

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

LEANDRO MONTEIRO DOS SANTOS

**Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento avançado de soro do
leite em reator aberto por microalgas**

Maceió – AL
2024

LEANDRO MONTEIRO DOS SANTOS

Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento avançado de soro do leite em reator aberto por microalgas

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias
Silva

Coorientação: Profa. Dra. Brígida Maria Villar
da Gama

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

S237a Santos, Leandro Monteiro dos.

Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento avançado de soro do leite em reator aberto por microalgas / Leandro Monteiro dos Santos. – 2024. 89 f. : il. color.

Orientador: Carlos Eduardo de Farias Silva.

Co-orientadora: Brígida Maria Villar da Gama.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2024.

Bibliografia: f. 74-89.

1. Microalgas. 2. Fungos. 3. Soro do leite. 4. Tratamento de efluentes industriais. I. Título.

CDU: 621.039.4

Leandro Monteiro dos Santos

**Aplicação de estratégias para otimização do processo de
tratamento de soro do leite em reator aberto por microalgas**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Alagoas,
como requisito para a obtenção do
Título de Mestre em Engenharia
Química.

Aprovada em: Maceió, 19 de março de 2024.

BANCA EXAMINADORA



Documento assinado digitalmente
CARLOS EDUARDO DE FARIAS SILVA
Data: 19/03/2024 19:27:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias Silva (Orientador - PPGEQ/UFAL)



Documento assinado digitalmente
BRIGIDA MARIA VILLAR DA GAMA
Data: 19/03/2024 22:14:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Brígida Maria Villar da Gama (Coorientador – Pós-Doc/PPGEQ/UFAL)



Documento assinado digitalmente
RENATA MARIA ROSAS GARCIA ALMEIDA
Data: 20/03/2024 07:41:55-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Renata Maria Rosas Garcia Almeida (PPGEQ/UFAL)



Documento assinado digitalmente
ALBANISE ENIDE DA SILVA
Data: 20/03/2024 09:09:42-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Albanise Enide da Silva (CTEC/UFAL)

RESUMO

O soro do leite, resultante do processamento de laticínios, constitui um desafio que requer métodos eficazes de tratamento. Diversas estratégias têm sido usadas para lidar com essas questões, incluindo processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos, que são considerados alternativas promissoras. A tecnologia de tratamento biológico, especialmente por meio do uso de microalgas e durante o tratamento terciário (avançado), surge como uma opção promissora devido à sua eficiência na remoção de compostos orgânicos, e principalmente, nitrogênio e fósforo residuais do processo de tratamento secundário (principal) com custos operacionais reduzidos. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar o processo de tratamento de soro do leite por microalgas visando a remoção de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio (NT) e fósforo (FT) buscando adequação aos padrões de lançamento exigidos pela legislação aplicando estratégias para otimização do processo (tempo de tratamento, modo semicontínuo, co-cultivo com fungo filamentoso e utilização de aeração de 1,5 vvm). O experimento foi conduzido utilizando a microalga *Tetradismus obliquus*, bem como o co-cultivo com o fungo filamentoso *Cunninghamella echinulata*, combinado à aeração forçada em modo semicontínuo em reator aberto. Foram utilizadas duas cargas orgânicas C_1 e C_2 ($\sim$ DQO = 550 e 2200, NT = 15 e 60 e FT = 5 e 20 mg.L⁻¹, respectivamente), e, portanto, nomeou-se os experimentos com a microalga de CM_1 e CM_2 , e para o co-cultivo com fungo de CMF_1 e CMF_2 . Evidenciou-se que o consórcio apresentou maior estabilidade e maior eficiência na remoção dos contaminantes em relação ao sistema de tratamento contendo apenas a microalga, e nas duas taxas de reposição volumétrica (TRV) de 40 e 60%, enquanto apenas 40% foram viáveis quando a microalga foi utilizada sozinha. Quanto à concentração residual de DQO, o CMF_1 exibiu uma variação de DQO no intervalo de 62 a 88 mg.L⁻¹, mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela norma da União Europeia (125 mg.L⁻¹), enquanto CMF_2 obteve uma DQO residual entre 165-250 mg.L⁻¹ necessitando de outra etapa de tratamento para alcançar os padrões de lançamento, no entanto, a eficiência de tratamento foi elevada em ambos os casos (> 70%). Em relação ao nitrogênio total, ambas as cargas orgânicas CMF_1 e CMF_2 , obtiveram concentrações residuais entre 2-10 mg.L⁻¹, se adequando aos padrões de lançamento da legislação europeia (10 mg.L⁻¹). Por fim, para fósforo total, semelhantemente ao que ocorreu para DQO, CMF_1 foi tratado eficientemente possuindo concentrações residuais entre 0,65-0,9 mg.L⁻¹ atendendo a legislação europeia (entre 1-2 mg.L⁻¹), enquanto para CMF_2 os valores residuais se situaram entre 2-3,5 mg.L⁻¹, mostrando necessidade de tratamento adicional. O peso seco celular obtido variou entre 300-900 mg.L⁻¹, e pode ser utilizada para aplicações biotecnológicas. Por fim, durante o co-cultivo, houve um maior tamponamento do sistema com menor variação de pH, garantindo uma maior estabilidade do sistema e maior facilidade de ajuste que o sistema somente com a microalga. Neste contexto, é relevante observar que o tratamento conseguiu atender aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação. No entanto, ressalta-se a importância de validar esses resultados em uma escala maior e de buscar a otimização dos parâmetros operacionais.

Palavras-chave: tratamento biológico, indústria de laticínios, tratamento de efluentes

ABSTRACT

Whey, a by-product of dairy processing, poses a challenge that necessitates effective treatment methods. Various strategies have been employed to address these concerns, including aerobic and anaerobic biological processes, which are deemed promising alternatives. The technology of biological treatment, particularly through the utilization of microalgae, especially during tertiary (advanced) treatment, emerges as a promising option owing to its efficiency in removing organic compounds, notably residual nitrogen, and phosphorus from the secondary (primary) treatment process, with reduced operational costs. In this context, the present study aims to analyze the whey treatment process by microalgae targeting the removal of chemical oxygen demand (COD), nitrogen (TN) and phosphorus (TP), aiming for compliance with discharge standards mandated by legislation, applying strategies for process optimization (treatment time, semi-continuous mode, co-cultivation with filamentous fungus, and utilization of 1.5 vvm aeration). The experiment was conducted using the microalgae *Tetradesmus obliquus*, as well as co-cultivation with the filamentous fungus *Cunninghamella echinulata*, combined with forced aeration in semi-continuous mode in an open reactor. Two organic loads, C_1 and C_2 ($\sim$ COD = 550 and 2200, TN = 15 and 60, and TP = 5 and 20 mg.L⁻¹, respectively), were employed, thus designating the experiments with the microalgae as C_{M1} and C_{M2} , and for the co-cultivation with fungus as C_{MF1} and C_{MF2} . It was evident that the consortium exhibited greater stability and higher efficiency in contaminant removal compared to the treatment system containing only the microalgae, at both volumetric replacement rates of 40 and 60%, whereas only 40% were viable when the microalgae were used alone. Regarding the residual COD concentration, C_{MF1} showed a COD variation in the range of 62 to 88 mg.L⁻¹, remaining within the limits established by the European Union standard (125 mg.L⁻¹), while C_{MF2} obtained a residual COD between 165-250 mg.L⁻¹, requiring another treatment stage to meet the discharge standards; however, treatment efficiency was high in both cases ($> 70\%$). With respect to total nitrogen, both organic loads C_{MF1} and C_{MF2} achieved residual concentrations between 2-10 mg.L⁻¹, complying with the discharge standards of European legislation (10 mg.L⁻¹). Finally, for total phosphorus, like what occurred with COD, C_{MF1} was efficiently treated, with residual concentrations between 0.65-0.9 mg.L⁻¹ meeting European legislation (between 1-2 mg.L⁻¹), while for C_{MF2} , residual values ranged between 2-3.5 mg.L⁻¹, indicating the need for additional treatment. The obtained dry cell weight varied between 300-900 mg.L⁻¹ and can be utilized for biotechnological applications. Lastly, during co-cultivation, there was greater system buffering with less pH variation, ensuring greater system stability and easier adjustment compared to the system containing only the microalgae. In this context, it is relevant to note that the treatment successfully met the discharge standards established by legislation. However, it is important to emphasize the significance of validating these results on a larger scale and seeking optimization of operational parameters.

Keywords: biological treatment, dairy industry, wastewater treatment

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Produção brasileira de leite bovino por Unidade Federativa	19
Figura 2 – Esquema geral da geração do soro do leite	22
Figura 3 – Composição comumente encontrada em microalgas	32
Figura 4 – Simbiose entre microalga e fungo filamentoso.....	43
Figura 5 – Imagem de microscópio óptico da microalga <i>Tetrademus</i> sp. LCE-01 com aumento de 100x	49
Figura 6 – Esquema simplificado do Sistema de tratamento experimental.....	50
Figura 7 – Curva padrão da DQO.....	53
Figura 8 – Curva padrão do FT	56
Figura 9 – Remoção de DQO no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV	58
Figura 10 – Remoção de DQO no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV	59
Figura 11 – Remoção de nitrogênio total no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV	62
Figura 12 – Remoção de nitrogênio total no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV .	64
Figura 13 – Remoção de fósforo total no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV	66
Figura 14 – Remoção de fósforo total no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV	68
Figura 15 – Peso seco celular no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica para C_{M1} em a), C_{M2} em b), C_{MF1} em c) e C_{FM2} em d).....	70
Figura 16 – pH durante o tratamento dos efluentes C_{M1} e C_{MF1} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes a C_{M1} , e C) 40%, D) 60% referentes a C_{MF1} , respectivamente. pH durante o tratamento de soro do leite C_{M2} e C_{MF2} em função da taxa de reposição volumétrica. E) 40 %, F) 60% referentes a C_{M2} experimental, e G) 40%, H) 60% referentes a C_{MF2}	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrão de lançamento da Resolução CONAMA nº 430 de 2011.....	20
Tabela 2 – Requisitos de lançamento da UE para águas residuais urbanas.....	21
Tabela 3 – Composição do soro do leite de acordo com a literatura	23
Tabela 4 – Caracterização do soro do leite	48
Tabela 5 – Características do soro do leite contendo diferente concentrações de poluentes...	50
Tabela 6 – Detalhamento das etapas experimentais.....	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ATP	Adenosina trifosfato
BDA	Batata Dextrose Agar
BG-11	<i>Blue green medium</i>
CTEC	Centro de Tecnologia
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
LED	<i>Light Emitting Diode</i>
LTBA	Laboratório de Tecnologia de Bebidas e Alimentos
MPO	Micropoluente orgânico
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento
ORP	<i>Open raceway pond</i>
PBR	<i>Closed tubular photobioreactor</i>
PES	Polietersulfona
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoato
RNA	Ácido ribonucleico
RPM	Rotações por minutos
TR	Tempo de realimentação
TRV	Taxa de reposição volumétrica
UFAL	Universidade Federal de Alagoas
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UHT	<i>Ultra-high Temperature</i>

α -Gals

α -galactosidases

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Grau Celsius
μm	Micrometro
μmol	Micromol
cm	Centímetro
Cu	Cobre
d	Dia
FS	Fósforo Solúvel
FT	Fósforo Total
g	Grama
h	Hora
kg	Quilograma
L	Litro
m	Metro
min	Minuto
mL	mililitro
N	Nitrogênio
NH ₃ -N	Amônia não ionizada
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NH ₄ ⁺ -N	Amônia ionizada
Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
NS	Nitrogênio Solúvel
NT	Nitrogênio Total
NPM	Número mais provável
O ₂	Gás oxigênio
P	Fósforo
S	Segundo

SST	Sólido Suspenso Total
ST	Sólido Total
v	Volume
W	Watts

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Objetivo Geral.....	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1	Indústria do leite	18
3.1.1	Condições e padrões de lançamento de efluentes.....	20
3.2	Produção e características do soro do leite.....	21
3.2.1	Aproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos	24
3.2.2	Valorização do soro do leite.....	25
3.3	Processos de tratamento biológico do soro do leite.....	26
3.4	Fungos filamentosos.....	28
3.4.1	Fungos filamentosos no tratamento de efluentes.....	29
3.5	Microalgas	30
3.5.1	Tetrademus obliquus	33
3.5.2	Cultivo de microalgas em sistemas aberto e fechado	34
3.5.3	Tipos de reatores para o cultivo de microalgas.....	36
3.5.4	Microalgas no tratamento de efluentes	38
3.5.5	Processo semicontínuo no tratamento de efluentes por microalgas	41
3.5.6	Processo de aeração no tratamento de efluentes por microalgas.....	42
3.5.7	Co-cultivo de microalgas e fungos filamentosos no tratamento de efluentes	42
3.6	Microalgas no tratamento do soro do leite	45
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	48
4.1	Soro do leite, microalga e fungo filamentoso.....	48
4.2	Sistema de tratamento experimental	49
4.3	Caracterização físico-química	51
4.3.1	Peso seco celular.....	51
4.3.2	pH	52
4.3.3	Demanda Química de Oxigênio.....	52
4.3.4	Nitrogênio Total.....	54
4.3.5	Fósforo Total.....	55
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	57

5.1 Avaliação dos sistemas de tratamento na remoção da carga poluidora	57
5.1.1 Análises da remoção da DQO.....	57
5.1.2 Remoção de nitrogênio total.....	61
5.1.3 Remoção de Fósforo Total.....	65
5.1.4 Peso seco celular.....	69
5.1.5 Avaliação do pH	71
6 CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIA.....	74

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o interesse pelas microalgas tem aumentado de forma considerável, especialmente devido ao surgimento da alta demanda por biomassa e bioprocessos sustentáveis, como por exemplo, no tratamento de águas residuais, produção de pigmentos de alto valor comercial e na produção de biocombustível (ABDELFATTAH et al., 2023; HOANG et al., 2023; GALARZA et al., 2018).

As microalgas são organismos unicelulares, autotróficos ou heterotróficos e de fácil reprodução. Elas podem ser cultivadas em ambientes abertos ou reatores fechados com regime alimentar à base de compostos químicos com uma dieta que contempla carbonatos, fosfatos, nitratos e dióxido de carbono (CO_2), compostos estes que podem ser classificados em orgânicos ou inorgânicos (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018). Estes microrganismos são utilizados no tratamento biológico de efluentes, pois, possuem a capacidade de consumirem nitrogênio inorgânico e fosfatos do meio, além de transformarem carbono inorgânico em biomassa através da fotossíntese (AHMAD et al., 2021). Sistemas de cultivo baseado em águas residuais agrícolas e dos efluentes da digestão anaeróbia, são considerados uma valiosa fonte alternativa e econômica de nutrientes para o crescimento de microalgas em larga escala (PRANDINI et al., 2016).

O cultivo de microalgas integrado ao tratamento de efluentes tem sido desenvolvido para a geração de biomassa sustentável, remediação de efluentes e compostos com alto valor agregado. Dentre estes compostos, destacam-se ácidos graxos poli-insaturados, carotenoides, ficobilinas, polissacarídeos, vitaminas, esteróis e diversos compostos bioativos naturais, sendo que, desta forma, as microalgas apresentam potencial de uso no desenvolvimento de alimentos funcionais, por suas propriedades específicas a exemplo da elevada atividade antioxidante (JAISWAL et al., 2022).

Por outro lado, os fungos destacam-se no campo da biorremediação devido ao fato de serem microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica no meio ambiente, removendo poluentes por absorção e pela produção de enzimas inespecíficas com elevada capacidade catalítica, transformando tais poluentes em compostos menores e de mais fácil metabolização seja por eles, que por outros microrganismos presentes (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020). Logo, as especificidades metabólicas desses microrganismos se complementam, sejam pela troca gasosa (fungos respiram liberando CO_2 e microalgas fazem fotossíntese liberando O_2), que pela maior eficiência de remoção dos contaminantes, fungos

com a matéria orgânica e as microalgas com o nitrogênio e fósforo presente; potencializando o tratamento do efluente.

Adicionalmente, torna-se evidente a necessidade do desenvolvimento de sistemas de tratamento biológico de efluentes, considerando o contexto global da produção de leite. Mundialmente, estimou-se uma produção de 944 milhões de toneladas de leite em 2023, o que representa um aumento de cerca de 0,9% em relação a 2022, segundo a *Food and Agriculture Organization* (FAO) de 2023. O continente asiático desponta como a maior produtor de leite do mundo, com produção de aproximadamente 429 milhões de toneladas em 2023, o que representa um acréscimo de 1,8% em relação ao ano anterior (FAO, 2023).

Diante do aumento constante na produção anual de leite, o soro do leite, principal subproduto da fabricação de derivados, possui um considerável potencial poluidor e seu descarte inadequado, o que resulta na contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas (KARAPANAGIOTI, 2016). O elevado teor de Demanda Química de Oxigênio (DQO) no soro do leite representa um significativo potencial poluidor desse efluente para o meio ambiente (SIRMACEKIC et al., 2022). Além disso, o soro do leite apresenta concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo, nutrientes que podem contribuir para a eutrofização de corpos d'água. A eutrofização é um problema global, e o nitrogênio e o fósforo são fatores limitantes nesse processo (SUN et al., 2022).

Diante desse cenário, diversos tipos de tratamentos têm sido empregados para remediar o soro do leite. No entanto, os métodos químicos e físicos frequentemente se mostram pouco viáveis para a indústria devido aos custos elevados. Por outro lado, a biorremediação (tratamento biológico), que emprega microrganismos como microalgas e fungos com a capacidade de absorver ou degradar poluentes específicos, emerge como uma alternativa mais sustentável, válida e eficaz quando comparada aos métodos tradicionais de tratamento, os quais dependem fortemente do uso intensivo de produtos químicos. Esses métodos de tratamento biológico impulsionam a eficiência na remediação do efluente, gerando biomassa de alto valor e promovendo o desenvolvimento de uma economia circular (WANG et al., 2022a; LI et al., 2023a; VIEGAS e GONÇALVES, 2024). É importante salientar que um processo biológico com apenas uma etapa dificilmente adequará o efluente aos padrões exigidos de tratamento, sendo necessário após o tratamento secundário, um tratamento terciário ou avançado buscando a adequação, principalmente dos parâmetros de DQO, nitrogênio e fósforo total (TEKERLEKOPOULOU et al., 2020).

