgae. **Bioresource Technology**, 184, 190–201.

CHEN, CHUN-YEN. Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: A critical review. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 102, n. 1, p.71-81, jan. 2011

- CHEN, P. ZHOU, Q. PAING, J. LE, H. PICOT, B. (2003) Nutrient removal by the integrated use of high rate algal ponds and macrophyte systems in China. **Water Sci Technol.** 48(2):251-7.
- CHISTI, Y. (2007). Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, 25(3), 294–306.
- CHOI, O. K., HENDREN, Z., KIM, G. D., DONG, D., & LEE, J. W. (2020). Influence of activated sludge derived-extracellular polymeric substance (ASD-EPS) as bio-flocculation of microalgae for biofuel recovery. **Algal Research**, 45 (November 2019),
- CHRISTENSON, L., & SIMS, R. (2011). Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology Advances**, 29(6), 686–702.
- COGGINS, L. X., LARMA, I., HINCHLIFFE, A., PROPS, R., & GHADOUANI, A. (2020). Flow cytometry for rapid characterisation of microbial community dynamics in waste stabilisation ponds. **Water Research**, 169, 115243.
- CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução** nº 357, de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo, Brasília. 2005.
- CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a **Resolução** nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo. Brasília 2011.
- CORSINO, S. F., CAMPO, R., DI BELLA, G., TORREGROSSA, M., & VIVIANI, G. (2016). Study of aerobic granular sludge stability in a continuous-flow membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, 200, 1055–1059.
- CRAGGS, R. J., DAVIES-COLLEY, R. J., TANNER, C. C., SUKIAS, J. P. (2003) Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Sci and Technol.** 48(2), 259-267.
- DAUDT, G. C., XAVIER, J. A., MEOTTI, B., GUIMARÃES, L. B., & DA COSTA¹, R. H. R. (2019). Researching new ways to reduce N₂O emission from a granular sludge sequencing batch reactor treating domestic wastewater under subtropical climate conditions. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 36(1), 209–220.
- DE AGUIAR DO COUTO, E., CALIJURI, M. L., ASSEMAN, P. P., TANGO, M. D., & DA FONSECA SANTIAGO, A. (2015). Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, 81, 140–145.
- DENG, X., LI, Y., & FEI, X. (2009). Microalgae: A promising feedstock for biodiesel. **African Journal of Microbiology Research**, 3(13), 1008–1014.

- DE PAUW, N.; MORALES, J.; PERSOONE, G. Mass culture of microalgae in aqua- culture systems: progress and constraints. **Hydrobiologia**, 116/117: p.121–134. 1984.
- DIAN FERREIRA, F., & CORAIOLA, M. (2008). Eficiência Do Lodo Ativado Em Fluxo Contínuo Para Tratamento De Esgoto. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, 6(2), 259.
- DU, B., YANG, Q., LI, X., YUAN, W., CHEN, Y., & WANG, R. (2019). Impacts of long-term exposure to tetracycline and sulfamethoxazole on the sludge granules in an anoxic-aerobic wastewater treatment system. **Science of the Total Environment**, 684, 67–77.
- DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances., p. 350–356.
- FERRER-POLONIO, E., ALVIM, C. B., FERNÁNDEZ-NAVARRO, J., MOMPÓ-CURELL, R., MENDOZA-ROCA, J. A., BES-PIÁ, A., ALONSO-MOLINA, J. L., & AMORÓS-MUÑOZ, I. (2021). Influence of bisphenol A occurrence in wastewaters on biomass characteristics and activated sludge process performance. **Science of the Total Environment**, 778.
- FERRO, L. (2019). Wastewater treatment and biomass generation by Nordic microalgae Growth in subarctic climate and microbial interactions. In Handb. **Microalgal Cult.**
- GHRABAGHI, M., DELAVAI AMREI, H., MOOSAVI ZENOOZ, A., SHAHRIVAR GUZULLO, J., & ZOKAEE ASHTIANI, F. (2015). Biofuels: Bioethanol, Biodiesel, Biogas, **Biohydrogen from Plants and Microalgae**.
- GALLARDO-ALTAMIRANO, M. J., MAZA-MÁRQUEZ, P., MONTEMURRO, N., RODELAS, B., OSORIO, F., & POZO, C. (2019). Linking microbial diversity and population dynamics to the removal efficiency of pharmaceutically active compounds (PhACs) in an anaerobic/anoxic/aerobic (A2O) system. **Chemosphere**, 233, 828–842.
- GARCÍA, J., GREEN, B. F., LUNDQUIST, T., MUJERIEGO, R., HERNÁNDEZ-MARINÉ, M., & OSWALD, W. J. (2006). Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. 97, 1709–1715.
- GLOYNA, E. F. Waste Stabilization Ponds (World Health Organisation. Monograph series). , 1971. Genova, Switzerland: **World Health Organization**.
- GNIDA, A., & STUDENT, S. (2021). Full-scale vacuum degassing of activated sludge – A case study over 2-years of operation. **Journal of Water Process Engineering**, 41(February), 101992.
- GODINI, K., AZARIAN, G., KIMIAEI, A., DRAGOI, E. N., & CURTEANU, S. (2021). Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. **Process Safety and Environmental Protection**, 148, 114–124.
- GODOS, I. DE, VARGAS, V. A., BLANCO, S., GONZÁLEZ, M. C. G., SOTO, R., GARCÍA-ENCINA, P. A., BECARES, E., & MUÑOZ, R. (2010). A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. **Bioresource Technology**, 101(14), 5150–5158.

GOLI, A., SHAMIRI, A., KHOSROYAR, S., TALAIEKHOZANI, A., SANAYE, R., & AZIZI, K. (2019). A review on different aerobic and anaerobic treatment methods in dairy industry wastewater. **Journal of Environmental Treatment Techniques**, 6(1), 113–141.

GONÇALVES, A. L., PIRES, J. C. M., & SIMÕES, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. **Algal Research**, 24, 403–415.

GROBBELAAR, J. U. (2015). Inorganic Algal Nutrition. *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology: Second Edition*, 123–133.

HASAN, M. N., KHAN, A. A., AHMAD, S., & LEW, B. (2019). Anaerobic and aerobic sewage treatment plants in Northern India: Two years intensive evaluation and perspectives. **Environmental Technology and Innovation**, 15, 100396.

HE, Q., CHEN, L., ZHANG, S., CHEN, R., WANG, H., ZHANG, W., & SONG, J. (2018). Natural sunlight induced rapid formation of water-born algal-bacterial granules in an aerobic bacterial granular photo-sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, 359(June), 222–230.

HE, QIULAI ET AL. 2017. “Elucidation of Microbial Characterization of Aerobic Granules in a Sequencing Batch Reactor Performing Simultaneous Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal at Varying Carbon to Phosphorus Ratios.” **Bioresource Technology** 241: 127–33.

HENDE, S. VAN DEN, CARRÉ, E., COCAUD, E., BEELEN, V., BOON, N., & VERVAEREN, H. (2014). Bioresource Technology Treatment of industrial wastewaters by microalgal bacterial flocs in sequencing batch reactors. 161, 245–254.

HENRIQUE, I. N., SOUSA, J. T. DE, CEBALLOS, B. S. O. DE, & BRASIL, D. P. (2010). Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 15(2), 197–204.

HU, Q., SOMMERFELD, M., JARVIS, E., GHIRARDI, M., POSEWITZ, M., SEIBERT, M., & DARZINS, A. (2008). Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: Perspectives and advances. **Plant Journal**, 54(4), 621–639.

HUANG, W., LI, B., ZHANG, C., ZHANG, Z., LEI, Z., LU, B., & ZHOU, B. (2015). Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, 179, 187–192.

JI, X., JIANG, M., ZHANG, J., JIANG, X., & ZHENG, Z. (2018). The interactions of algae-bacteria symbiotic system and its effects on nutrients removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, 247(September 2017), 44–50.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES. 2005.