Várias estratégias podem ser utilizadas de modo a aumentar a eficiência do sistema de tratamento biológico, como a variação do modo de condução (batelada, semicontínuo e

contínuo), otimizar o tempo de retenção hidráulico (garantindo maior produtividade e melhores taxas de remoção de poluentes), além da inserção de aeração para aumentar a atividade respiratória/fotossintética dos microrganismos, no caso microalgas e fungos (EVANS et al., 2017; SANKARAN et al., 2010; HOM-DIAZ et al., 2017; MICHALSKA et al., 2021)

Sendo assim, este trabalho buscou aplicar estratégias para melhorar a performance do tratamento avançado de soro do leite pelo co-cultivo entre microalga e fungo filamentoso buscando atender os parâmetros para lançamento em corpos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do tratamento terciário do soro de leite para remoção da demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo, utilizando diferentes condições de cultivo da espécie de microalga *Tetradescmus obliquus*, assim como o co-cultivo dessa microalga com o fungo filamentoso *Cunninghamella echinulata* visando a melhoria de processo.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o melhor tempo e taxa de reposição volumétrica no tratamento em sistema semicontínuo do soro do leite por *T. obliquus*;
- Verificar a associação simbiótica da microalga com fungos filamentos no processo de tratamento.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Indústria do leite

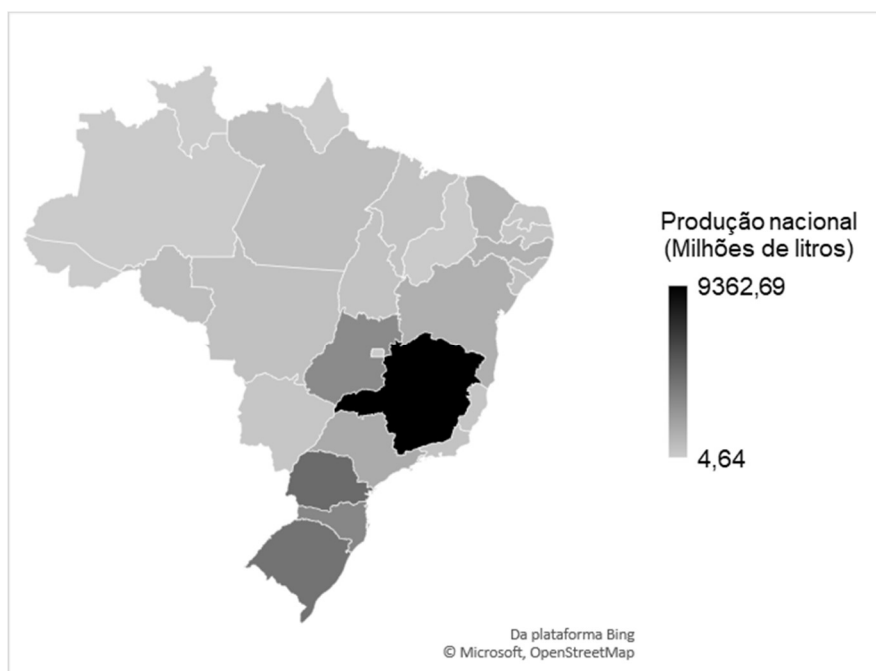
A alimentação humana passou por significativas mudanças ao longo das últimas cinco décadas, sendo que os produtos de origem animal assumiram um papel fundamental nesse cenário (ZHANG et al., 2017). Como resultado dessa evolução, a indústria de laticínio tem crescido em diversos países, impulsionado principalmente pelo aumento da demanda por leite e seus derivados, tendo em vista que os alimentos lácteos estão cada vez mais integrados à dieta humana (AHMAD et al., 2019). A indústria do leite desempenha um papel fundamental no setor agrícola tanto de países desenvolvidos quanto em desenvolvimento, pois além de ser responsável pela criação de inúmeros empregos, é extremamente importante para garantir o acesso a alimentos em quantidade adequada. Cerca de 80% da produção de leite é proveniente de pequenos produtores, evidenciando a relevância dessa indústria na cadeia produtiva (ESCALANTE et al., 2018). Contudo, a intensificação da produção de laticínios acarretou em consequências ambientais, relacionadas ao consumo de recursos naturais e ocupação de terras, ademais, os efluentes gerados neste setor apresentam uma alta carga poluidora, sendo os principais responsáveis pelo aumento do impacto ambiental nesta indústria (ZHANG et al., 2017; AHMAD et al., 2019).

A indústria de laticínios abrange uma ampla variedade de produtos, como leite pasteurizado, iogurte, sorvete, manteiga, queijo e leite em pó. A produção desses alimentos envolve a aplicação de diversos processos, tais como pasteurização, coagulação, filtração, centrifugação e resfriamento. Devido à ampla gama de produtos gerados pelas indústrias de laticínios, é frequente observar variações significativas na quantidade e qualidade dos efluentes gerados. Além disso, as taxas de fluxo desses efluentes podem variar de acordo com a escala de produção, os tipos de produtos fabricados, as técnicas adotadas, os processos empregados e os equipamentos utilizados. É importante ressaltar que o processamento do leite tende a aumentar durante o verão, resultando em variações sazonais na produção de efluentes (SHI et al., 2021).

O agronegócio posicionou o Brasil no ranque mundial dos maiores exportadores de produtos alimentícios. Nesse cenário, o leite tem se mostrado como um dos produtos com maior representatividade em todo o país, gerando renda e uma grande quantidade de postos de trabalho (EMBRAPA, 2019). No Brasil, estimou-se uma produção de 34,6 bilhões de litros de leite bovino. O estado de Minas Gerais se destaca como o principal produtor de leite, representando aproximadamente 27,1% da produção total nacional. Em seguida, aparecem os estados do Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, contribuindo com 12,9%, 11,8% e 9,1% da

produção nacional, respectivamente (**Figura 1**). Em 2022, a região Sul do Brasil liderou a produção de leite bovino, contribuindo com 33,8% do total nacional. Acompanhando de perto, a região Sudeste apresentou uma participação de 33,6%. Na terceira posição, a região Nordeste, única região que apresentou crescimento na produção desde 2017, contribuiu com 16,5% da produção brasileira, seguida pelas regiões Centro-Oeste e Norte, que contribuíram com 11,0% e 5,1%, respectivamente (IBGE, 2023a).

Figura 1 – Produção brasileira de leite bovino por Unidade Federativa



Fonte: IBGE (2023b).

Corroborando com esses dados históricos, observa-se que através das inovações e transformações do setor, o leite é um dos seis produtos mais relevantes da agropecuária brasileira, sendo considerado essencial no suprimento de alimentos e na geração de emprego e renda para a população. Além disso, a atividade leiteira tem sido aprimorada de maneira competitiva e inovadora em escala global, visando aumentar a produção com qualidade, valor agregado e industrialização de produtos diferenciados (EMBRAPA, 2019).

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) estimou que, sem a necessidade de realizar alterações estruturais significativas, o Brasil alcançará a autossuficiência em laticínios e produtos lácteos até o ano de 2024. Para que isso ocorra, a produção de leite deverá aumentar juntamente com a demanda interna, crescimento populacional e renda (FAO, 2016). No entanto, em 2022, na América do Sul, estimou-se uma queda na produção de leite quando comparada com o ano de 2021, principalmente, em virtude

do declínio na produção do Brasil, Uruguai e Argentina. A produção brasileira foi afetada pelo aumento de custos com insumos e maquinários, o preço do combustível e de mão de obra, consequentemente, causando a redução na margem de lucro dos produtores (FAO, 2022).

3.1.1 Condições e padrões de lançamento de efluentes

No contexto brasileiro, em nível federal, a Resolução do CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. No Artigo 3º desta resolução, são estipuladas as diretrizes que tornam obrigatório o tratamento dos efluentes, bem como o cumprimento dos padrões estabelecidos para seu lançamento.

“Art. 3º Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedecem às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.” (BRASIL, 2011)

Embora a Resolução do CONAMA nº 430 de 2011 estabeleça um padrão para o lançamento de efluentes (**Tabela 1**), esta norma também confere aos órgãos ambientais competentes a autoridade para, a qualquer momento e com base em fundamentação técnica, adicionar outras condições e padrões de lançamento, ou torná-los mais rigorosos.

Tabela 1 – Padrão de lançamento da Resolução CONAMA nº 430 de 2011

Parâmetros	Valores máximos
pH	5-9
Temperatura	40 °C
Materiais sedimentáveis	1 mL.L ⁻¹
Óleo minerais	20 mg.L ⁻¹
Óleos vegetais	50 mg.L ⁻¹
Materiais flutuantes	Ausência
DBO _{5,20°C}	Remoção mínima de 60%

Fonte: (BRASIL, 2011).

Diante desse contexto, é observado que diversos órgãos ambientais estaduais e municipais têm elaborado legislações que estabelecem condições e padrões mais rigorosos para o lançamento de efluentes. Um exemplo disso é o Estado de Alagoas, que por meio da Instrução Normativa da Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas (SEMARH) nº 1, de 30 de maio de 2018, estabeleceu requisitos específicos para o lançamento

de efluentes. Entre estes, destacam-se a exigência de uma remoção mínima de 75% da DBO do efluente bruto, bem como um limite máximo de 120 mg.L^{-1} de DBO no efluente tratado. Além disso, a instrução normativa estabeleceu uma concentração máxima de coliformes termotolerantes de $(1000 \text{ NMP}).(100 \text{ mL})^{-1}$ (ALAGOAS, 2018).

No cenário internacional, é possível observar condições e padrões de lançamento de efluentes ainda mais rigorosos do que os brasileiros. A Diretiva do Conselho 91/271/EEC, referente ao tratamento de águas residuais urbanas, é uma peça legislativa promulgada pela União Europeia (EU) em 1991. Esta legislação aborda a coleta, tratamento e descarga de águas residuais urbanas, além do tratamento e descarga de águas residuais de determinados setores industriais. Seu principal objetivo é proteger o meio ambiente dos efeitos das descargas de águas residuais, ao mesmo tempo que fomenta o desenvolvimento sustentável, prevenindo a poluição de corpos hídricos e incentivando o uso responsável dos recursos naturais (EU, 1991). A **Tabela 2** apresenta os requisitos para as descargas de águas residuais dispostos na diretiva supracitada.

Tabela 2 – Requisitos de lançamento da UE para águas residuais urbanas

Parâmetros	Valores máximos	Percentual mínimo de remoção (%)
DBO _{5,20°C}	$25 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$	70-90 40 nos casos previstos n° 2 do artigo 4°
DQO	$125 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$	75
Nitrogênio total	$1\text{-}2 \text{ mg N.L}^{-1}$	70-80
Fósforo total	$10\text{-}15 \text{ mg P.L}^{-1}$	80

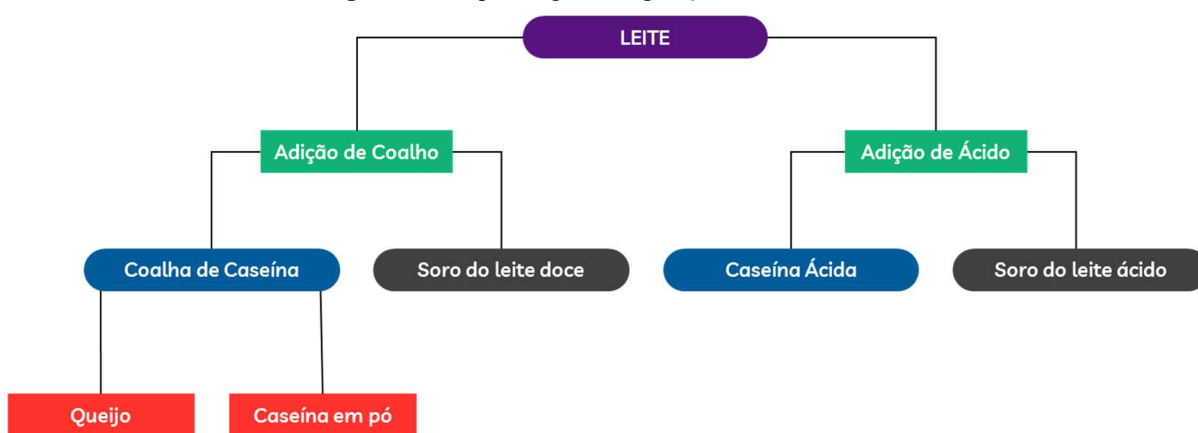
Fonte: (EU, 1991). Adaptado pelo autor.

3.2 Produção e características do soro do leite

O soro de leite é um líquido residual da indústria de laticínios, obtido através da coagulação do leite, e destina-se principalmente à fabricação de queijos e caseína. Durante o processo de fabricação do queijo ocorre a separação do soro do leite e da coalhada através do processo de coagulação do leite. O soro de leite é a fração líquida resultante desse processo de coagulação. Estima-se que na produção 1 kg de queijo são gerados de 9 a 10 L de soro do leite (PIRES et al., 2021). O soro do leite apresenta uma coloração amarelo-esverdeada, principalmente devido à presença de riboflavina (vitamina B2). Além disso, ele pode ser classificado em dois tipos: soro do leite doce e soro do leite ácido. Durante o processo de

coagulação do leite, quando a enzima quimosina é adicionada, ocorre a separação da caseína, lactose e soro, resultando na formação da coalhada. O soro produzido nesse processo possui um pH aproximado de 5,6 e é classificado como soro do leite do tipo doce. Por sua vez, o soro do leite do tipo ácido é gerado por meio da atividade metabólica de lactobacilos ou pela adição de ácidos orgânicos, como o ácido lático, ou ácidos minerais, como o clorídrico ou sulfúrico, durante o processo de fabricação de caseínas industriais. O soro do leite do tipo ácido apresenta um pH aproximado de 4,5 (RYAN e WALSH, 2016). A **Figura 2** apresenta um esquema simplificado do processo de geração do soro do leite.

Figura 2 – Esquema geral da geração do soro do leite



Fonte: Adaptado de RYAN e WALSH (2016).

Nunes e Santos (2015) afirmam que o concentrado proteico do soro do leite, possui cerca de 80% de proteína, 8% de carboidrato, além de ser rico em aminoácidos, especialmente, o ácido aspártico, isoleucina, leucina, lisina, metionina e treonina, além de minerais como cálcio, ferro e sódio, vitaminas e baixo teor de gordura. A **Tabela 3** traz alguns estudos que caracterizaram a composição do soro do leite.

De acordo com Brandelli, Daroit e Corrêa (2015) o soro do leite contém diversos peptídeos bioativos que favorecem a saúde do ser humano. Diante desse fato, observou-se que o soro do leite possui grande potencial tecnológico sendo usado como matéria-prima para a produção de ácido capróico (CHWIALKOWSKA et al., 2019), na cultura inicial para produção de antibióticos (KRUNIC, OBRADOVIC e RAKIN, 2019) e como bioemulsificante (ZHANG et al., 2019).

Tabela 3 – Composição do soro do leite de acordo com a literatura

pH	DQO mg/L	NT mg/L	FT mg/L	NS mg/L	FS mg/L	Nitratos mg/L	Fosfato mg/L	Cloreto mg/L	SST mg/L	ST mg/L	Referência
5,99	60.000	440	149	-	-	320	-	-	2850,0	-	Baroudi et al., 2012.
-	88.000	1.088	810	15	8	-	-	-	-	-	Seo et al., 2014
6,5–7,5	75.300 - 80.300	340 – 1.040	-	-	-	4,0 – 8,0	190 -253	2.090 - 2.870	-	-	Elia, Stylianou e Agapiou, 2023
5,5	105000	332	-	-	-	-	< 2	-	-	-	Mainardis et al., 2018
5,8	81800	28	-	-	-	-	55,5	-	-	-	Mainardis et al., 2018
4,5-6	43.000	1100	340		-	-	-	-	19.400	49300	Tatoulis et al., 2015
3,5	68.000	-	-	-	450	-	-	-	700	65000	Yadav et al., 2013
7,13	10.207	397	90,1	-	-	-	-	-	-	-	Dębowski et al., 2021
4,7	48.100	200	-	-	-	155	634	-	-	-	Zolfaghari et al., 2022
4,5	80.700	600	-	-	-	-	-	-	-	73900	Thanos et al., 2020
4,36	46.080	-	-	-	-	3920.95	2.94	-	-	-	Elleuch et al., 2020

DQO – Demanda Química de Oxigênio; NT – Nitrogênio Total; FT – Fósforo Total; SST – Sólido Suspenso Total; ST – Sólido Total; NS – Nitrogênio Solúvel;
FS – Fósforo Solúvel.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

3.2.1 Aproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos

O soro do leite é reconhecido por seu elevado valor nutricional e por apresentar propriedades atrativas à indústria de alimentos. Dentre essas propriedades, destacam-se a capacidade de emulsificação, gelificação, controle de viscosidade, solubilidade, formação de espuma, além da habilidade de realçar tanto o sabor quanto a cor dos produtos (SOUMATI et al., 2023).

Sabe-se que as bebidas à base do soro de leite apresentam pH ácido, sabor desagradável e adstringente. Diante dessas informações, Wang et al. (2016) avaliaram o uso da espectroscopia de infravermelho e quimiometria na predição de adstringência dessas bebidas. Os resultados deste estudo indicam que é possível prever a adstringência de bebidas à base de soro de leite ácido em apenas 3 min, sendo considerada uma importante ferramenta para que a indústria monitore as características sensoriais dessas bebidas.

Os tratamentos térmicos mais comumente usados no processamento de bebidas à base de soro de leite são a pasteurização e a ultrapasteurização (*Ultra-high Temperature* – UHT), esses tratamentos possuem efeitos negativos nos compostos bioativos, degradando-o ou afetando a aceitação sensorial dos produtos. Nesse sentido, Ferreira et al. (2019) esclarecem que, as tecnologias não convencionais, ou tecnologias emergentes, são alternativas em potencial para serem usadas no processamento desses produtos. Ferreira et al. (2019) ainda explicam que, para que seja feita a substituição dos tratamentos térmicos convencionais, pode-se usar o aquecimento ôhmico, uma vez que, ele apresenta grande potencial no processamento dessas bebidas. O aquecimento ôhmico tem se destacado como tecnologia auxiliar na indústria de laticínios e desenvolvimento de novos produtos.

Outra tecnologia considerada emergente é o ultrassom. Ele é usado para intensificar a recuperação de produtos do soro de leite considerados valiosos. Essa tecnologia também pode ser usada em etapas de pré-tratamento, ultrafiltração, secagem por *spray* e cristalização. Gajendragadkar e Gogate (2016) mostraram que o ultrassom de baixa frequência e alta intensidade associado ao pré-tratamento térmico reduz o espessamento ou gelificação das soluções de soro de leite que possuem proteínas.

O estudo supracitado corrobora com a pesquisa de Barukčić et al. (2015) que avaliaram a influência do ultrassom de alta intensidade na qualidade do soro de leite doce reconstituído, com o intuito de substituir o tratamento por pasteurização. Após a termo-sonicação, por 10 min, a 55°C e 480 W de potência nominal, foi observada melhora na qualidade microbiológica e nas propriedades sensoriais quando comparado com o tratamento térmico do soro do leite.

Outro exemplo de tecnologia emergente é a de CO₂ supercrítico. Essa técnica é usada para a extração de fitoquímicos de matrizes vegetais, engenharia de partículas para encapsulação e entrega de compostos de atividade biológica. Considerando esses dados, Silva et al. (2019a) avaliaram os efeitos do CO₂ supercrítico no processamento não térmico de bebida de soro de leite, enriquecida com inulina. Os resultados do estudo mostraram que essa tecnologia não altera as propriedades físico-químicas da bebida, tampouco em sua cor. Portanto, essa tecnologia pode ser usada como técnica de tratamento não térmico na produção de bebida láctea. Já a tecnologia de plasma frio, um gás ionizado, composto por moléculas neutras, elétrons e partículas carregadas positiva e negativamente. O produto que é submetido a essa tecnologia possui preservação de compostos termossensíveis, além de suas características físico-químicas e sensoriais (SILVEIRA et al., 2019).

Ao utilizar essa tecnologia como alternativa de tratamento, em substituição a pasteurização, Silveira et al. (2019) comparou as propriedades físico-químicas, microestrutura e térmica de bebidas de soro de leite sabor goiaba, submetidas ao plasma frio (400 W utilizando o gás nitrogênio) em diferentes condições de tempo e fluxo de gás. A partir dos dados obtidos, os autores concluíram que esse tratamento é considerado útil na modificação de estrutura e reologia de produtos lácteos.

É importante salientar que, apesar dos avanços tecnológicos no reaproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos, a considerável geração desse subproduto durante os processos de fabricação de laticínios, juntamente com sua propensão à rápida deterioração, representa um desafio para sua eficaz reutilização. Isso pode resultar em seu descarte como efluente industrial, gerando impactos ambientais adversos (KUMAR et al., 2023a). Conforme apontado por Barba (2021), a reutilização do soro do leite na produção de outros alimentos já está bem estabelecida. No entanto, é necessário adotar uma abordagem que vise explorar todo o potencial do soro do leite através de estratégias de biorrefino. Isso permitiria o desenvolvimento ou a recuperação de compostos de alto valor agregado por meio de biotransformação ou técnicas de extração.

3.2.2 Valorização do soro do leite

Atualmente, o soro do leite é amplamente reconhecido como um subproduto valioso com inúmeras possíveis aplicações e diversas técnicas têm sido desenvolvidas para o seu reaproveitamento (SOUMATI et al., 2023). Vários estudos têm relacionado o tratamento de efluentes lácteos à utilização de subprodutos resultantes do processo de tratamento, dessa

forma, esses resíduos podem ser aproveitados como matéria-prima para outros produtos industriais ou como uma fonte de energia (AHMAD et al., 2019, referência atual).

Bosco, Carletto e Marmo (2018) utilizaram soro do leite e um consórcio de bactérias para produzir polihidroxialcanoato (PHA) por meio da fermentação. O PHA consiste em um bioplástico de alto valor. Para viabilizar a fermentação, foram empregados a precipitação termocálica e a ultrafiltração como pré-tratamento do efluente. Os autores ressaltam a aplicação de várias operações unitárias para otimizar o tratamento do soro do leite e a recuperação de outros produtos de valor.

O soro do leite pode ser aproveitado como subproduto por microrganismos, como a levedura, na produção de enzimas de grande relevância biotecnológica como α -galactosidases (α -Gals). Essa enzima possui importantes aplicações na indústria alimentícia, pois a sua atividade enzimática permite a hidrólise de ligações α -D-galactosídicas de açúcares presentes em sementes e células vegetais. Além disso, é empregada na indústria farmacêutica e ambiental. Portanto, a busca por métodos simplificados de obtenção da α -Gals poderá resultar na redução de custos de produção, obtendo-se um substrato sustentável e barato (ÁLVAREZ-CAO, BECERRA e GONZÁLEZ-SISO, 2020).

Zolfaghari et al. (2022) buscaram um tratamento inovador para obter produtos ecologicamente sustentável partir do soro do leite, incluindo a quitosana fúngica, biometano e novos biopolímeros. Para isso, foi cultivado no soro do leite o fungo filamentoso *Mucor indicus*. Na primeira etapa, a quitosana foi extraída do fungo e posteriormente misturada com amido de trigo, para que as características do filme resultante pudessem ser analisadas. Na segunda etapa, o efluente proveniente do cultivo fúngico passou por um processo de digestão anaeróbica, com o objetivo de produzir biometano. De maneira geral, o estudo concluiu que foi viável desenvolver um biopolímero com potencial para a produção de embalagens sustentáveis, contribuindo para a redução da poluição plástica, além de fornecer uma fonte de combustível verde.

3.3 Processos de tratamento biológico do soro do leite

Durante muito tempo, era comum que as queijarias adotassem a prática de lançar efluentes brutos, sem qualquer tipo de tratamento, no solo, rios, lagos e mar. Contudo, essa prática de lançamento resulta na degradação ambiental e representa sérios riscos à saúde humana. Portanto, foram desenvolvidos vários métodos de tratamento para o soro do leite (TATOULIS et al., 2015; AHMAD et al., 2019).

Dentre esses métodos, o tratamento biológico vem se apresentando como uma alternativa ao tratamento dos efluentes da indústria de laticínio. Esse tratamento, em conjunto com outras técnicas físico-químicas, como o uso de membranas, coagulação, floculação etc., representa tecnologias eficazes para reduzir a elevada carga orgânica e outros poluentes presentes nos efluentes (ELIA et al., 2023).

O tratamento biológico de efluentes da indústria de laticínios pode ser realizado por meio de processos aeróbicos e/ou anaeróbicos. De modo geral, os sistemas anaeróbicos tendem a ser mais vantajosos em termos de custo-benefício, uma vez que requerem menor consumo de energia. No entanto, os efluentes gerados por essa indústria apresentam altas concentrações de poluentes, tais como nitrito, nitrato, ureia, nitrogênio e fósforo, que só podem ser removidos eficientemente por meio de um sistema aeróbico (ZHAO et al., 2020).

O trabalho conduzido por Paulenco et al. (2023) utilizou a microalga *Nannochloris sp.* no tratamento de efluentes provenientes da produção do queijo “Telemea”. Embora essa microalga não tenha sido previamente relatada em estudos de tratamento de águas residuais, os resultados obtidos foram promissores. Neste estudo, o soro do leite foi caracterizado a uma DQO de $68.300 \pm 3.730 \text{ mg.L}^{-1}$, nitrogênio total de $280 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$, fósforo total de $1.228 \pm 46 \text{ mg.L}^{-1}$ e Lactose $61 \pm 3,5 \text{ mg.L}^{-1}$. O meio final preparado para a inoculação foi padronizado com concentrações finais de lactose variando de 2,5 a 10 mg/L. Os parâmetros de cultivo foram fixados em uma temperatura de $28 \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e agitação a 175 rpm. Os experimentos foram conduzidos para comparar o efeito da iluminação contínua com o ciclo dia-noite, consistindo em 12 h de iluminação e 12 h de escuridão. Em 7 d de cultivo, o meio cuja concentração inicial de Lactose era 10 mg.L^{-1} ($\text{DQO}_{\text{inicial}} = 12342 \pm 94 \text{ mg.L}^{-1}$, $\text{NT}_{\text{inicial}} = 350 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$ e $\text{FT}_{\text{inicial}} = 325 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$) com a iluminação contínua, apresentou uma redução de até 93% na DQO, 94% no nitrogênio total e 82% no fósforo total. Além da eficiência na remoção desses poluentes, o cultivo da microalga resultou na produção de compostos de alto valor agregado, incluindo ácidos graxos insaturados, clorofilas e carotenoides.

Baroudi et al. (2014) conduziram um estudo no qual foram implementados três tratamentos simultâneos, consistindo na adição de *Candida kefir*, uma cultura mista de *Candida kefir* e *Aspergillus niger*, e uma cultura mista de *Candida kefir* e *Saccharomyces cerevisiae* no soro de leite que passou por um pré-tratamento de coagulação-floculação. As culturas foram incubadas à temperatura ambiente em um agitador a 110 rpm por um período de 5 d. Antes do processo de coagulação e floculação, o soro de leite foi diluído na proporção de 1:4. O efluente tratado apresentava concentrações iniciais de 14.100 mg.L^{-1} de DQO, $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de Fosfato e $22,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrogênio total. O tratamento mais eficaz foi alcançado ao empregar

exclusivamente o fungo *Candida kefir*, enriquecido com 1 g.L⁻¹ de sulfato de amônio como fonte de nitrogênio, resultando em uma redução de 66% da DQO, 95% no Fosfato e 60% nitrogênio total.

3.4 Fungos filamentosos

Os fungos filamentosos desempenham um papel essencial na decomposição da matéria orgânica na natureza. Sua estrutura filamentosa permite uma adesão eficiente aos substratos, o que facilita a absorção de nutrientes. Contudo, antes que os polímeros orgânicos, como a hemicelulose e o amido, possam ser utilizados como fonte de energia e nutrientes, é necessário que sejam degradados. Dessa forma, os fungos liberam uma ampla gama de enzimas e metabólitos, incluindo ácidos orgânicos e compostos antimicrobianos. Os ácidos orgânicos desempenham um papel crucial na liberação de nutrientes para o crescimento dos fungos, mas também proporcionam a diminuição do pH do meio (WÖSTEN, 2019).

Os fungos filamentosos são organismos que podem ser encontrados em diversos ambientes naturais. O diâmetro de suas hifas varia de 2 a 10 µm. Por outro lado, o micélio fúngico pode formar uma rede interconectada de hifas que podem atingir comprimentos que variam de mm a cm. Esses fungos demonstram uma capacidade de crescimento significativa em meios de cultivo de baixo custo. A biomassa fúngica pode ser facilmente produzida em larga escala, com rendimentos consideravelmente elevados (DUSENGEMUNGU et al., 2020). Os fungos filamentosos dos filos *Ascomycota*, *Basidiomycota* e *Zygomycota* são frequentemente encontrados em estudos que abordam a biorremediação ou a exploração comercial. Esses fungos são principalmente conhecidos pela sua diversidade enzimática e pela produção de vários produtos de alto valor agregado (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020).

Diversos estudos têm identificado mecanismos de biorremediação empregando fungos filamentosos. Entre eles, destaca-se a bioadsorção, a qual desempenha um papel crucial na absorção de metais pesados, compostos farmacêuticos e na remoção de toxinas produzidas por cianobactérias em ambientes aquáticos. Outro mecanismo relevante é a produção de biosurfactantes, como os lipopeptídeos, que demonstram ser eficazes na biorremediação de petróleo bruto. Além disso, também é o processo de biomineralização de compostos tóxicos. No entanto, esses processos envolvem predominantemente mecanismos não enzimáticos. Assim, uma estratégia adicional adotada na utilização de fungos filamentosos inclui a biotransformação e a biodegradação, que se valem da ação de enzimas (GHOSH et al., 2023).

Além disso, a capacidade dos fungos de produzir enzimas não específicas lhes confere a habilidade de degradar uma ampla variedade de substâncias prejudiciais, mesmo quando presentes em concentrações muito baixas (DALECKA, JUHNA e RAJARAO, 2020).

3.4.1 Fungos filamentosos no tratamento de efluentes

Os fungos filamentosos são amplamente cultivados na indústria devido à sua capacidade de servir como fonte para a produção de subprodutos, como proteínas, enzimas e outras substâncias. Além disso, a utilização desses fungos tem se destacado como uma alternativa atrativa para o tratamento de águas residuais. Isso se deve, principalmente, ao fato de que esses microrganismos não apenas tratam o efluente, mas também geram produtos de alto valor que podem ser reaproveitados (SANKARAN et al., 2010).

Nos últimos anos, os fungos têm sido utilizados no tratamento de águas residuais provenientes da indústria têxtil. Os efluentes dessa indústria possuem uma grande quantidade de corantes com estruturas aromáticas complexas que são resistentes à degradação. Isso resulta no acúmulo dessas substâncias no meio ambiente, frequentemente mutagênicas e carcinogênicas. As abordagens convencionais para o tratamento desses efluentes envolvem técnicas físico-químicas dispendiosas e contribuem para a geração de uma quantidade considerável de lodo tóxico. Neste contexto, os fungos tornaram-se uma alternativa viável ao tratamento convencional, pois são de fácil cultivo e tem a capacidade de produzir uma diversidade de enzimas úteis para degradar os corantes. A remoção desses corantes tem se mostrado eficaz com o uso de fungos filamentosos como o *Phanerochaete chrysosporium* e o *Trametes versicolor* (MUNCK et al., 2018).

Souza, Zamani e Taherzadeh (2019) propuseram uma abordagem alternativa para tratar as águas residuais provenientes do processamento de trigo destinado à produção de amido, utilizando os fungos filamentosos *Aspergillus oryzae* e *Rhizopus oryzae*. O objetivo era obter uma biomassa rica em proteínas a partir dos efluentes ED1 ($DQO_{\text{inicial}} = 27,3 \pm 1,2 \text{ g.L}^{-1}$), ED2 ($DQO_{\text{inicial}} = 36,7 \pm 4,7 \text{ g.L}^{-1}$) e SS ($DQO_{\text{inicial}} = 58,7 \pm 2,1 \text{ g.L}^{-1}$). Os fungos foram cultivados em frascos Erlenmeyer de 250 mL, agitados e cobertos com rolha de algodão, contendo 50 mL do meio de cultura (efluente sem diluição ou suplementação nutricional). Os resultados demonstraram que o *A. oryzae* apresentou um desempenho superior, alcançando taxas de remoção de DQO de $84,88 \pm 1,25\%$ e $84,33 \pm 3,6\%$ para ED1 e ED2, respectivamente, ao longo de um período de 72 horas.

Os micropoluentes orgânicos (MPOs) tornaram-se uma preocupação crescente devido à sua presença em águas superficiais e subterrâneas, e aos impactos potenciais na saúde e no meio

ambiente. Diversas substâncias se enquadram na categoria de MPOs, como produtos farmacêuticos ativos, substâncias químicas desreguladoras endócrinas e produtos de cuidado pessoal. No entanto, os fungos filamentosos podem utilizar esses MPOs, encontrados em águas residuais, como substrato, resultando na remoção ou conversão desses poluentes em compostos não tóxicos. Além dos benefícios ambientais, o emprego de fungos filamentosos pode gerar vantagens econômicas, especialmente quando comparado a outras técnicas avançadas de tratamento, tais como sorção ou uso de produtos químicos (BULKAN, FERREIRA e TAHERZADEH, 2020).

Com base no estudo de Dalecka, Juhna e Rajarao (2020), destaca-se o potencial de remoção de substâncias farmacêuticas, como cetoprofeno e diclofenaco, de amostras de águas residuais municipais não estéreis por meio do uso de cepas fúngicas. Os fungos foram cultivados em frascos de 100 mL contendo 25 mL de meio de água residuária sintética, com ambas as substâncias farmacêuticas em concentração de 5 mg.L⁻¹. Por fim, os frascos foram agitados a 150 rpm a 25 °C ao longo de um período de incubação de 14 d. Os resultados indicaram que o *T. versicolor* eliminou praticamente a totalidade (> 99,9%) do diclofenaco em um período de 3 horas de incubação. Além disso, constatou-se que a remoção desse fármaco ocorreu por meio de atividade enzimática e biossorção.

No entanto, é válido destacar que diversos microrganismos apresentam potencial significativo no tratamento de efluentes, como é o caso das microalgas. Isso ocorre principalmente devido à sua eficácia econômica e capacidade eficiente na recuperação de nutrientes. Esses nutrientes recuperados podem ser posteriormente aplicados em diversas atividades comerciais (ALI et al., 2021).

3.5 Microalgas

As microalgas são organismos unicelulares, autotróficos ou heterotróficos e de fácil reprodução. Esses organismos podem ser cultivados em ambientes abertos ou reatores fechados. O regime alimentar é baseado em compostos químicos, com uma dieta que contempla carbonatos, fosfatos, nitratos e gases como CO₂ (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018). As microalgas são responsáveis pela maior parte da produção de oxigênio na Terra, podem ser encontradas em uma ampla variedade de habitats, incluindo o mar, águas salobras e águas doces. Além disso, possuem uma notável capacidade de adaptação, sendo capazes de sobreviver em diferentes condições de pH e temperatura (ALIYU, LEE e HARVEY, 2021; LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018). A simplicidade na estrutura desses organismos permite seu rápido crescimento despertando o interesse por aplicações

biotecnológicas. Suas exigências nutricionais não são elevadas e o crescimento é rápido na presença de luz (GHIMIRE et al., 2017).

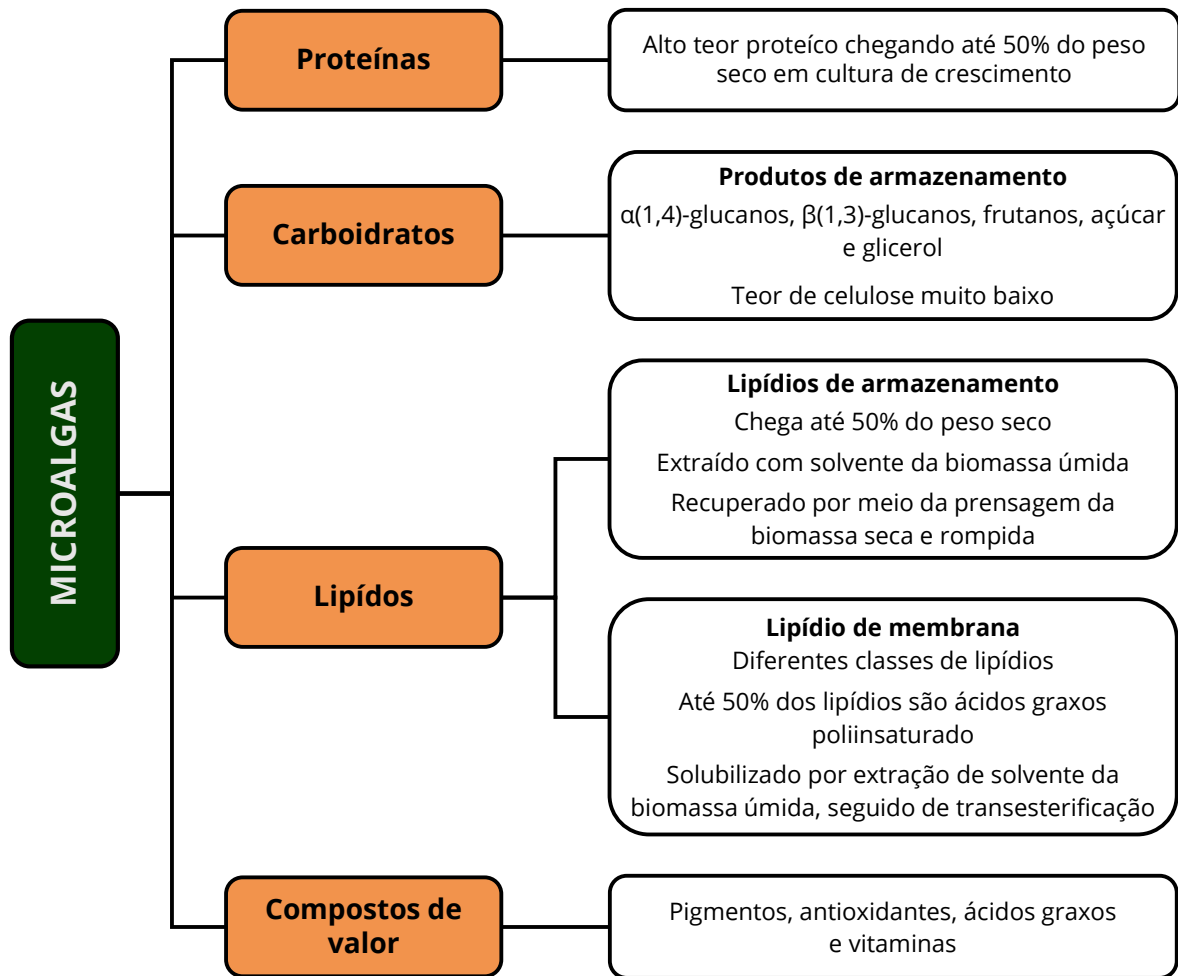
As microalgas são caracterizadas por possuírem uma quantidade significativa de lipídios em sua composição. Além disso, sua biomassa é composta por uma grande quantidade de carboidratos, proteínas e outros nutrientes de alto valor. No entanto, é importante ressaltar que a composição real das microalgas pode variar consideravelmente de acordo com diversos fatores, incluindo a espécie e as condições específicas de crescimento às quais estão expostas (YADAV et al., 2021). A **Figura 3** mostra a composição típica das microalgas.