- KAMPSCHREUR, M. J., TEMMINK, H., KLEEREBEZEM, R., JETTEN, M. S. M., & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. **Water Research**, 43(17), 4093–4103.
- KANG, D., KIM, K., JANG, Y., MOON, H., JU, D., KWON, G., & JAHNG, D. (2018). Enhancement of wastewater treatment efficiency through modulation of aeration and blue light on wastewater-borne algal-bacterial consortia. **International Biodeterioration and Biodegradation**, 135(February), 9–18.
- KATAM, K., & BHATTACHARYYA, D. (2020). Effect of solids retention time on the performance of alga-activated sludge association in municipal wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, 32(3), 1803–1812.
- KENT, T. R., BOTT, C. B., & WANG, Z. W. (2018). State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors. **Biotechnology Advances**, 36(4), 1139–1166.
- KOHLHEB, N., VAN AFFERDEN, M., LARA, E., ARBIB, Z., CONTHE, M., POITZSCH, C., MARQUARDT, T., & BECKER, M. Y. (2020). Assessing the life-cycle sustainability of algae and bacteria-based wastewater treatment systems: High-rate algae pond and sequencing.
- LAM, M. K., & LEE, K. T. (2011). Renewable and sustainable bioenergies production from palm oil mill effluent (POME): Win-win strategies toward better environmental protection. **Biotechnology Advances**, 29(1), 124–141.
- LANG, X., LI, Q., XU, Y., JI, M., YAN, G., & GUO, S. (2019). Aerobic denitrifiers with petroleum metabolizing ability isolated from caprolactam sewage treatment pool. **Bioresource Technology**, 290(May), 121719.
- LIU, J., WU, Y., WU, C., MUYLAERT, K., VYVERMAN, W., YU, H. Q., MUÑOZ, R., & RITTMANN, B. (2017). Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: A review. **Bioresource Technology**, 241, 1127–1137.
- LEE, Y.-J., & LEI, Z. (2019). Microalgal-bacterial aggregates for wastewater treatment: A mini-review. **Bioresource Technology Reports**, 100199.
- LEI, Y., REMMERS, J. C., SAAKES, M., VAN DER WEIJDEN, R. D., & BUISMAN, C. J. N. (2018). Is There a Precipitation Sequence in Municipal Wastewater Induced by Electrolysis? **Environmental Science and Technology**, 52(15), 8399–8407.
- LEITE, G. B., ABDELAZIZ, A. E. M., & HALLENBECK, P. C. (2013). Algal biofuels: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, 145, 134–141.
- LEONG, W. H., LIM, J. W., LAM, M. K., UEMURA, Y., HO, C. D., & HO, Y. C. (2018). 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**, 87, 216–224.
- LI, B., HUANG, W., ZHANG, C., FENG, S., ZHANG, Z., LEI, Z., & SUGIURA, N. (2015). Effect of TiO₂ nanoparticles on aerobic granulation of algal-bacterial symbiosis system and nutrients removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, 187, 214–220.

LI, Y., CHEN, Y. F., CHEN, P., MIN, M., ZHOU, W., MARTINEZ, B., ZHU, J., & RUAN, R. (2011). Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. **Bioresource Technology**, 102(8), 5138–5144.

LIN, C., CAO, P., XU, X., & YE, B. (2019). Algal-bacterial symbiosis system treating high-load printing and dyeing wastewater in continuous-flow reactors under natural light. **Water (Switzerland)**, 11(3).

LIQUIDE, A., & SYSTEMS, M. (2016). Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. 30328(July), 1–17.

LIU, L., FAN, H., LIU, Y., LIU, C., & HUANG, X. (2017). Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, 232, 64–71.

LIU, L., ZENG, Z., BEE, M., GIBSON, V., WEI, L., HUANG, X., & LIU, C. (2018). Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, 349(January), 135–142.

LOBO, E. E LEIGHTON, G. Estructurascomunitarias de lasfitocenosisplanctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biologia Marina y oceanografia.**, 22(1): 1-29, 1986.

LONG, BEI ET AL. 2015. “Tolerance to Organic Loading Rate by Aerobic Granular Sludge in a Cyclic Aerobic Granular Reactor.” **Bioresource Technology**. 182: 314–22.