Do ponto de vista filogenético, as microalgas podem ser procarióticas (cianobactérias) ou eucarióticas. Quando considerada as características taxonômicas desses organismos, elas são categorizadas de acordo com sua pigmentação, ciclo de vida e estrutura celular. As principais classes de microalgas são: *Bacillariophyceae* (diatomáceas), *Chlorophyceae* (algas verdes), *Chrysophyceae* (algas douradas) e *Cyanophyceae* (cianobactérias) (DINIZ et al., 2017).

Em geral, as microalgas acumulam carboidratos na forma de um polissacarídeo semelhante à amilopectina. Os carboidratos presentes nas paredes celulares das microalgas desempenham um papel estrutural. Por outro lado, os carboidratos intracelulares funcionam como moléculas de armazenamento, reservando energia que pode ser utilizada posteriormente nos processos metabólicos ou em situações de estresse para a microalga (SHAHID et al., 2020). Diversos fatores podem influenciar o acúmulo de lipídios, especialmente triglicerídeos, nas microalgas. Por exemplo, a escassez de nitrogênio e fósforo, a presença de altos níveis de salinidade, concentração elevada de carbono no meio de cultivo, entre outros (HE et al., 2015).

O nitrogênio desempenha um papel fundamental no crescimento das microalgas, sendo essencial para a formação de proteínas, aminoácidos, cloroplastos, enzimas, coenzimas e outros componentes biológicos. As microalgas têm a capacidade de metabolizar diversas fontes de nitrogênio, tais como nitrato, nitrito, amônia e ureia. A utilização dessas diferentes fontes de nitrogênio pode afetar a composição bioquímica das microalgas (CHEN et al., 2013).

Figura 3 – Composição comumente encontrada em microalgas



Fonte: Adaptado de ALIYU, LEE e HARVEY (2021).

As microalgas possuem uma série de compostos que podem ser usados em vários setores da indústria, como por exemplo, os polissacarídeos que podem ser usados no setor de cosmético, farmacêutico e para a nutrição humana e animal. Já os compostos bioativos, antifúngicos e antivirais, são usados na elaboração de antibióticos, vacinas e compostos químicos utilizados pela agricultura (MATOS, 2017).

O interesse por microalgas tem crescido de forma significativa ao longo das últimas décadas, especialmente devido à alta demanda por biomassas, bioprocessos sustentáveis (GARRIDO-CARDENAS et al., 2018), tratamento de águas residuais, produção de pigmentos de alto valor comercial e produção de biocombustível (GALARZA et al., 2018).

O nitrogênio e o fósforo são nutrientes essenciais para o crescimento das microalgas, dessa forma, considerando a possível competição com os fertilizantes agrícolas comerciais, o que pode gerar problemas para a agricultura devido à alta demanda por esses nutrientes, uma

abordagem econômica e sustentável é utilizar águas residuais como fonte de nutrientes para o cultivo de microalgas (AIDA et al., 2016).

3.5.1 *Tetrademus obliquus*

A microalga *Tetrademus obliquus*, anteriormente conhecida como *Scenedesmus obliquus*, pertencente ao grupo das microalgas verdes, tem sido amplamente investigada devido ao seu crescimento rápido e à sua capacidade de acumular significativas macromoléculas de interesse (KONG et al., 2021; BENTAHAR e DESCHÊNES, 2022). A *T. obliquus* possui uma parede celular composta principalmente por aminoácidos e açúcares neutros, tais como glicose, manose e ramnose. Em cada célula dessa espécie, um único cloroplasto preenche toda a superfície interna da célula. Essa espécie se reproduz assexuadamente, liberando autósporos que são resultantes da ruptura da parede celular (OLIVEIRA et al., 2021).

Essa espécie tem sido objeto de investigação devido ao seu uso proeminente na produção de biodiesel, em virtude de seu elevado teor de lipídios, e na geração de bioprodutos de alto valor, como os carotenoides. Devido à sua capacidade de adaptação a condições de estresse, a utilização dessa espécie tem sido amplamente avaliada em estudos voltados para biorremediação e tratamento de efluentes (LI et al., 2023b; BENTAHAR e DESCHÊNES, 2022).

Diversos estudos evidenciam o potencial da *T. obliquus* em se desenvolver em águas residuais com elevada concentração de nitrogênio e fósforo. Essa capacidade torna-se atrativa, uma vez que oferece uma abordagem para a conversão de poluentes em biomassa.

T. obliquus demonstrou ter a capacidade de atingir uma produtividade de biomassa de até 2 g/L em condições fotoautotróficas, enquanto em condições heterotróficas essa produtividade pode chegar até 6 g/L (CHRONOPOULOU et al., 2019). E em condições de privação de nitrogênio, seu conteúdo lipídico pode ser elevado em até 47,7% (WU e MIAO, 2014).

A *T. obliquus* demonstra possuir uma capacidade de absorção de CO₂ superior àquelas observadas em outras microalgas, tais como *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas reinhardtii* e *Phaeodactylum tricornutum*. Essa característica indica uma contribuição significativa para fixação de CO₂ e, por conseguinte, para a redução do efeito estufa (LI et al., 2023b).

Segundo Rugnini et al. (2019), *T. obliquus* foi identificada como uma espécie promissora para o tratamento biológico de águas residuais, removendo efetivamente o fósforo (até 97%) e adsorvendo quantidades significativas de Cobre e Níquel (mais de 50%). Os autores

ênfatizam o papel crucial do projeto do reator, bem como a importância da manutenção dos níveis de luz e nutrientes, para alcançar o crescimento ideal e a máxima remoção de fósforo.

Por outro lado, estudos como o de Salazar et al. (2023) corroboram o potencial de remoção de poluentes como nitrogênio e fósforo pela *T. obliquus* de efluentes. Neste estudo, o cultivo de *T. obliquus* em um fotobiorreator equipado com LEDs e instalado dentro de uma estufa demonstrou ser uma estratégia eficiente para a biorremediação do efluente hidropônico. As microalgas proliferaram no efluente não tratado, alcançando uma notável remoção de 100% de nitrogênio e fósforo.

3.5.2 Cultivo de microalgas em sistemas aberto e fechado

O cultivo de microalgas para aplicações biotecnológicas tem se mostrado promissor, especialmente devido aos componentes presentes nesses organismos. Conforme afirmado por Lehmuskero, Chauton e Boström (2018), as microalgas podem se reproduzir em meio autotrófico ou heterotrófico, sendo classificados como sistemas aberto ou fechado. As microalgas possuem a capacidade de modificar sua atividade metabólica em função das condições do meio que estão inseridas (SALAMA et al., 2017).

Os exemplos mais comuns de sistemas abertos são as lagoas tipo pista e tanque. Já os fotobiorreatores horizontais ou verticais são classificados como sistemas fechados. Estes últimos têm apresentado maior eficiência quando considerado o fator risco de contaminação, pois, esse sistema protege o cultivo do contato com o meio ambiente (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018).

Tem-se ainda os cultivos fotoautotróficos, que usa o carbono de origem orgânica e luz como fonte de energia. Essa forma de cultivo é a mais difundida, uma vez que, todas as microalgas são fotossintetizantes. Entretanto, tem-se como principal problema desse tipo de cultivo, a baixa disponibilidade de luz nos tanques profundos em que as culturas são desenvolvidas, na qual as células são moduladas não somente pela irradiância disponível, mas também pela quantidade de células, turbulência e profundidade da coluna d'água. Mesmo havendo a preferência para a fotoautotrofia, algumas cepas de microalgas têm a capacidade de se desenvolver em ambiente heterotrófico, ou seja, sem a presença de energia luminosa, não realizando a fotossíntese, sendo assim, a fonte de energia para o crescimento desses organismos é oriunda de fontes de carbono de origem orgânica (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018).

Contrastando com o metabolismo fotoautotrófico, no metabolismo heterotrófico há uma contínua produção de oxigênio (acima da demanda). Entende-se que, o consumo exclusivo

de oxigênio no modo nutricional heterotrófico relaciona-se como processo de respiração celular que é regulado pela demanda de energia na forma de adenosina trifosfato e adenina dinucleotídeo fosfato (MOHAN et al., 2015).

Outra forma de cultivo é o mixotrófico utilizando o glicerol como fonte de carbono, favorecendo o crescimento e aumento na quantidade de compostos presentes na biomassa de algumas espécies de algas, como por exemplo a *Chlorella vulgaris*, *Hematococcus sp.* e *Scenedesmus sp.* (NZAYISENGA, ERIKSSON e SELLSTEDT, 2018).

Neste cenário, o uso do glicerol como fonte de carbono externa é uma alternativa para elevar a produção de compostos nas microalgas, além de ser uma aplicação para o excedente deste coproduto criado na reação de transesterificação na produção de biodiesel (MONTEIRO et al., 2018).

Já a forma nutricional fotoheterotrófico necessita de luz como fonte energética, assim como as microalgas fotoautotróficas, além de compostos orgânicos como fonte de carbono. O que o diferencia do mixotrófico é a incapacidade da primeira de crescimento simultâneo utilizando as duas fontes de energia. A possibilidade do uso de carbono orgânico como fonte energética torna o metabolismo mixotrófico uma opção promissora para o desenvolvimento da produção de microalgas (WANG, YANG e WANG, 2014).

De acordo com Anitha, Kamarudin e Kofli (2016) o uso de glicerol, tanto na produção mixotrófica quanto na produção heterotrófica de biomassa de microalgas oleaginosas, apresenta grande potencial para aplicação na produção de biodiesel, proporcionando uma integração dessa cadeia produtiva, pois, esse composto é um coproduto essencial para a produção de biodiesel.

Os cultivos em sistema semicontínuo são usados nos casos em que as microalgas têm acesso e privação da luz como fonte de energia. Nesse caso, ao final do cultivo, a fonte de iluminação fornece maiores quantias de densidade, permitindo que haja maior valor agregado à produção desses organismos (FURLAN et al. 2021a). Também são produzidos meios sintéticos para alimentação do cultivo de microalgas, através do uso de compostos químicos derivados de sais orgânicos e inorgânicos (FURLAN et al. 2021b).

Segundo Maia et al. (2023), em decorrência da sua adaptabilidade, as espécies de microalgas *Chlorella*, *Chlamydomonas* e *Scenedesmus* podem crescer sob condições autotróficas, heterotróficas e mixotróficas. Na condição heterotrófica o crescimento da célula ocorre sem a necessidade de fonte de luz, conseqüentemente, o substrato orgânico é utilizado como fonte de energia e de carbono orgânico pela microalga (LIYANAARACHCHI et al., 2021). Por outro lado, quando cultivadas em condições de autotrofia, as microalgas convertem

carbono inorgânico (CO_2) em matéria orgânica, isso ocorre através da fotossíntese, onde a luz do sol é utilizada como fonte de energia (MAIA et al., 2023). De acordo com Abreu et al. (2022), as células cultivadas em condições heterotróficas podem apresentar taxa de crescimento e produção de biomassa superiores quando comparada com as autotróficas. Contudo, as microalgas são organismos predominantemente autotróficos (LI et al., 2020). Portanto, nem todas as espécies com valor biotecnológico podem crescer em condições exclusivamente heterotrófica. Uma alternativa é o cultivo mixotrófico, onde as microalgas assimilam fontes de carbono orgânico juntamente com o CO_2 (CASTILLO et al., 2021). No cultivo mixotrófico, as microalgas podem utilizar os metabolismos fotoautotrófico e heterotrófico simultaneamente (LIYANAARACHCHI et al., 2021). Isso pode explicar o aumento das taxas de crescimento celular e produção de biomassa, que podem superar as observadas em culturas autotróficas ou heterotróficas (ABREU et al. 2022).

3.5.3 Tipos de reatores para o cultivo de microalgas

Como já citado, o cultivo de microalgas pode ser realizado através dos sistemas abertos (tanques ou lagoas) ou em sistema fechado, como fotobiorreatores. O uso de fotobiorreatores apresenta algumas vantagens no cultivo de microalgas, tais como maiores controles das condições, uma vez que, o sistema fechado impede o contato com o ambiente externo, minimizando os riscos de contaminação por organismos diferentes daqueles que estão sendo cultivados, além da redução da perda excessiva por evaporação que é agravado em dias quentes e secos nos cultivos abertos (XIAOGANG et al., 2020; MARTINS et al., 2018). Já os sistemas abertos são mais viáveis do que os sistemas fechados, uma vez que apresentam uma maior eficiência na produção de biomassa. Além disso, são significativamente mais baratos (ACIÉN et al., 2017). No entanto, em reatores abertos, é comum enfrentar diversos problemas relacionado à contaminação do ambiente circundante. Isso inclui a contaminação por outras espécies de algas, bactérias ou predadores, que podem, inclusive, suplantam as espécies de microalgas cultivadas (BANI et al., 2021). Neste sentido, embora menos econômico, o emprego de um sistema fechado propicia a viabilidade do cultivo de uma diversidade ampliada de espécies de microalgas (NWOBA et al., 2020).

Independente do reator utilizado é essencial atender determinados requisitos para manter o cultivo fototrófico de microalgas. Estes incluem o fornecimento adequado de luz e nutrientes, tais como CO_2 , nitrogênio e fósforo. Além disso, é necessário manter as condições adequadas de cultivo, principalmente, pH e temperatura (ACIÉN et al., 2017). Também, é importante garantir uma agitação adequada, pois garante uma melhor transferência de massa,

previne a aglomeração de células e a sedimentação, evita a formação de gradientes de temperatura e concentração de nutrientes, além de aumentar a exposição das células localizadas na parte inferior do reator à luz (ACIÉN et al., 2017; COSTA et al., 2019).

Ademais, a seleção adequada das cepas de microalgas é um aspecto muito importante, especialmente quando consideramos sistemas abertos. Existem duas abordagens principais que contribuem para um processo operacional bem-sucedido. A primeira estratégia consiste no uso de um consórcio de diferentes microalgas, as quais não competem pelo mesmo nutriente e possuem faixas ideais de temperatura e luz semelhantes. A segunda opção é selecionar uma única microalga que esteja bem adaptada ao local e às características do meio de cultivo (BANI et al., 2021).

Os tanques abertos são os sistemas mais populares e econômicos para o cultivo comercial de microalgas (COSTA et al., 2019). Os sistemas *open raceway ponds* (ORPs) e *closed tubular photobioreactors* (PBRs), atualmente, são as configurações amplamente reconhecidas como as mais viáveis para o cultivo de microalgas em larga escala (PÉREZ-LÓPEZ et al., 2017)

Ao longo das últimas décadas, esse modelo tem sido empregado para o tratamento de efluentes e a captura de CO₂ da atmosfera. Porém, devido à sua viabilidade econômica em termos de instalação da planta e manutenção, ele se tornou um modelo piloto para produção de microalgas em larga escala. No entanto, seu uso é limitado para algumas espécies de algas que são adaptadas às condições extremas de alcalinidade, alta concentração de nutrientes e salinidade (COSTA et al., 2019; HOSSAIN e MAHLIA, 2019).

Na escala laboratorial, é possível encontrar uma variedade de sistemas de fotobiorreatores disponíveis, como fotobiorreatores microfluídicos, agitados, de coluna de bolhas, de placa plana, de tanque agitado, tubulares, entre outros. Esses diversos tipos de fotobiorreatores são constituídos por três fases: a fase líquida, responsável pela entrega dos nutrientes; a fase sólida, composta pelas células das microalgas; e a fase gasosa, necessária para a fixação de CO₂ e remoção de O₂. A transição desses reatores da escala laboratorial para a comercial tem se revelado um desafio. É comum observar que a maioria dos cultivos fototróficos em larga escala apresenta rendimentos inferiores aos esperados em escala de laboratório (BENNER et al., 2022).

Segundo Pechsiri et al. (2023), há uma ampla variedade de biorreatores disponíveis, cada um com suas próprias vantagens e desvantagens, muitas vezes projetados e otimizados para atender a propósitos específicos. Essa diversidade resulta em variações na requisição de

materiais e energia, o que afeta a eficiência de absorção de carbono e nutrientes, bem como os diferentes impactos ambientais associado a cada sistema.

De acordo com Oliveira et al. (2021), a microalga *T. obliquus* demonstra crescimento rápido e alta resistência a condições adversas de cultivo. Os autores enfatizam o potencial de cultivo dessa espécie em águas residuais ricas em nitrogênio e fósforo. Além disso, destacam que os fotobiorreatores são amplamente utilizados no cultivo de microalgas, sendo o método mais econômico para produção em larga escala.

3.5.4 Microalgas no tratamento de efluentes

O tratamento biológico é a tecnologia indicada para a remoção de compostos orgânicos em águas residuais, devido sua boa eficiência e baixos custos de operação (GRANDCLÉMENT et al., 2017). Sabe-se que o tratamento de águas residuais é fundamental e, o uso de novas tecnológicas tem favorecido esse processo, como por exemplo, o uso de biomassa de microalgas para tratamento de efluentes (KUBE, FAN e RODDICK, 2021). As microalgas são uma opção de tratamento biológico promissora devido à sua capacidade de remover nutrientes e convertê-los em biomassa. Além disso, certas espécies de microalgas também são capazes de extrair metais pesados, compostos de nitrogênio e outras substâncias químicas como fosfatos dos efluentes (UDAIYAPPAN et al., 2017; MUJTABA e LEE, 2017). Estudos apontam o potencial de microalgas verdes para remover o excesso desses contaminantes, devido à sua alta capacidade de absorção de nutrientes, bem como a alta produção de biomassa (RAMOS e PIZARRO, 2018; HESNI et al., 2020).

As águas residuárias são compostas por inúmeras substâncias orgânicas, como gorduras, proteínas, ácidos voláteis, carboidratos e aminoácidos, e compostos inorgânicos, tais como amônio, bicarbonato, fosfatos, sódio, entre outros (LI et al., 2019; AHMED et al., 2022). Do ponto de vista ecológico, as microalgas têm a capacidade de biorremediar efluentes, oriundos, especialmente, de atividades domésticas, industriais, agricultura e aquicultura. Tais contaminantes, em contato com os corpos hídricos, podem provocar uma série de danos ambientais, entre eles, a eutrofização (DINIZ et al., 2017).

Estudos têm demonstrado que as microalgas são eficazes no tratamento de águas residuais. O estudo realizado por Diniz et al. (2017), na qual foram usadas cinco espécies de microalgas (*Scenedesmus sp1*, *Scenedesmus sp2*, *Desmodesmus sp*, *Chlorella sp1* e *Chlorella sp2*) em efluentes municipais, onde foi observado que, em um período de quatro dias de cultivo, esses microrganismos demonstraram a capacidade de reduzir os níveis de nitrogênio amoniacal e fosfato (em mais de 65 e 95%, respectivamente). As concentrações iniciais desses compostos

foram de $16,4 \pm 6,9$ e $4,1 \pm 1,6$ mg.L⁻¹ para o efluente autoclavado, respectivamente, e $39,4 \pm 9,9$ e $12,3 \pm 2,8$ mg.L⁻¹ para o efluente não autoclavado, respectivamente.

O estudo realizado por Shen et al. (2017) empregou a microalga *Chlorella vulgaris* para tratar efluentes provenientes de suinocultura. Nesse estudo, foi utilizado um reator de biofilme em substrato poroso, que consiste em placas circulares verticalmente alinhadas. O fundo dessas placas foi parcialmente submerso pelo meio de nutrientes. Os experimentos foram conduzidos em uma estufa sob luz solar, com uma irradiação solar média de 15,5 MJ.m⁻².d⁻¹. A temperatura ambiente variou de 26 a 42 °C, e foi introduzido um fluxo de ar contínuo enriquecido com 5% de CO₂ (v/v) a 10 mL.min⁻¹. O efluente passou por um processo de filtração para a remoção dos sólidos mais grosseiros. Após esse processo, a concentração de amônia, nitrogênio total e fósforo total foi de $88,4 \pm 6,4$, $111,2 \pm 1,9$ e $10,2 \pm 0,4$ mg.L⁻¹, respectivamente. A *Chlorella vulgaris* demonstrou-se eficiente na remoção dos poluentes, onde foi observada uma remoção de 99,95% de amônia, 96,05% do nitrogênio total e 99,83% do fósforo total, em um período de retenção de 5d.

Por sua vez, Fontoura et al. (2017) avaliaram a capacidade de remoção de contaminantes pela microalga *T. obliquus*, a qual foi cultivada em efluentes de curtume com concentração variando entre 20 e 100%. A concentração inicial do efluente bruto foi de 4000 mg.L⁻¹ para DQO, 1400 mg.L⁻¹ para DBO, 343 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e 6,6 mg.L⁻¹ para fósforo. A intensidade de luz variou entre 80 e 200 μmol.m⁻².s⁻¹ em ciclo dia-noite, consistindo em 12 h de iluminação e 12 h de escuridão. As microalgas foram cultivadas por 24 d em temperatura ambiente (25 °C) com aeração contínua de ar comprimido a uma vazão de 1 L.min⁻¹ no fundo do frasco para promover a agitação. Observou-se que, para a concentração do efluente de 88,4% e uma intensidade de luz de 182 μmol.m⁻².s⁻¹, foram obtidas as melhores eficiências de remoção de poluentes, onde foi removido 85,63% de nitrogênio amoniacal, 96,78% de fósforo e 80,33% de DQO.

Por outro lado, Escapa et al. (2017) realizaram estudos com as microalgas, *C. vulgaris* e *T. obliquus* na remoção de dois fármacos da água: paracetamol e ácido salicílico. Os resultados da pesquisa mostraram que tanto a *T. obliquus* quanto a *C. vulgaris* removeram cerca de 40% e 21% de paracetamol, respectivamente, e 93% e 25% de ácido salicílico, respectivamente. Neste experimento, utilizaram-se fotobiorreatores operados em lote até o término da fase de crescimento da microalga, momento em que a concentração da microalga se estabilizou por dois dias consecutivos. Posteriormente, os fotobiorreatores foram operados em modo semi-contínuo até que os parâmetros de crescimento atingissem um estado estacionário. Cada microalga foi submetida a dois tratamentos: no primeiro, as culturas foram inoculadas em meio

contendo uma concentração de 25 g.L^{-1} de paracetamol, enquanto no segundo experimento, as culturas foram inoculadas em um meio contendo 25 g.L^{-1} de ácido salicílico.

Kaštánek et al. (2018) mostraram em seu estudo que as microalgas também têm a capacidade de bioacumulação de metais pesados. Os autores chegaram a essa conclusão ao testarem três espécies de algas (*C. vulgaris*, *T. obliquus* e *Desmodesmus quadricauda*) em efluentes contendo lítio e rubídio. Os resultados mostraram que a *C. vulgaris* teve a capacidade de acumular 54% de rubídio presente no meio de cultivo, após quatro dias de cultivo.

Altas concentrações de CO_2 , entretanto, pode reduzir o pH do meio e, consequentemente, a atividades desses organismos, assim, o equilíbrio entre o fornecimento e a demanda de CO_2 é fundamental para o crescimento das microalgas (ZHENG et al., 2018).

Segundo Fernández et al. (2019), as microalgas têm sido reconhecidas como uma matéria-prima promissora para uma ampla gama de aplicações. Contudo, o custo de produção tem sido um grande obstáculo para sua produção em larga escala, fazendo-se necessário o desenvolvimento de novas tecnologias para um cultivo mais eficiente. Neste contexto, os autores sugerem a integração da produção de microalgas com o tratamento de efluentes, o que representa uma opção viável para aumentar significativamente a produção de biomassa de microalga e a redução dos custos associados a esse processo.

Para alcançar uma economia circular, faz-se necessário utilizar resíduos como matéria-prima para novas indústrias sustentáveis. A indústria de águas residuais é um setor promissor para a implementação desse conceito, devido ao seu elevado potencial para a recuperação de nutrientes e reutilização da água (SALAZAR et al., 2023). Diante disso, os sistemas baseados em microalgas surgiram como opções promissoras para substituir os métodos convencionais de remoção de nitrogênio e fósforo das águas residuais (LAVRINOVIČS et al., 2021; QUAN et al., 2019).

Os níveis e os tipos de nitrogênio e fósforo têm um impacto significativo no crescimento das microalgas e na produtividade da biomassa. Portanto, quando há uma alteração nas quantidades de N e P no meio de cultura, isso causa estresse nas células das microalgas, levando a uma modificação em sua composição bioquímica. O nitrogênio é elemento essencial para a construção da estrutura celular e a produção de moléculas como enzimas e hormônios. Por outro lado, o fósforo desempenha um papel importante na estrutura das membranas, RNA, DNA e ATP (AKGUL e AKGUL, 2022).

O fósforo usado na nutrição das microalgas é oriundo de fosfatos ou superfosfatos, como os de potássio e de sódio. Em efluentes, o fósforo, geralmente, está presente na forma de

ortofosfato, pirofosfato, metafosfato e formas orgânicas. As microalgas têm a capacidade de acumular fósforo em suas células, usando-os quando sua concentração no meio externo acaba. Essa característica é considerada favorável e vantajosa na remoção de fósforo de efluentes (SILVA et al., 2019b).

A utilização de fosfato no meio de cultivo também é importante, visto que a escassez deste nutriente pode afetar o seu crescimento da microalga, reduzindo a síntese e regeneração de substratos no ciclo de Calvin-Benson e, conseqüentemente, reduzindo a capacidade de absorção de luz e fixação de gás carbônico. A ausência de fósforo reduz a quantidade de proteínas e clorofila e aumenta a quantidade de carboidratos na célula. Além disso, fosfato é importante para constituição de DNA, RNA e proteínas da célula (BAIEE e SALMAN, 2016).

O nitrogênio inorgânico é encontrado nas formas de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+). Há espécies de microalgas que apresentam taxa de crescimento acelerada, necessitando de amônia como fonte primária de nitrogênio, entretanto, a nutrição com nitrato intermitente favorece o crescimento das microalgas (SILVA et al., 2019b).

O nitrogênio assimilado pelas microalgas na forma de nitrato e amônia é destinado para a síntese de compostos celulares, produção de proteínas e outros compostos que contém nitrogênio. No entanto, a assimilação destes dependerá de outros fatores, tais como temperatura, carga orgânica, tempo de retenção hidráulica e radiação solar (BAIEE e SALMAN, 2016).

3.5.5 Processo semicontínuo no tratamento de efluentes por microalgas

No tratamento de águas residuais, as microalgas podem ser cultivadas em processo descontínuo (batelada) ou de forma contínua/semitcontínua. A maioria dos estudos laboratoriais opta por utilizar processos descontínuos em seus experimentos. No entanto, diversos estudos demonstram que os sistemas de cultivo contínuo/semitcontínuo apresentam um desempenho superior em comparação com o cultivo em batelada (AL-JABRI et al., 2020). O sistema semicontínuo oferece benefícios significativos, incluindo uma elevada produtividade de biomassa, sem necessidade de adição de inóculo e uma operação simplificada (LUTZU et al., 2020).

Os processos em batelada são comumente usados na obtenção de uma série de produtos. Esse processo inicia-se com a adição de nutrientes e inoculação dos microrganismos, nenhum outro componente é adicionado após a inoculação, exceto agentes que regulam os parâmetros operacionais, como ácidos e bases para o pH, e o oxigênio para microrganismos aeróbios. Quando esse processo é finalizado, todo o conteúdo do reator é removido e, antes de ser reutilizado, o reator é esterilizado. Em relação ao seu uso no cultivo de microalgas, é

importante ressaltar que há um baixo crescimento da biomassa, visto que a concentração de nutrientes decai com o tempo (PALADINO e NEVIANI, 2020).

Uma alternativa é o uso do processo semicontínuo. Ele é semelhante ao processo em batelada, mas ao final do processo, parte do volume do reator é removido, e uma parte dos microrganismos e do meio de cultura usados no ciclo anterior é mantido, sendo adicionado mais nutrientes/contaminantes ao reator, com volume igual ao removido anteriormente. O processo semicontínuo, em comparação ao processo em batelada, produz uma concentração de biomassa até três vezes superior (KHOO, LAM e LEE, 2016).

3.5.6 Processo de aeração no tratamento de efluentes por microalgas

Os sistemas aeróbios comumente utilizados para tratamento de esgoto sanitário são as lagoas aeradas, os filtros biológicos e os lodos ativados. 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). Esses sistemas são conhecidos por passarem pelo processo de decomposição aeróbia, que envolve a fermentação e a respiração, bem como a biossíntese e a respiração endógena. Sua característica central reside na capacidade de converter compostos orgânicos em biomassa e CO₂ (MIAO et al., 2018).

No fotobiorreator, o processo de mistura é realizado através da introdução de ar comprimido no sistema de cultivo. Essa aeração promove a migração das microalgas das áreas mais escuras para as regiões mais claras, permitindo que elas obtenham mais luz durante o tratamento e reduzindo o efeito da estratificação térmica. Além disso, a aeração desempenha um papel fundamental no aumento da eficiência do cultivo das microalgas no tratamento. Ela previne a sedimentação das microalgas e dos nutrientes, garantindo que eles permaneçam em suspensão e em constante contato. Isso resulta em uma maior remoção de nutrientes do meio, contribuindo para um processo de tratamento mais eficaz (ACIÉN, GÓMEZ-SERRANO e FERNÁNDEZ-SEVILLA, 2018). Por outro lado, é importante ressaltar que uma taxa de aeração excessivamente alta pode resultar na redução da eficiência do bioprocessamento. Isso ocorre devido à diminuição do tempo de retenção das bolhas dentro do meio de cultivo, o que acaba limitando a disponibilidade de O₂ (YILDIRIM et al., 2023).

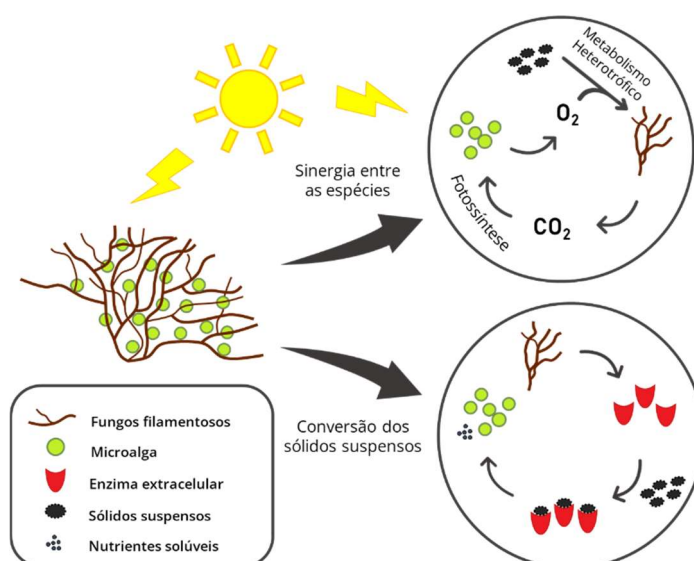
3.5.7 Co-cultivo de microalgas e fungos filamentosos no tratamento de efluentes

Ao longo das últimas décadas, as microalgas têm sido utilizadas com sucesso como biorremediador para a remoção de nutrientes excessivos em águas residuais, como nitrogênio,

fósforo e carbono (CHU et al., 2021). Os fungos se destacam no campo da biorremediação devido ao fato de ser microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica no meio ambiente, removendo poluentes por absorção e pela produção de enzimas intracelulares e extracelulares inespecíficas com elevada capacidade catalítica, transformando tais poluentes em compostos com menor toxicidade ou inócuos (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020).

As microalgas têm a capacidade de remover N, P e íons metálicos através do processo de assimilação e bioabsorção, envolvendo os mecanismos de adsorção e absorção. Já a remediação realizada pelos fungos se dá por meio de processos de bioabsorção e biotransformação. Sendo assim, quando o O_2 é liberado durante a fotossíntese das microalgas, ocorre o seu fornecimento aos fungos para sua respiração. Estes, por outro lado, disponibilizam o CO_2 para as microalgas. Os fungos também liberam enzimas extracelulares que atuam no processo de deterioração de sólidos suspensos, devolvendo o CO_2 para o meio, favorecendo o processo de fotossíntese (WANG et al., 2022b). No tratamento de águas residuais, a remoção de nutrientes é um aspecto importante a ser considerado. Neste contexto, a utilização de uma combinação de microalgas e fungos filamentosos pode ser vantajosa para lidar com variações extremas de pH. Isso ocorre devido à interação entre esses organismos, em que o crescimento das microalgas pode resultar no aumento do pH do meio. Por outro lado, o crescimento dos fungos filamentosos pode levar à diminuição do pH do meio em decorrência da liberação de ácidos orgânicos (LIN et al., 2022). A **Figura 4** ilustra a relação simbiótica entre a microalga e os fungos filamentosos.

Figura 4 – Simbiose entre microalga e fungo filamentoso



Fonte: Adaptado de SATPATI et al. (2023).

Shuangxi e Liandong (2023), avaliaram o desempenho do co-cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* e do fungo filamentoso *Aspergillus oryzae* no tratamento de efluentes pecuários simulados. A microalga e o fungo foram co-cultivados em diferentes proporções, onde a quantidade de inóculo da microalga consiste no seu número de células, enquanto a quantidade do inóculo do fungo é calculada com base no número de esporos. O experimento foi conduzido em um Erlenmeyer de 250 mL contendo efluente simulado com concentração de poluentes de 1008,0 mg.L⁻¹ de DQO, 123,6 mg.L⁻¹ de amônia, 158,6 mg.L⁻¹ de nitrogênio total e 20,6 mg.L⁻¹ de fósforo total. O meio foi incubado por um período de 14 dias, a uma temperatura constante de 25 ± 1 °C, com uma rotação de 150 rpm e um fluxo luminoso de 4000 lx. Os resultados revelaram que essa abordagem alcançou taxas de remoção significativas para diversos parâmetros. O percentual de remoção de nitrogênio total, amônia (NH₄-N), fósforo total e DQO, foram respectivamente, 72,51%, 71,19%, 92, 23%, 91,47%.

Kumar et al. (2023b), investigaram metodologias para tratar as águas residuais provenientes da indústria de laticínios utilizando microalgas. Um dos consórcios estudados consistiu na combinação da microalga *Scenedesmus abundans* com a levedura *Saccharomyces cerevisiae*. Os resultados obtidos mostraram uma remoção de cerca de 83% para DQO, 41,7% para o nitrogênio total e 61,0% para o fósforo total. Os ensaios foram conduzidos em frascos de Erlenmeyer de 250 mL, contendo 150 mL de água residuária e meio de controle. Os frascos foram submetidos a incubação por um período de 14 d, a uma temperatura de 28 °C, sob uma intensidade luminosa de 300 µmol.m⁻².s⁻¹, seguindo o ciclo dia-noite, consistindo em 18 h de iluminação e 6 horas de escuridão. A caracterização do efluente revelou uma DQO inicial de 68000 ± 720,08 mg.L⁻¹, nitrogênio total de 30,29 ± 1,4 mg.L⁻¹ e fósforo total de 18,11 ± 0,3 mg.L⁻¹. No entanto, o efluente bruto foi diluído em água pluvial em uma faixa de diluição variando de 10 a 100%. Os resultados indicaram que a maior taxa de crescimento de biomassa foi alcançada com uma diluição de 80%, apresentando uma concentração inicial do efluente nessa diluição de 2042,3 ± 4,2 mg.L⁻¹ para DQO, 3,50 ± 1,3 mg.L⁻¹ para o nitrogênio total e 15,6 ± 1,3 mg.L⁻¹ para o fósforo total.

Yang, Li e Wang (2019), observaram uma significativa remoção de poluentes ao utilizar um co-cultivo de *Chlorella vulgaris* com o *Aspergillus sp.* no tratamento de efluentes líquidos provenientes do processamento ou produção de melaço. As concentrações iniciais dos poluentes foram de 11.230 mg.L⁻¹ para a DQO, 407,5 mg.L⁻¹ para o nitrogênio total, 170,3 mg.L⁻¹ para o nitrogênio amoniacal e 30,4 mg.L⁻¹ para o fósforo total. Os resultados mostraram uma remoção de 70,68% de DQO, 67,09% de nitrogênio total, 94,72% de nitrogênio amoniacal

e 88,39% de fósforo total. Neste experimento, os microrganismos foram cultivados em frascos Erlenmeyer de 250 mL, contendo 100 mL de água residual, com agitação de 80 rpm.

O sistema de co-cultivo de microalgas-fungos filamentosos tem sido objeto de estudo tanto na colheita de biomassa quanto no tratamento de efluente e produção de bicomcombustível (SATPATI et al., 2023). Nessa condição de cultivo, as microalgas e os fungos tem a capacidade de se aglomerar, facilitando na colheita das microalgas e na eficiência do processo, promovendo a redução de custos de cultivo (LENG et al., 2021; SATPATI et al., 2023).

Salvatore et al. (2023), investigaram as interações metabólicas entre o fungo filamentoso *Penicillium citrinum* e a microalga *Galdieria sulfuraria* em um consórcio. Os autores observaram que, quando cultivadas juntas no mesmo meio, ambas as espécies apresentaram um melhor crescimento em comparação com o cultivo separado. Além disso, foi constatado que a densidade e o tamanho das células da microalga foram maiores quando co-cultivadas com o fungo, em comparação com o cultivo isolado. Outro resultado importante foi a capacidade de diferenciar facilmente a co-cultura com base nos produtos metabólicos produzidos. Foi observada uma maior diversidade de metabólitos extracelulares no consórcio.