LOWRY, O. H.; ROSENBROUGH, N. J.; FARR, A. L.; RANDALL, R.J.. Protein measurement with the Folin Phenol Reagent. **Journal of Biological Chemistry**. v. 193, p. 265-275, 1951

MACHADO, E. P. (2018). Facultativa Empregando Enzimas Lignocelulolíticas. **InterCiencia**, 43(August), 590–596.

MAREAI, B. M., FAYED, M., ALY, S. A., & ELBARKI, W. I. (2020). Performance comparison of phenol removal in pharmaceutical wastewater by activated sludge and extended aeration augmented with activated carbon. **Alexandria Engineering Journal**, 59(6), 5187–5196.

MATA, T. M., MARTINS, A. A., & CAETANO, N. S. (2010). Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 14(1), 217–232.

MENG, F., HUANG, W., LIU, D., ZHAO, Y., HUANG, W., LEI, Z., & ZHANG, Z. (2020). Application of aerobic granules-continuous flow reactor for saline wastewater treatment: Granular stability, lipid production and symbiotic relationship between bacteria and algae. **Bioresource Technology**, 295(October 2019), 122291.

MIAO, Y., PENG, Y., ZHANG, L., LI, B., LI, X., WU, L., & WANG, S. (2018). Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, 334, 664–672.

NIRMALAKHANDAN, N ET AL. 2019. “Algal Wastewater Treatment : Photoautotrophic vs. Mixotrophic Processes.” 41(March).

NÓBREGA, R. S., FHELIPE, R., FARIAS, D. E. L., COSTA, C. A., & GRANDE, C. (2015). Variabilidade temporal e espacial da precipitação pluviométrica em pernambuco através de índices de extremos climáticos. Universidade Federal de Pernambuco.

ONODERA, T., KOMATSU, K., KOHZU, A., KANAYA, G., MIZUOCHI, M., & SYUTSUBO, K. (2021). Differences in the isotopic signature of activated sludge in four types of advanced treatment processes at a municipal wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Management**, 286(February), 112264.

ORON, G., SHELEF, G., & LEVI, A. (1979). Algae/bacteria ratio in high-rate ponds used for waste treatment. **Applied and Environmental Microbiology**, 38(4), 570–576.

OSWALD, W. J. (1991). Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. **Water Science and Technology**, 24(5), 1–7.

PARRA-SALDIVAR, R., BILAL, M., & IQBAL, H. M. N. (2020). Life cycle assessment in wastewater treatment technology. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, 13, 80–84.

PARK, J. B. K., & CRAGGS, R. J. (2010). Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, 61(3), 633–639.

PARK, J. B. K., & CRAGGS, R. J. (2011). Algal production in wastewater treatment high rate algal ponds for potential biofuel use. **Water Science and Technology**, 63(10), 2403–2410.

PAYANDEH, P. E., MEHRDADI, N., & DADGAR, P. (2017). Study of Biological Methods in Landfill Leachate Treatment. 568–580.

PEARSON, H.W., MARA, D.D., MILLS, S.W., SMALLMAN, D.J. 1987. Physic-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science & Technology**, 19 (12): 145-152

PEIRANO, MARIO M. F. Curso de remoção biológica de nutrientes. Fundação PROAMB - Bento Gonçalves/RS, 2017.

PICOT, B., EL HALOUANI, H., CASELLAS, C., MOERSIDIK, S., & BONToux, J. (1991). Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France). **Water Science and Technology**, 23(7–9), 1535–1541.

PRONK, M ET AL. 2015. “Full Scale Performance of the Aerobic Granular Sludge Process for Sewage Treatment.” **Water Research**.

QIAN, J., QU, K., TIAN, B., & ZHANG, Y. (2021). Water treatment of polluted rivers in cities based on biological filter technology. **Environmental Technology and Innovation**, 23, 101544.

QUIJANO, G., ARCILA, J. S., & BUITRÓN, G. (2017). Microalgal-bacterial aggregates: Applications and perspectives for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, 35(6), 772–781.

RAMADAN, H.; PONCE, V. M. Design and Performance of Waste Stabilization Ponds. 1999.

RAS, M., STEYER, J. P., & BERNARD, O. (2015). Temperature effect on microalgae: A crucial factor for outdoor production. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, 12(2), 153–164.