Neste sentido, Zorn et al. (2020), investigaram a capacidade de formação de biomassa pelo consórcio do fungo filamentoso *Mucor circinelloides* e da microalga *Chlorella vulgaris*. Os resultados obtidos revelaram um efeito sinérgico na produção de lipídios em ambas as espécies, destacando-se a estratégia em que 100 mL de meio de cultura foram inoculados simultaneamente $2,55 \times 10^8$ células de microalgas e $8,5 \times 10^5$ esporos de fungos, totalizando um período de 180h de incubação. Nessa abordagem, obteve-se uma concentração de lipídios de $272,4 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, representando um aumento de mais de quatro vezes em comparação ao crescimento axênico do fungo *M. circinelloides*, cuja concentração de lipídios foi de $63,9 \pm 0,8 \text{ mg.L}^{-1}$.

Neste contexto, não foram encontrados estudos que descrevessem o processo de otimização do tratamento do soro do leite utilizando um sistema semicontínuo aerado com o co-cultivo entre *T. obliquus* e *C. echinulata*. Diante disso, esse estudo mostra-se relevante devido à importância da redução da carga poluidora do efluente estudado. Os benefícios potenciais incluem a mitigação dos impactos ambientais, a obtenção de produtos de alto valor agregado e a redução dos custos associados ao tratamento do soro do leite.

3.6 Microalgas no tratamento do soro do leite

O sistema de tratamento de efluentes de laticínios que utiliza métodos biológicos considerados clássicos removem os compostos orgânicos, fósforo (P) e nitrogênio (N) a um

custo relativamente baixo, entretanto, o lodo gerado durante o processo de biodegradação aeróbica causa problemas de descarte significativos e caros (KRISHNA et al., 2022).

A biorremediação é um tipo de tratamento biológico que usa uma série de microrganismos que atua na desintoxicação, redução, degradação, mineralização ou transformação de poluentes mais tóxicos e instáveis, adequando-os aos padrões determinados pelos órgãos ambientais. A eficiência do processo de biorremediação de poluentes depende das características dos poluentes orgânicos e inorgânicos no efluente. Esse é o método considerado mais adequado, uma vez que, ele é eficiente, ecológico e econômico (PATEL et al., 2022).

As microalgas têm a capacidade de remediar o efluente através de três principais vias: bioadsorção, que ocorre quando os contaminantes são adsorvidos aos componentes da parede celular ou em substâncias orgânicas excretadas pelas células; bioabsorção que está relacionada com o transporte ativo do contaminante para dentro da célula, ligando-se a proteínas intracelulares e outros compostos, e; biodegradação que envolve a transformação de compostos complexos em moléculas de degradação mais simples por meio da degradação metabólica catalítica (SUTHERLAND e RALPH, 2019).

Choi (2016a) esclarece que a utilização do efluente da indústria leiteira para o cultivo de microalgas é benéfico, pois ele reduz o uso de água doce, os custos com adição de nutrientes, a remoção de N e P e a produção de biomassa para biorrecursos como combustíveis ou subprodutos de alto valor.

Diversos estudos têm analisado a utilização de microalgas para o tratamento de efluente das indústrias de laticínios. Kiani et al. (2023) verificaram a biorremediação da mistura de soro de leite filtrado e águas residuais do processamento de laticínio. Foram cultivadas três monoculturas de microalgas nesta mistura, *Chlorella vulgaris*, *Tetrademus obliquus* e *Nonnochloropsis oenica*, além do consórcio das três espécies. Os resultados obtidos demonstraram que o consórcio foi mais eficiente na remoção de proteína, alcançando 88% remoção, também, o nitrato e fósforos presentes no efluente foram completamente removidos em 14 dias. Este estudo também demonstrou que a *Chlorella vulgaris* foi a cultura que mais produziu biomassa, seguida do consórcio das três espécies, ademais, destaca-se a dominância da *Chlorella vulgaris* dentro do consórcio.

Caprio et al. (2022) estudaram o impacto da contaminação por bactérias heterotróficas na integração de microalgas no tratamento de águas residuais. Este estudo utilizou a *Tetrademus obliquus* na biorremediação do soro do leite, relatando a possibilidade da utilização de um biorreator em batelada para aumentar a produtividade de biomassa da microalga, isso é possível, pois durante a fase de escassez energética as bactérias estão mais

suscetíveis à lise, portanto, há uma queda maior na concentração das células bacterianas em relação às microalgas.

Ao realizar o cultivo de microalgas *T. obliquus* para a produção de biomassa e da enzima β -galactosidase, Bentahar et al. (2019) obtiveram concentrações de biomassa de até 5 g.L⁻¹ e a atividade enzimática volumétrica de até 400 U.L⁻¹. Já Fito e Alemu (2019) utilizaram as microalgas *Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.* e *Scenedesmus sp.* associadas a uma bactéria nativa para o tratamento de águas residuais municipais com 7,2 mg/L de fósforo, obtendo uma remoção de 59,4%. Neste estudo, inicialmente, realizou-se a aclimação do consórcio microalga-bactéria, com duração de 7 d. Em seguida, o experimento foi conduzido utilizando uma proporção de 18% do meio de cultura em relação ao volume do efluente, ao longo de 9 d. Todo o procedimento foi realizado na ausência de oxigênio externo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Soro do leite, microalga e fungo filamentoso

Para este estudo, foi utilizado soro de leite oriundo da produção do queijo coalho produzido por uma indústria localizada no município Batalha – AL. O soro obtido foi submetido a um processo de filtração simples utilizando papel qualitativo, a fim de remover partículas sólidas de maior tamanho, e posteriormente armazenado a uma temperatura de -18°C nas instalações do Laboratório de Tecnologia de Bebidas e Alimentos (LTBA), situado no Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL). A **Tabela 4** apresenta os resultados da caracterização do soro do leite utilizado nos experimentos deste estudo.

Tabela 4 – Caracterização do soro do leite

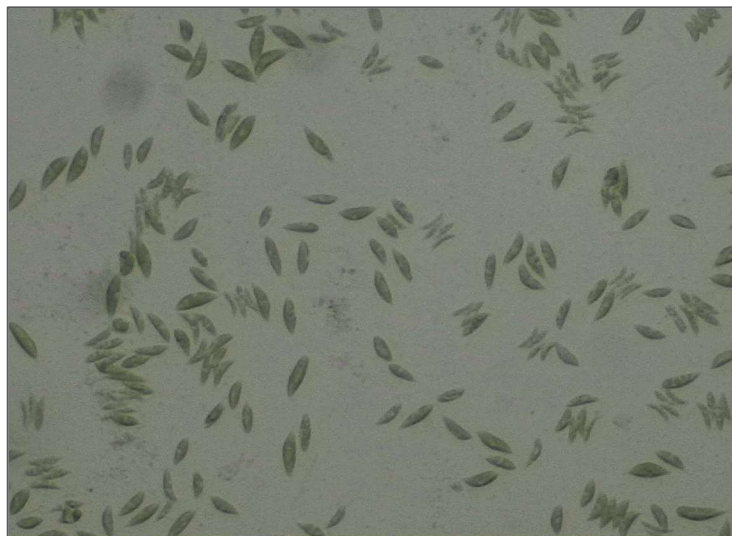
Parâmetros	Unidade	Valor obtido
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	55.725,78 ± 387,79
Nitrogênio total	mg N.L ⁻¹	1415,81± 21,92
Fósforo total	mg P.L ⁻¹	1411,61 ± 44,96
pH	-	3,28

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Conforme esperado, o soro de leite evidenciou uma concentração elevada de DQO, em consonância com os achados descritos na literatura (**Tabela 1**). A caracterização do soro de leite pode variar de acordo com o tipo de processamento do leite, diferentes processos de fabricação resultam em composições distintas. Ademais, a espécie animal e sua alimentação influenciam nas características do soro.

Neste estudo utilizou-se a microalga da espécie *Tetrademus sp.* LCE-01 (**Figura 5**) mantida em meio solidificado de ágar nutriente (Kasvi®) e em meio líquido para ser utilizada como inóculo de BG-11 (*blue-green medium*) (RIPPKA et al., 1973).

Figura 5 – Imagem de microscópio óptico da microalga *Tetrademus sp.* LCE-01 com aumento de 100x

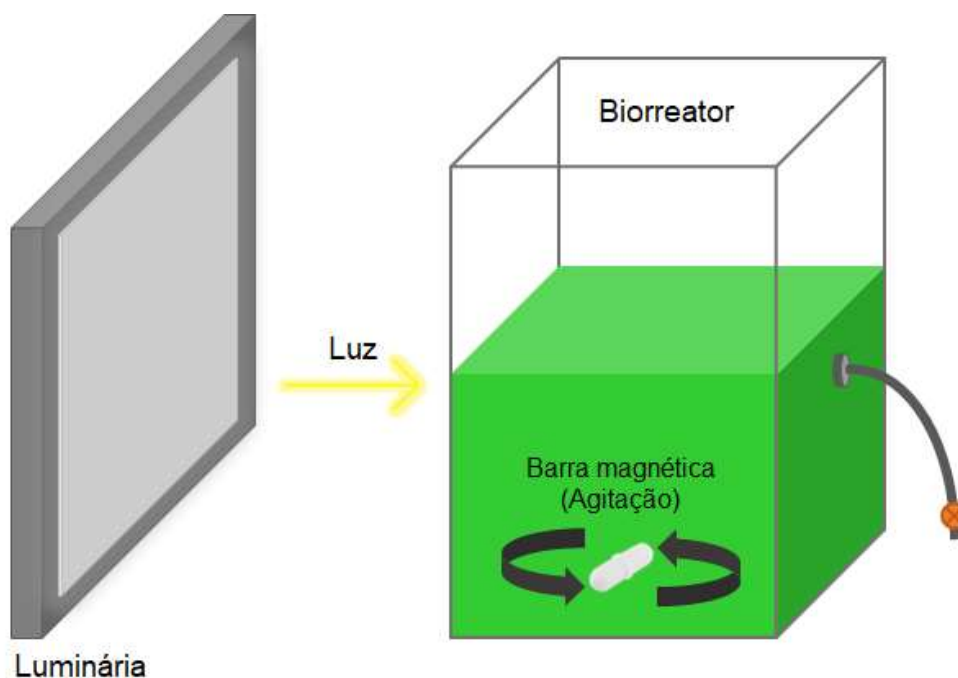


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A espécie de fungo filamentoso utilizada no co-cultivo foi obtida na Micoteca URM da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Foi selecionada a espécie *Cunninghamella echinulata* Thaxt URM 7150, que foi mantida em meio BDA (Batata Dextrose Agar). O meio consistiu em uma infusão de 140 g/L de água da batata inglesa, 20 g/L de glicose, 10 g/L de extrato de levedura e 20 g/L de peptona, esterilizado a 121°C e 1 atm por 15 min em uma autoclave. Após um período médio de 10 dias de crescimento, os esporos foram coletados usando uma solução estéril de Triton 0,1% (v/v) para criar a suspensão de esporos. Em cada reator, o fungo foi inoculado com uma concentração de 2×10^3 esporos.mL⁻¹ e a microalga em torno de 50 mg.L⁻¹.

4.2 Sistema de tratamento experimental

Os biorreatores utilizados neste experimento foram adaptados a partir de vasos transparente de acrílico (PoliControl), geralmente utilizados em equipamento para ensaio de floculação, com dimensões de 18,7 cm x 12 cm x 12 cm. Cada biorreator foi iluminado artificialmente (Plafon LED 25 W 6500K) com uma intensidade de fluxo de fótons média de 100 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. A medição da intensidade de fluxo de fótons foi realizada por um radiômetro, modelo Delta Ohm 2302.0. Os experimentos foram conduzidos sob agitação magnética constante e mantidos em temperatura ambiente, com variações entre 30 e 35°C (**Figura 6**).

Figura 6 – Esquema simplificado do Sistema de tratamento experimental

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Para aprimorar o processo de tratamento de águas residuais em um sistema semicontínuo, utilizando a microalga *T. obliquus* e fungo filamentosos *C. echinulata*, foram empregados efluentes com diferentes cargas orgânicas (**Tabela 5**). Essas concentrações foram associadas às taxas de reposição volumétricas (TRV) de 40% e 60% do efluente, assim como nas diferentes condições do tratamento. Na primeira condição, empregou-se exclusivamente a microalga em um sistema de tratamento aberto, enquanto na segunda condição, adotou-se o co-cultivo da microalga e do fungo filamentosos, juntamente com o processo aeração contínua, em um sistema de tratamento aberto.

Tabela 5 – Características do soro do leite contendo diferente concentrações de poluentes

Parâmetro	CM1	CM2	CMF1	CMF2
DQO (mg O ₂ · L ⁻¹)	558,41 ± 7,47	2224,41 ± 3,73	546,46 ± 3,08	2288,87 ± 2,56
Nitrogênio total (mg N · L ⁻¹)	14,38 ± 1,07	55,76 ± 3,21	14,03 ± 1,14	56,10 ± 2,37
Fósforo total (mg P · L ⁻¹)	4,75 ± 0,03	17,84 ± 0,06	4,65 ± 0,01	17,92 ± 0,01
pH	3,29	2,97	3,25	2,93

CM1 e CM2 – Tratamento em sistema aberto utilizando apenas a microalga;

CMF1 e CMF2 – Tratamento em sistema aberto com co-cultivo entre microalga e fungo com aeração contínua.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Durante a realização do experimento, procedeu-se à avaliação do crescimento da biomassa da microalga e à obtenção dos parâmetros necessários para aferir a remoção dos contaminantes associados. As variações no período do tratamento semicontínuo, na concentração de contaminantes, no TRV do efluente, nos microrganismos inoculados e na implementação da aeração, constituíram as variáveis consideradas para determinar a condição ótima de tratamento. A aeração foi fornecida por um compressor (JEBO 660; 2 L.min⁻¹), utilizando-se uma taxa de 1,5 vvm.

As variáveis estabelecidas em cada etapa experimental, incluindo parâmetros como concentração, realimentação e aeração, podem ser visualizadas na **Tabela 6**, fornecendo uma visão abrangente das condições de teste.

Tabela 6 – Detalhamento das etapas experimentais

ETAPA	Período	TRV	Microrganismos inoculados	Aeração
I	Batelada (7 d) + Semicontínuo* (7 d)	40 e 60 %	Microalga (C _M)	Sem aeração
II	Batelada (7 d) + Semicontínuo* (3 d)	40 e 60 %	Microalga + Fungo (C _{MF})	Com aeração

* Foram realizados três ciclos em semicontínuo, sendo o primeiro ciclo após a fase em batelada.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.3 Caracterização físico-química

A caracterização dos efluentes foi realizada por meio da avaliação da DQO, nitrogênio total e fósforo total. Ao longo dos ensaios foram coletadas amostras a fim de verificar o processo de tratamento do efluente. As amostras coletadas foram submetidas a uma centrifugação a 3500 rpm por 30 min (Centrífuga ACB Labor Dry-Bloch) a fim de separar a fase sólida da fase líquida, na qual os contaminantes foram medidos. Posteriormente, as amostras foram submetidas a uma filtração utilizando filtros de PES (polietersulfona) hidrofílico com porosidades de 0,22 µm e 0,45 µm, principalmente para a determinação da DQO, a fim de remover eventuais sólidos que não foram removidos de maneira eficiente durante a centrifugação e que poderiam afetar a análise.

4.3.1 Peso seco celular

Os sólidos obtidos por centrifugação foram transferidos para cápsulas previamente aferidas e submetidos a uma secagem em estufa a 105°C por um período de 2 h ou até atingir peso constante. Após o período de secagem, as cápsulas contendo o material seco foram mantidas em dessecador durante 15 min para evitar a absorção de umidade. Em seguida, as

cápsulas foram retiradas do dessecador e imediatamente pesadas para determinação do peso seco. Conhecido o volume do meio centrifugado e determinado o peso dos sólidos contidos nas cápsulas, foi possível calcular o peso seco celular (mg.L^{-1}) conforme a **Equação 1**.

$$PS \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{m}{v} \cdot 10^6 \quad (1)$$

Onde,

m = massa o material seco (diferença entre a massa da cápsula com o material e a tara da cápsula), em g;

v = volume tomado da amostra na centrifugação, em mL.

4.3.2 pH

Durante todo o experimento, o pH foi monitorado diariamente por meio da leitura em um pHmetro de bancada (TECNAL) previamente calibrado com soluções tampão (4,0 e 7,0).

4.3.3 Demanda Química de Oxigênio

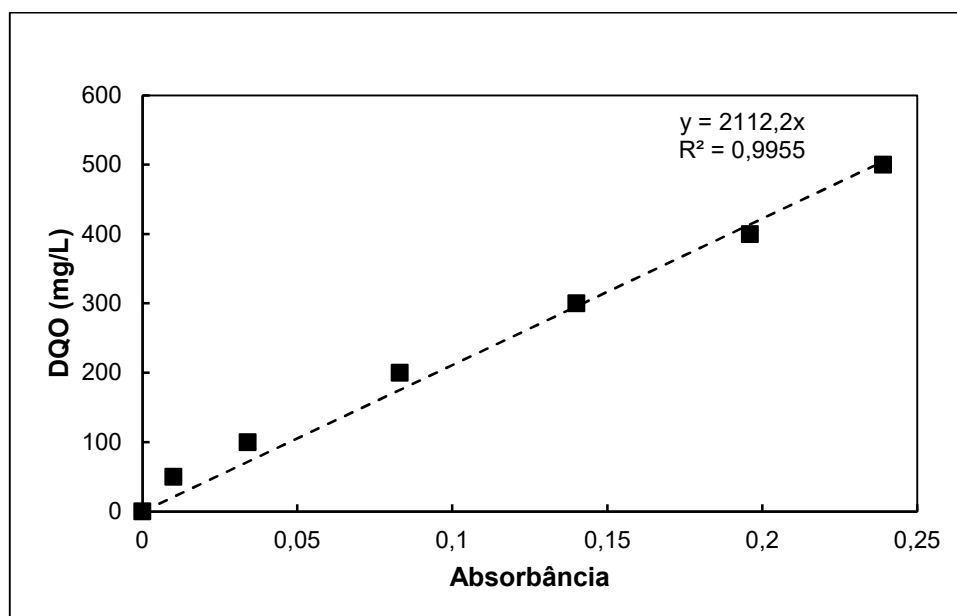
A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi determinada de acordo com o *Standard Methods* ASTM D1252-06 (2020), conhecido como Método Colorímetro (ASTM, 2020). A primeira etapa da análise de DQO consistiu na lavagem dos tubos de ensaio com uma solução aquosa 20% de H_2SO_4 , fundamental para eliminar a interferência de impurezas de análises anteriores nos tubos. Em seguida, adicionou-se aos tubos 2,5 mL da amostra filtrada, 1,5 mL da solução digestora, constituindo-se de dicromato de sódio e sulfato de mercúrio, e 3,5 mL do reagente ácido sulfúrico, constituindo-se de sulfato de prata diluído em ácido sulfúrico (ASTM International, 2020). Logo após, os tubos com a mistura foram agitados e levados ao bloco digestor a uma temperatura de 150 °C por 2 h. Terminado o período de digestão, os tubos foram novamente agitados e após resfriadas as amostras foram submetidas a leitura no espectrofotômetro (Shimadzu, UVmini 1240) em um comprimento de onda de 600 nm, os valores obtidos são expressos em $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ de DQO.

A solução digestora foi preparada adicionando inicialmente 125 mL de água destilada, 2,554 g de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), antecipadamente levado a estufa a 103°C por 2 h para secá-lo, 41,75 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e 8,325 g de sulfato de mercúrio (HgSO_4) em um balão volumétrico de 250 mL. Após adicionar os reagentes, a solução foi agitada para promover a dissolução do soluto. Em seguida, o balão foi resfriado e completado com água destilada até a sua marca de aferição.

O reagente de ácido sulfúrico foi preparado adicionando 2,03 g de sulfato de prata (Ag_2SO_4) em 200 mL de ácido sulfúrico concentrado. Foram necessárias cerca de 24 h para a dissolução completa do Ag_2SO_4 .

Por fim, utilizou-se uma solução padrão de biftalato de potássio ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$) para a obtenção da curva de calibração da DQO, cuja relação teórica é de 1 mg de Biftalato de potássio para 1,171 mg O_2 (**Figura 7**). A solução foi preparada dissolvendo 425,0 mg de biftalato de potássio, previamente seco em estufa a 120°C por 2 h, em água destilada em um balão volumétrico de 1000 mL. Esta solução é estável por um período de 3 meses quando guardada sob refrigeração.

Figura 7 – Curva padrão da DQO



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Após a leitura da absorbância no espectrofotômetro e a obtenção da curva de calibração da DQO, foi obtida a **Equação 2** para determinar a DQO das amostras em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

$$DQO \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = 2112,2 \cdot ABS \cdot f_D \quad (2)$$

Onde,

ABS = Valor da absorbância da amostra lida no espectrofotômetro;

f_D = Fator de diluição da amostra.

4.3.4 Nitrogênio Total

O nitrogênio total (NT) foi determinado com base no Método de Kjeldahl adaptado para efluentes agroindustriais (IAL, 2005). A primeira etapa deste método consiste na digestão da matéria orgânica. Para tal, foram adicionados em tubos de Kjeldahl 5 mL da amostra, 1 g de mistura catalítica (sulfato de sódio, sulfato de cobre e dióxido de selênio na proporção de 100:1:0,8) e 10 mL de ácido sulfúrico PA. A mistura foi aquecida em bloco digestor, elevando a temperatura suavemente até atingir cerca de 300 °C. As amostras digeridas apresentaram coloração incolor ou levemente esverdeada.

A segunda etapa consistiu na destilação do nitrogênio. Para isso, após as amostras terem atingido a temperatura ambiente, foi adicionada uma pequena quantidade de água destilada e 2 gotas de fenolftaleína a 1% nos tubos em que ocorreu a digestão da matéria orgânica. Em seguida, os tubos foram acoplados ao destilador de nitrogênio (TECNAL TE-0363) e adicionou-se à amostra uma solução 40% de hidróxido de sódio (NaOH) até atingir o pH alcalino, quando foi possível observar a mudança de cor da amostra para rosa. Logo em seguida, foi iniciado o processo de destilação através do aquecimento da amostra. O destilado foi coletado em um Erlenmeyer de 250 mL contendo 25 mL de ácido bórico a 4%, 2 gotas do indicador vermelho de metila a 0,25% e 2 gotas do indicador verde de bromocresol a 0,2%. A destilação foi realizada até que cerca de 100 mL de destilado fosse coletada.

A terceira e última etapa consistiu na titulação da solução presente no Erlenmeyer. Essa solução foi titulada com ácido clorídrico 0,001 N (HCl) padronizado até que observado uma coloração rosada. A partir da **Equação 3** foi possível calcular o nitrogênio total em mg L⁻¹.

$$\text{Nitrogênio Total} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{V_{\text{HCl}} \cdot f_{\text{HCl}} \cdot N_{\text{HCl}} \cdot 14000}{V} \quad (3)$$

Onde,

V_{HCl} = Volume utilizado na titulação do ácido clorídrico;

f_{HCl} = Fator de correção da solução de ácido clorídrico;

N_{HCl} = Normalidade do ácido clorídrico;

V = Volume da amostra.

Contudo, fez-se necessário a padronização do ácido clorídrico. Para isso, certa quantidade de carbonato de sódio (Na₂CO₃ PM = 106) foi levada à estufa a 100 °C por 1 h e, em seguida, deixada esfriar em dessecador por 15 min antes de ser utilizada. Posteriormente, 0,25 g do carbonato de sódio anidro foi dissolvido em água destilada, previamente fervida para remoção do dióxido de carbono (CO₂) dissolvido, em seguida, foram adicionadas 2 gotas do

indicador de pH alaranjado de metila. Por fim, essa solução foi titulada com a solução de HCl até a primeira coloração. Com a **Equação 4** foi possível determinar o fator de correção da solução de ácido clorídrico (f_{HCl}).

$$f_{HCl} = \frac{2 \cdot m}{0,106 \cdot V_{HCl} \cdot N_{HCl}} \quad (4)$$

Onde,

m = massa do carbonato de sódio;

V_{HCl} = volume gasto do ácido clorídrico na titulação;

N_{HCl} = Normalidade do ácido clorídrico.

4.3.5 Fósforo Total

Para determinar o fósforo total (FT), foi utilizado o método colorímetro de Murphy e Riley (1962). Primeiramente, foram adicionados 1 mL de água destilada, 1 mL da amostra previamente filtrada e 0,4 mL da solução desenvolvedora de cor em tubos de ensaio. Os tubos foram tampados e deixados em repouso por 30 minutos. Em seguida, as leituras da absorbância da mistura foram realizadas no espectrofotômetro a um comprimento de onda de 706 nm (Shimadzu, UVmini 1240). Com a **Equação 5** foi possível determinar o Fosfato total (PO_4^{3-}) expresso em $mg L^{-1}$.

$$Fosfato\ Total\ \left(\frac{mg}{L}\right) = 9,9264 \cdot ABS \cdot f_D \quad (5)$$

Onde,

ABS = Valor da absorbância da amostra lida no espectrofotômetro;

f_D = Fator de diluição da amostra.

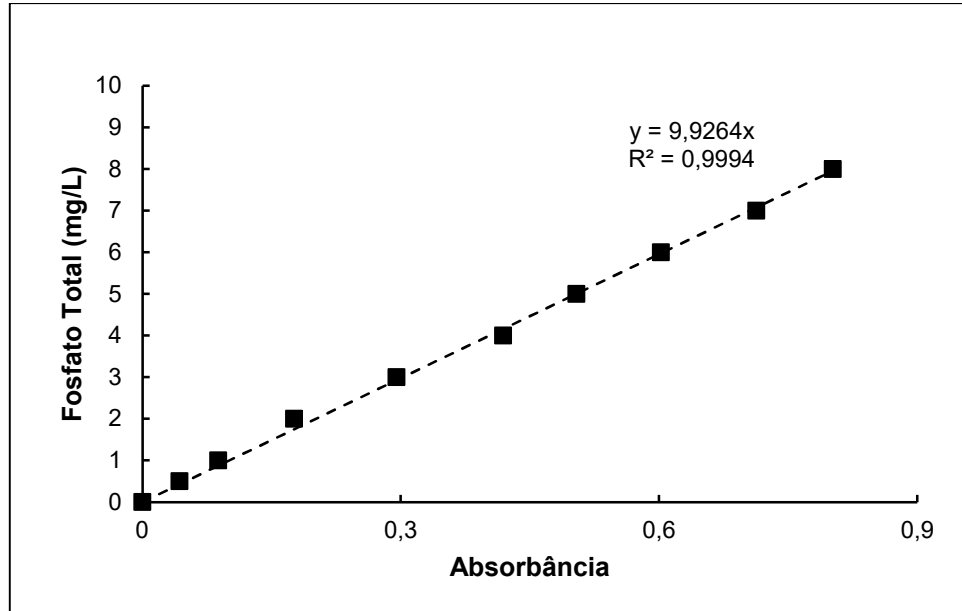
A concentração de Fosfato Total pode ser expressa em fósforo total a partir da relação entre as massas moleculares do fósforo e do fosfato, 31 e 95 g/mol, respectivamente, obtendo-se um fator de conversão igual a 31/95.

A solução desenvolvedora de cor consiste na mistura formada pela fração de 4 soluções ($A = 0,5$, $B = 0,05$, $C = 0,15$ e $D = 0,3$). A solução A é composta por ácido sulfúrico 5 N. A solução B consiste em tartarato de antimônio e potássio (1,3715g de $K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot \frac{1}{2} H_2O$ para 500 mL de água). A solução C contém molibdato de amônio (20 g de $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ para 500mL de água). A solução D é composta por ácido ascórbico (0,01M, 0,44 g para 100 mL de água). A solução resultante possui estabilidade de 4 horas.

Por fim, utilizou-se uma solução stock com concentração de 50 $g.L^{-1}$ de P para a obtenção da curva de calibração do fosfato total (**Figura 8**). A solução foi preparada

dissolvendo 276 mg de fosfato dipotássico (K_2HPO_4) em água destilada em um balão volumétrico de 1000 mL.

Figura 8 – Curva padrão do FT



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Avaliação dos sistemas de tratamento na remoção da carga poluidora

As análises revelaram um comparativo entre duas fases do sistema de tratamento, sendo que na primeira fase contempla exclusivamente a utilização da microalga *Tetrademus obliquus* (C_M) enquanto na segunda, ocorre a complementação com a inoculação do fungo *Cunninghamella echinulata* e a implementação do processo de aeração de fluxo contínuo (C_{MF}).

Essa investigação buscou não apenas compreender os mecanismos subjacentes a essas transformações, mas também avaliar a eficácia da microalga *T. obliquus* como agentes de tratamento do soro do leite, considerando tempo de reposição volumétrico ou tempo de realimentação (TR) de 7 dias, mediante uma taxa de reposição volumétrica (TRV) de 40 e 60%.

5.1.1 Análises da remoção da DQO

Ao avaliar as principais condições no tratamento do efluente C_{M1} e C_{MF1} , é possível destacar uma tendência significativa ao desdobrar duas etapas na qual a primeira utilizou-se apenas a microalga, e na segunda a inoculação do fungo e o processo de aeração contínua. É importante destacar que o sistema é aberto, o que significa que está vulnerável à contaminação. Desse modo, a **Figura 9** corresponde aos dados relacionados ao primeiro condicionamento.

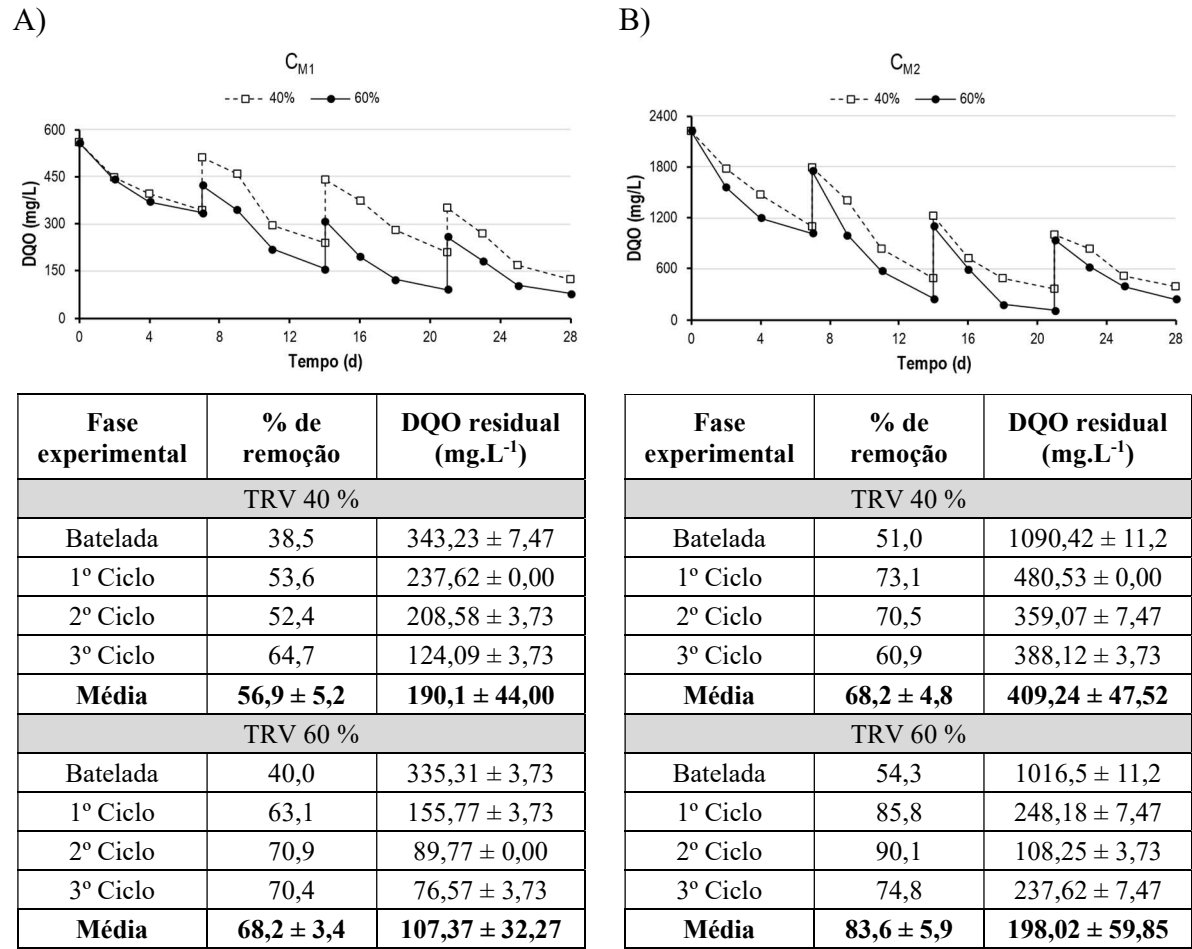
Em C_{M1} , é possível observar uma diferença estatisticamente significativa no percentual de remoção de DQO entre as TRV de 40% e 60%. Quando correlacionado com sua cinética, obteve-se um percentual médio de remoção de 56,9% e 68,2%, respectivamente (**Figura 9A**). Apesar de obter esses resultados, é importante ressaltar que o processo de realimentação foi conduzido a cada 7 dias. Ao ser comparado com os resultados de Santos (2022), onde foi adotado um período de realimentação a cada 3 dias, observa-se que o aumento no intervalo entre as realimentações nesse trabalho poderia ser conduzido com 3 dias, pois entre 3 e 7 dias não houve melhoria significativa na remoção de DQO.

A DQO residual média foi estabelecida em 190,10 mg.L⁻¹ para uma TRV de 40% e 107,37 mg.L⁻¹ em 60% (**Figura 9A**). A concentração residual de DQO em C_{M1} variou entre 107 e 190 mg.L⁻¹, ultrapassando os limites estabelecidos pela norma europeia (EU, 1991) na TRV de 60%, a qual preconiza um máximo de 125 mg.L⁻¹ para descarte em corpo hídrico. Ademais, verifica-se que a remoção mínima de 75%, conforme preconizado pela Legislação da União Europeia de 1991, não foi atingida ou foi atingida perto do limiar durante o tratamento, necessitando de otimizações.

Por outro lado, ao analisar o efluente C_{M2} , observou-se valores ligeiramente superiores, evidenciando uma remoção de DQO de 68,2% na TRV de 40% e 83,6% na TRV de 60%.

Contudo, mesmo com esse desempenho superior, os níveis de DQO residual permaneceram acima dos padrões estabelecidos pela União Europeia em ambas as condições de realimentação, registrando-se 409,24 mg.L⁻¹ e 198,02 mg.L⁻¹, respectivamente (**Figura 9B**).

Figura 9 – Remoção de DQO no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV



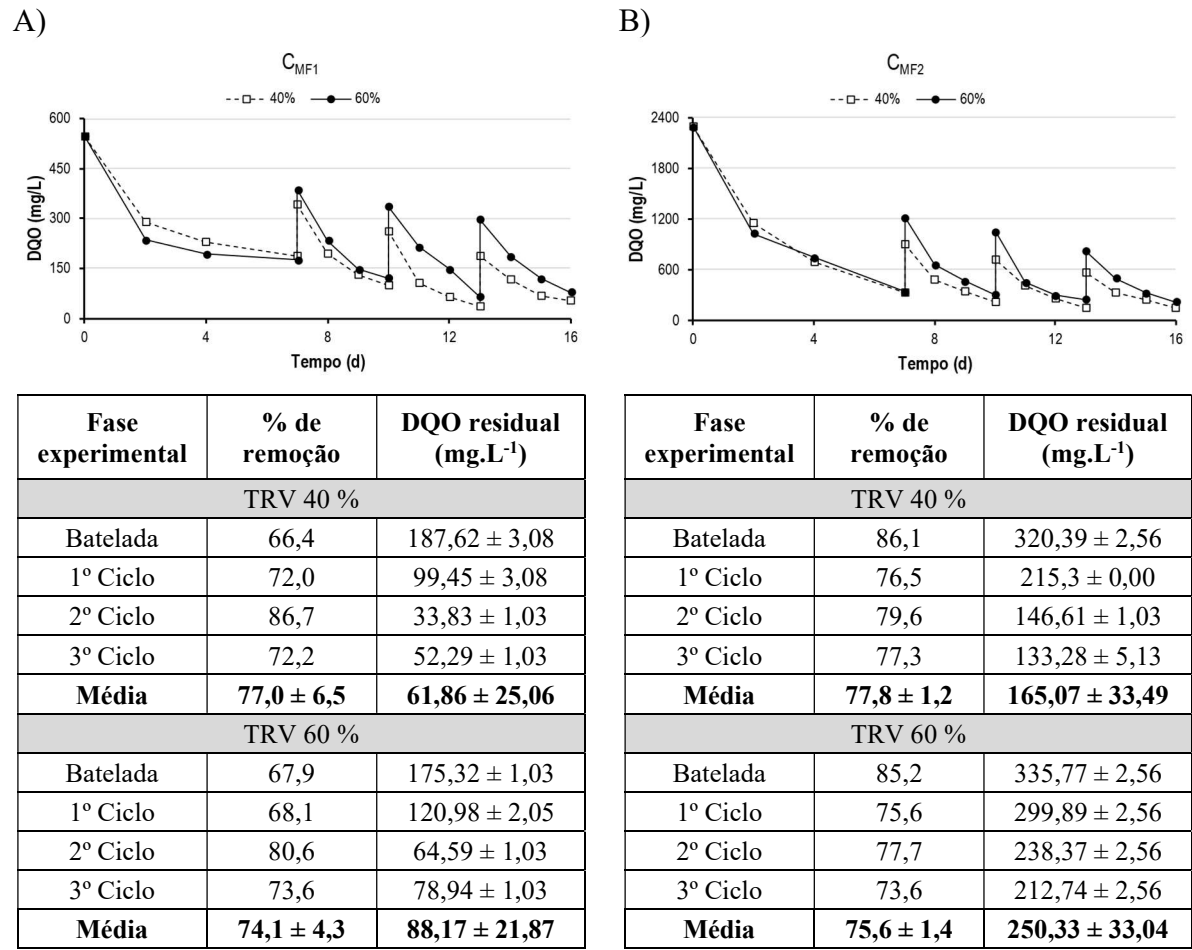
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Essa disparidade nos resultados destaca a necessidade de uma abordagem mais eficaz no tratamento do soro do leite para atender aos requisitos ambientais, especialmente no que diz respeito à redução significativa da DQO residual, alinhada com as diretrizes regulatórias estabelecidas. Assim, como ilustrado na **Figura 9**, os resultados fundamentais relacionados à remoção de DQO no tratamento do soro de leite foram identificados ao considerar a TRV em diferentes condições durante a segunda fase de análise (**Figura 10**). Nessa etapa, além da presença da microalga *T. obliquus*, foi introduzida a inoculação do fungo *C. echinulata*, complementada pelo processo de aeração de fluxo contínuo, mas utilizando 3 dias de tempo de realimentação (TR), otimizado na etapa anterior.