RASTOGI, R. P., MADAMWAR, D., NAKAMOTO, H., & INCHAROENSAKDI, A. (2020). Resilience and self-regulation processes of microalgae under UV radiation stress. **Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews**, 43, 100322.

RAZZAK, S. A., HOSSAIN, M. M., LUCKY, R. A., BASSI, A. S., & DE LASA, H. (2013). Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 27, 622–653.

ROBLES, Á., CAPSON-TOJO, G., GALÈS, A., RUANO, M. V., SIALVE, B., FERRER, J., & STEYER, J. P. (2020). Microalgae-bacteria consortia in high-rate ponds for treating urban wastewater: Elucidating the key state indicators under dynamic conditions. **Journal of Environmental Management**, 261(November 2019).

RODRIGUES DE ASSIS, L., CALIJURI, M. L., ASSEMANY, P. P., SILVA, T. A., & TEIXEIRA, J. S. (2020). Innovative hybrid system for wastewater treatment: High-rate algal ponds for effluent treatment and biofilm reactor for biomass production and harvesting. **Journal of Environmental Management**, 274(August).

ROLLEMBERG, S. L. DE S., DE OLIVEIRA, L. Q., BARROS, A. R. M., MELO, V. M. M., FIRMINO, P. I. M., & DOS SANTOS, A. B. (2019). Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, 195–204.

SAJJADI, B., CHEN, W. Y., RAMAN, A. A. A., & IBRAHIM, S. (2018). Microalgae lipid and biomass for biofuel production: A comprehensive review on lipid enhancement strategies and their effects on fatty acid composition. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 97(June), 200–232.

SALIAN, K., & STREZOV, V. (2017). Biofuels From Microalgae. In Encyclopedia of Sustainable Technologies (Vol. 3, Issue 2012). **Elsevier**.

SANCHINI, A., & GROSJEAN, M. (2020). Quantification of chlorophyll a, chlorophyll b and pheopigments a in lake sediments through deconvolution of bulk UV–VIS absorption spectra. **Journal of Paleolimnology**, 64(3), 243–256.

SANTIAGO, A. F., CALIJURI, M. L., ASSEMANY, P. P., CALIJURI, M. C., REIS, A. J. D. Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent, **Environmental Technology**. 4, 1877 – 1885. 2013.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P. Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science & Technology**, 49, 41-46, 2004.

SCHMIDT, K., BAU, M., MERSCHEL, G., & TEPE, N. (2019). Anthropogenic gadolinium in tap water and in tap water-based beverages from fast-food franchises in six major cities in Germany. **Science of the Total Environment**, 687, 1401–1408.

SENZIA, M. A., MAYO, A. W., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., & JØRGENSEN, S. E. (2002). Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. **Ecological Modelling**, 154(3), 207–215.

SHENG, S., LIU, B., HOU, X., LIANG, Z., SUN, X., DU, L., & WANG, D. (2018). Effects of different carbon sources and C/N ratios on the simultaneous anammox and denitrification process. **International Biodeterioration and Biodegradation**, 127(163), 26–34.

SHOW, K., & LEE, D. (2017). 8 - Anaerobic Treatment Versus Aerobic Treatment. In **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier B.V.

SHUBA, E. S., & KIFLE, D. (2018). Microalgae to biofuels: ‘Promising’ alternative and renewable energy, review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 81(April 2016), 743–755.

SUTHERLAND, D. L., PARK, J., RALPH, P. J., & CRAGGS, R. J. (2020). Improved microalgal productivity and nutrient removal through operating wastewater high rate algal ponds in series. **Algal Research**, 47(September 2019), 101850.

SUTHERLAND, D. L., TURNBULL, M. H., & CRAGGS, R. J. (2017). Environmental drivers that influence microalgal species in fullscale wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, 124, 504–512.

SUTHERLAND, D. L., TURNBULL, M. H., & CRAGGS, R. J. (2014). Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**, 53, 271–281.

STIRBET, A., LAZÁR, D., PAPAGEORGIOU, G. C., & GOVINDJEE. (2018). Chlorophyll a Fluorescence in Cyanobacteria: Relation to Photosynthesis. In Cyanobacteria: **From Basic Science to Applications** (Issue 1978).

SU, Y., MENNERICH, A., & URBAN, B. (2012). Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios. **Bioresource Technology**, 105, 67–73.

SUN, L., ZUO, W., TIAN, Y., ZHANG, J., LIU, J., SUN, N., & LI, J. (2019). Performance and microbial community analysis of an algal-activated sludge symbiotic system: Effect of activated sludge concentration. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 76, 121–132.

SUN, YEWEI, BOB ANGELOTTI, AND ZHI WU WANG. (2019). “Continuous-Flow Aerobic Granulation in Plug-Flow Bioreactors Fed with Real Domestic Wastewater.” **Science of the Total Environment** 688: 762–70.

- SYAFRI, J., AHMAD, M., ZHAO, Z., ZHANG, Z., & SHIMIZU, K. (2019). Bioresource Technology Reports Algal-bacterial aerobic granule based continuous- flow reactor with effluent recirculation instead of air bubbling : Stability and energy consumption analysis. **Bioresource Technology Reports**, 7(March), 100215.
- TALAIEKHOZANI, A., & REZANIA, S. (2017). Application of photosynthetic bacteria for removal of heavy metals, macro-pollutants and dye from wastewater: A review. **Journal of Water Process Engineering**, 19(June), 312–321.
- TANG, C. C., ZUO, W., TIAN, Y., SUN, N., WANG, Z. W., & ZHANG, J. (2016). Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, 222, 156–164.
- TAYLOR, R. P., JONES, C. L. W., & LAUBSCHER, R. K. (2021). Empirical comparison of activated sludge and high rate algal ponding technologies used to recover water, nitrogen and carbon from brewery effluent. **Journal of Water Process Engineering**, 40(November), 101840.
- TIRON, O., BUMBAC, C., PATROESCU, I. V., BADESCU, V. R., & POSTOLACHE, C. (2015). Granular activated algae for wastewater treatment. 832–839.
- TIXIER, N., GUIBAUD, G., & BAUDU, M. (2003). Determination of some rheological parameters for the characterization of activated sludge. 90, 215–220.
- TRICOLICI, O., BUMBAC, C., PATROESCU, V., & POSTOLACHE, C. (2014). Dairy wastewater treatment using an activated sludge-microalgae system at different light intensities. **Water Science and Technology**, 69(8), 1598–1605.
- TUNDISI, J. G., MATUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. **São Carlos: Oficina de Textos**. 632p. 2008.
- UGGETTI, E., SIALVE, B., HAMELIN, J., BONNAFOUS, A., & STEYER, J. P. (2018A). CO₂ addition to increase biomass production and control microalgae species in high rate algal ponds treating wastewater. **Journal of CO₂ Utilization**, 28(July), 292–298.
- UGGETTI, E., SIALVE, B., HAMELIN, J., BONNAFOUS, A., & STEYER, J. P. (2018B). CO₂ addition to increase biomass production and control microalgae species in high rate algal ponds treating wastewater. *Journal of CO₂ Utilization*, 28(October), 292–298.
- UMMALYMA, S. B., GNANSOUNOU, E., SUKUMARAN, R. K., SINDHU, R., PANDEY, A., & SAHOO, D. (2017). Bioflocculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae – An overview. **Bioresource Technology**, 242, 227–235.
- VAN KESSEL, MAARTJE A.H.J. ET AL. 2015. “Complete Nitrification by a Single Microorganism.” *Nature* 528(7583): 555–59.
- VERCELLINO, I. S., & BICUDO, D. D. C. (2006). Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): Comparação entre período seco e chuvoso. **Revista Brasileira de Botanica**, 29(3), 363–377.

VON SPERLING, M., ANDRADE NETO, C. O., VOLSCHAN JÚNIO, R.I. FLORÊNCIO, L. Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. **Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2009.** v. 1. 430p .

VILLAFANE, V. REID, F. Metodos de Microscopia para la Quantificacion Del Fitoplancton. In: Alveal K, Ferrario M, Oliveira E, Sar E (eds) Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepcion. Concepcion, Chile, p. 169-185, 1995.

WANG, L., ZHAN, H., WANG, Q., WU, G., & CUI, D. (2019). Enhanced aerobic granulation by inoculating dewatered activated sludge under short settling time in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, 286(1), 121386.

WANG, Y., GUO, W., YEN, H. W., HO, S. H., LO, Y. C., CHENG, C. L., REN, N., & CHANG, J. S. (2015). Cultivation of *Chlorella vulgaris* JSC-6 with swine wastewater for simultaneous nutrient/COD removal and carbohydrate production. **Bioresource Technology**, 198, 619–625.

WANG, Y., HO, S. H., CHENG, C. L., GUO, W. Q., NAGARAJAN, D., REN, N. Q., LEE, D. J., & CHANG, J. S. (2016). Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment. **Bioresource Technology**, 222, 485–497.

WU, H., WANG, J., CHEN, J., WANG, X., LI, D., HOU, J., & HE, X. (2021). Advanced nitrogen and phosphorus removal by combining endogenous denitrification and denitrifying dephosphatation in constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, 294(April).

XIONG, J. Q., KURADE, M. B., ABOU-SHANAB, R. A. I., JI, M. K., CHOI, J., KIM, J. O., & JEON, B. H. (2016). Biodegradation of carbamazepine using freshwater microalgae *Chlamydomonas mexicana* and *Scenedesmus obliquus* and the determination of its metabolic fate. **Bioresource Technology**, 205, 183–190.

YADAV, D., SINGH, N. K., PRUTHI, V., & KUMAR, P. (2020). Ensuring sustainability of conventional aerobic wastewater treatment system via bio-augmentation of aerobic bacterial consortium: An enhanced biological phosphorus removal approach. **Journal of Cleaner Production**, 262, 121328.

YANJIA XU, YAO WANG, Y. Y. AND D. Z. (2016). The Role of Starvation in Biomass Harvesting and Lipid Accumulation: Co-Culture of Microalgae–Bacteria in Synthetic Wastewater. **Environmental Science & Technology**, 33(2), 482–489.

YE, J., LIANG, J., WANG, L., MARKOU, G., & JIA, Q. (2018). Operation optimization of a photo-sequencing batch reactor for wastewater treatment: Study on influencing factors and impact on symbiotic microbial ecology. **Bioresource Technology**, 252(November 2017), 7–13.

YOUNG, P., TAYLOR, M. J., BUCHANAN, N., LEWIS, J., & FALLOWFIELD, H. J. (2019). Case study on the effect continuous CO₂ enrichment, via biogas scrubbing, has on biomass production and wastewater treatment in a high rate algal pond. **Journal of Environmental Management**, 251(September), 109614.

ZHANG, Y., DONG, X., NURAMKHAAN, M., LEI, Z., SHIMIZU, K., ZHANG, Z., ADACHI, Y., LEE, D.-J., & TAY, J. H. (2019). Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. **Bioresource Technology Reports**, 7, 100206.

ZHANG, BING ET AL. 2018. "Enhancement of Aerobic Granulation and Nutrient Removal by an Algal–Bacterial Consortium in a Lab-Scale Photobioreactor." **Chemical Engineering Journal** 334(September 2017): 2373–82.

ZHAO, Y., WANG, H., DONG, W., CHANG, Y., YAN, G., CHU, Z., LING, Y., WANG, Z., FAN, T., & LI, C. (2020). Nitrogen removal and microbial community for the treatment of rural domestic sewage with low C/N ratio by A/O biofilter with *Arundo donax* as carbon source and filter media. **Journal of Water Process Engineering**, 37(May), 101509.

ZHAO, Z., YANG, X., CAI, W., LEI, Z., SHIMIZU, K., ZHANG, Z., UTSUMI, M., & LEE, D. J. (2018). Response of algal-bacterial granular system to low carbon wastewater: Focus on granular stability, nutrients removal and accumulation. **Bioresource Technology**, 268(July), 221–229.

ZHU, S., QIN, L., FENG, P., SHANG, C., WANG, Z., & YUAN, Z. (2019). Treatment of low C/N ratio wastewater and biomass production using co-culture of *Chlorella vulgaris* and activated sludge in a batch photobioreactor. **Bioresource Technology**, 274(October 2018), 313–320.