Nota-se que para os ambos os condicionamentos de análise, houve resultados muito próximos com elevados valores de percentuais de remoção de DQO. Esses dados foram mais evidentes na TRV de 40% tanto para C_{MF1} quanto em C_{MF2} , obtendo-se 77,0% e 74,1% respectivamente (**Figura 10A**).

A concentração residual de DQO no efluente C_{MF1} apresentou variação no intervalo de 61,86 e 88,17 mg.L^{-1} , mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela norma europeia, que estipula uma concentração máxima de 125 mg.L^{-1} (EU, 1991), tanto na TRV de 40% quanto na de 60%. Apesar da variação da concentração residual de DQO em C_{MF2} estar entre 165,07 e 250,33 mg.L^{-1} , valores que excedem os estabelecidos pela norma supracitada, é possível observar uma ligeira melhora, alcançando 77,8% na eficiência de remoção para o TRV de 40%. Os parâmetros cinéticos decorrentes para as respectivas concentrações de soro de leite corroboram os valores obtidos nessa análise ao longo de 16 dias, na qual é possível observar essa tendência na **Figura 10B**.

Figura 10 – Remoção de DQO no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Dessa maneira, constata-se que o consórcio experimental demonstrou eficácia na redução da DQO e configura-se como uma opção viável para o tratamento de efluentes com índices importantes na segunda fase das análises. A relação simbiótica entre fungos e microalgas é um fator-chave na degradação de matéria orgânica complexa, como o soro de leite, e na subsequente assimilação de nutrientes por microalgas (ARORA et al., 2019).

Essa relação é reforçada pela capacidade das microalgas de produzir metabólitos de alto valor, como lipídios, por meio do co-cultivo com bactérias (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ e DE-BASHAN, 2021). No entanto, a presença de fungos em culturas de microalgas também pode ser um desafio, influenciando a produção e a qualidade da biomassa (LAEZZA, SALBITANI e CARFAGNA, 2022). Para resolver isso, o uso de fitohormônios foi proposto para promover a biossíntese de metabólitos e melhorar a tolerância ao estresse em microalgas (ZHAO et al., 2019).

É importante destacar que a redução dos poluentes está diretamente relacionada ao aumento da biomassa, evidenciando a sinergia entre os microrganismos inoculados. Embora inicialmente apenas a microalga seja inoculada e posteriormente o fungo seja introduzido, o sistema, por sua natureza aberta, inevitavelmente sofre contaminação com outros microrganismos. Essa diversidade microbiana, no entanto, pode contribuir para a robustez e adaptabilidade do sistema.

O estudo de Santos (2022) enfatizou a importância da atenção à TRV em um sistema de tratamento de soro do leite empregando a microalga *T. obliquus*. Este cuidado visa assegurar um inóculo suficiente ao longo do ciclo de troca volumétrica de três dias, elemento crucial para otimizar a remoção eficiente de contaminantes, particularmente a DQO. A comparação dos resultados obtidos neste estudo com aqueles de Santos (2022) revela, contrariamente às expectativas iniciais, que a realimentação a cada 7 dias não proporcionou uma melhoria significativa na eficiência da remoção de contaminantes, principalmente quando levado em conta o efluente C_{M1} e C_{M2} . Diante disso, a seleção da periodicidade na realimentação emergiu como um fator determinante na adaptação do sistema, indicando a necessidade de reavaliação da estratégia adotada. Os dados sugerem que a prática de realimentação em intervalos menores apresenta vantagens na manutenção de um ambiente propício para o desenvolvimento das microalgas e fungos.

Demais pesquisas tem ressaltado o uso das microalgas na remoção da DQO em águas residuais, particularmente quando combinadas com aeração. Por exemplo, Afifah, Suryawan e Sarwono (2020) verificaram uma melhoria com a implementação da aeração na remoção de DQO, com taxas de remoção de $73,88\% \pm 2,05$ (aeração de 12 h/d) e $75,2\% \pm 3,97$ (aeração de

24 h/d). Da mesma forma, Otondo et al. (2018) relataram taxas de remoção de DQO de 37,5 mg.L⁻¹, 87,5 mg.L⁻¹ e 118,75 mg.L⁻¹ por dia, com taxas mais altas alcançadas em concentrações mais altas de DQO.

Mendonça et al. (2018) conduziram um processo de tratamento em regime de batelada para águas residuais provenientes da pecuária bovina, apresentando concentrações iniciais de 2.913 mg.L⁻¹ de DQO, 498 mg.L⁻¹ de amônio, e 23,5 mg.L⁻¹ de fosfato. Foi registrando faixas de eficiência de remoção de 65 a 70% de DQO, 98 a 99% de amônio e 69 a 77,5% de fosfato (PO₄⁻³) após 12 dias. Os valores correspondentes para fluxo contínuo foram de 57 a 61% de DQO, 94 a 96% de NH₄⁺ e 65 a 70% de PO₄⁻³ com tempo médio de retenção hidráulica de 12 d. Maiores taxas de fixação de CO₂ (327-547 mg.L⁻¹.d⁻¹) e maior produtividade volumétrica de biomassa (213-358 mg.L⁻¹.d⁻¹) foram obtidas no modo batelada.

O estudo de Muthuraman, Murugappan e Soundharajan (2021) também obteve remoção efetiva de DQO, na qual o pré-tratamento da aeração reduziu os teores de amônia e cobre nas águas residuais, o que permitiu uma impressionante taxa de crescimento. As produtividades médias de biomassa e lipídios obtidas foram de 81,5 mg.L⁻¹.d⁻¹ e 19,5 mg.L⁻¹.d⁻¹, respectivamente, apoiando ainda mais o potencial de microalgas e aeração nessa aplicação.

Uma série de estudos tem explorado o potencial das microalgas na remoção de poluentes orgânicos de várias fontes de efluentes. Hu et al. (2019) descobriram que um consórcio de microalgas, incluindo *C. protothecoides*, *S. obliquus* e *C. vulgaris*, foi eficaz na remoção da DQO e nutrientes das águas residuais do processamento de carne. Da mesma forma, Gao et al. (2018) relataram que o co-cultivo de microalgas, *C. vulgaris* e *Scenedesmus obliquus*, com lodo ativado foi a tecnologia de tratamento mais eficaz para águas residuais de suínos, alcançando 79,74% de remoção de DQO, 74,28% de nitrogênio total e 85,37% de fósforo total. Cheng et al. (2020) demonstraram que microalgas de autofloculação, *Tribonema sp.* e *Synechocystis sp.*, com pré-tratamento com *Plus Intense Pulsed Light* (T-IPL), melhoraram a remoção de nutrientes de águas residuais de suínos, incluindo DQO. Por fim, Lee et al. (2019) destacaram que as microalgas, particularmente em combinação com outras tecnologias de tratamento, são promissoras para a remoção eficiente de DQO de várias fontes de águas residuais.

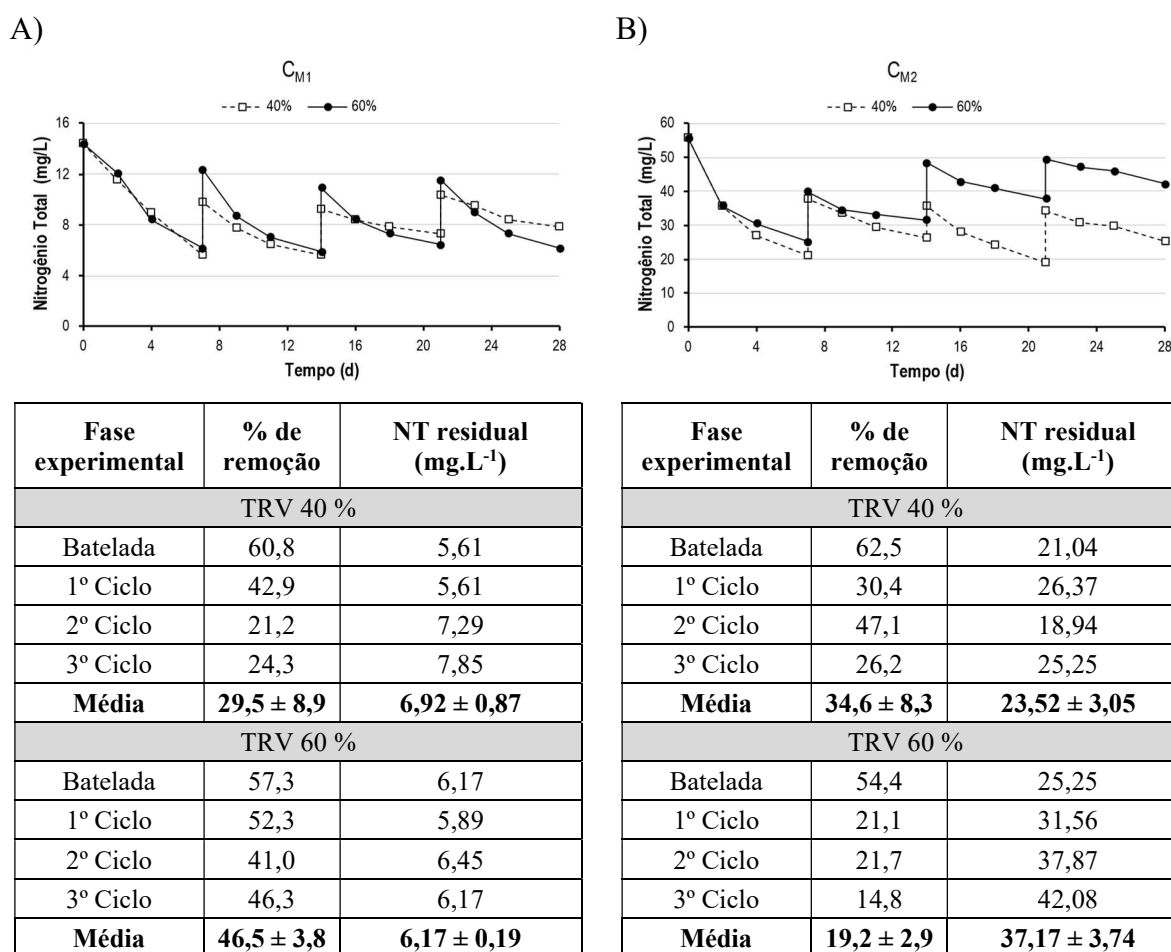
5.1.2 Remoção de nitrogênio total

A eficiente remoção de nitrogênio do efluente desempenha um papel crucial na atenuação de impactos ambientais adversos. A presença elevada de nitrogênio pode induzir problemas de poluição hídrica significativos. A gestão controlada da remoção desse elemento é fundamental para a preservação da qualidade da água, prevenindo potenciais efeitos prejudiciais

sobre ecossistemas aquáticos e, por conseguinte, fomentando a sustentabilidade ambiental (TABASSUM, 2019). Nesse contexto, a **Figura 11** apresenta de maneira concisa os resultados primordiais da fase inicial dos experimentos concernentes à remoção de nitrogênio durante o tratamento do soro do leite, destacando a influência da realimentação do sistema.

A oscilação na concentração residual de nitrogênio total foi constatada entre 6,17 e 6,92 mg.L⁻¹ nas TRV de 40% e 60% na análise relacionada ao soro do leite C_{M1}, conforme ilustrado na **Figura 11A**. Por outro lado, é notável um aumento na concentração residual de nitrogênio após cada ciclo de realimentação, superando a concentração residual do ciclo anterior. A concentração de nitrogênio total para C_{M2}, variou entre 23 e 37 mg.L⁻¹ em função das respectivas TRV. Adicionalmente, as taxas máximas de remoção foram aproximadamente 46,5% e 34,6% para C_{M1} e C_{M2}, respectivamente, como evidenciado nas **Figuras 11A e B**, corroboradas pela análise cinética ao longo de 28 dias.

Figura 11 – Remoção de nitrogênio total no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A eficácia na remoção de poluentes no tratamento de efluentes provenientes de indústrias de laticínios varia de acordo com o método utilizado. Os resultados obtidos sugerem

que a prática de realimentação a cada 7 dias não resulta em melhorias substanciais na remoção de poluentes. Além disso, observou-se um aumento na concentração de nitrogênio a partir da segunda realimentação, indicando possíveis limitações nos processos de tratamento empregados. Essas limitações podem ser atribuídas à capacidade inadequada do sistema para lidar com a carga de nitrogênio presente no efluente, condições ambientais desfavoráveis ou mesmo à deterioração ou inatividade dos microrganismos, principalmente a microalga, responsáveis em grande parte pela remoção do nitrogênio. Este conjunto de observações evidencia a necessidade crítica de avaliação e ajuste da estratégia de realimentação e dos métodos de tratamento, com o objetivo de otimizar a eficiência global do sistema de tratamento de efluentes de laticínios.

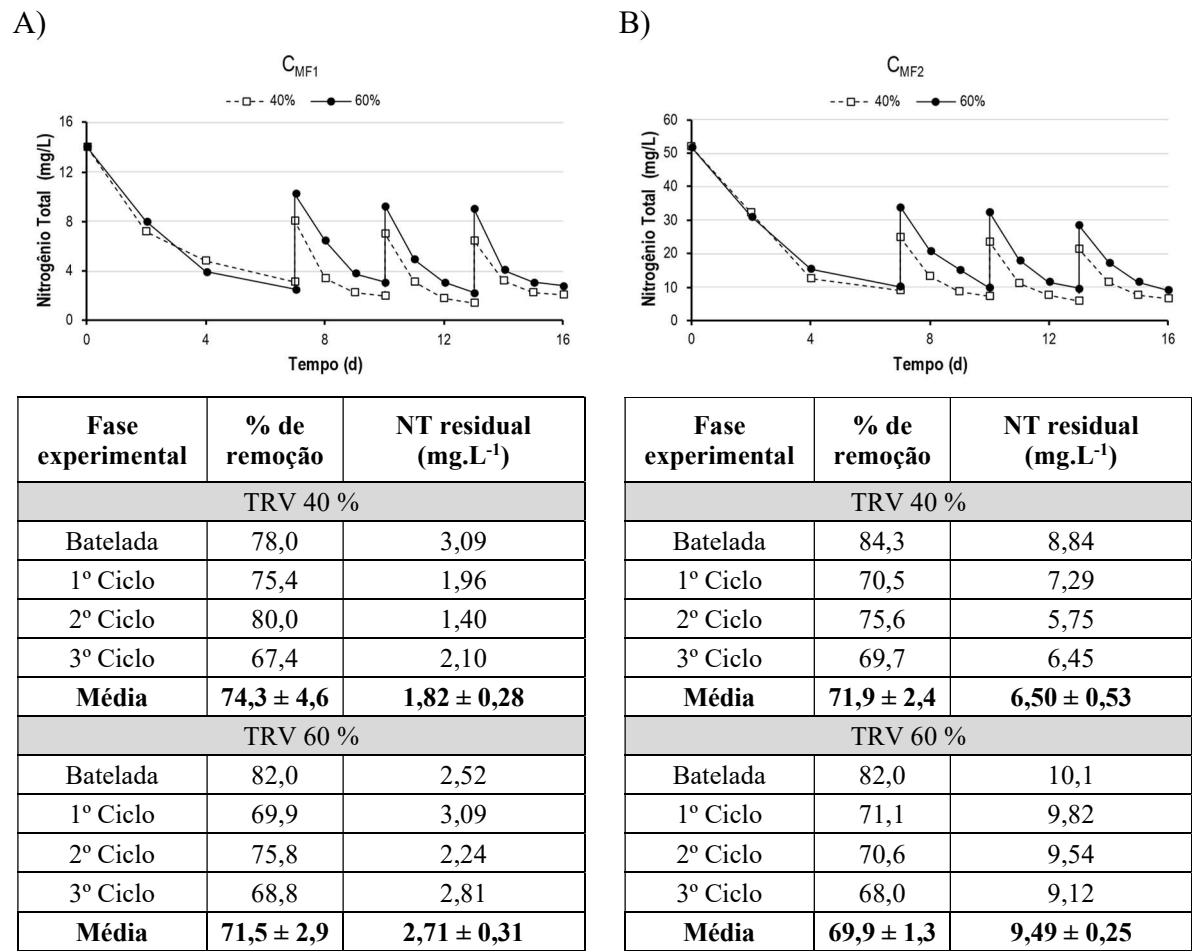
Nesse contexto, corroborando com os resultados obtidos por Santos (2022) uma frequência de realimentação a cada 3 d é de fato a melhor opção, pois 7 d não promoveu uma eficiência melhor de tratamento.

Em decorrência da inoculação fúngica e da aeração conjuntamente com a microalga, implementadas na segunda fase dos experimentos, evidenciaram-se eficiências de remoção superiores. Nesse contexto, a condução dos experimentos ressaltou uma elevada efetividade na remoção de nitrogênio, acompanhada por uma reduzida concentração de nitrogênio residual (mg.L^{-1}), conforme ilustrado na **Figura 12**. O nitrogênio e o fósforo são cruciais para a formação de biomassa em comunidades microbianas, e sua remoção eficiente é essencial para atender aos requisitos legais (ZHANG, LI e HO, 2021). A comunidade microbiana presente durante o cultivo de microalgas em águas residuais pode impactar significativamente a produção de biomassa e a remoção de nutrientes (PADDOCK, FERNÁNDEZ-BAYO e VANDERGHEYNST, 2020).

Observa-se a inexistência de disparidades estatísticas no que concerne ao percentual de remoção de nitrogênio nos tratamentos com os efluentes C_{MF1} e C_{MF2} , conforme evidenciado nas **Figuras 12A e B**, revelando valores oscilantes de 74,3% e 71,5% para o efluente C_{MF1} e 71,9% e 69,9% para C_{MF2} para as TRV de 40% e 60%, respectivamente. No tocante aos parâmetros estabelecidos para o lançamento em corpos hídricos, verifica-se a conformidade com os padrões europeus em ambos os tratamentos, com variações de 1,82 a 2,71 mg.L^{-1} no tratamento com C_{M2} e de 6,50 a 9,49 mg.L^{-1} para o tratamento de C_{MF2} . Observa-se que, para C_{MF2} , foi constatado uma quantidade superior de nitrogênio em comparação com C_{MF1} . Nesse contexto, alternativas como a introdução de aeração no tempo de reposição ou o co-cultivo emergem como estratégias promissoras para aprimorar a eficiência do processo. Além disso, é

relevante destacar a melhoria da eficiência obtida mesmo diante da redução do intervalo entre as realimentações de 7 para 3 dias.

Figura 12 – Remoção de nitrogênio total no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Além disso, os dados estão em consonância com o percentual mínimo estipulado pela Legislação da União Europeia (1991), que preconiza uma remoção de poluentes entre 70% e 80% e concentração residual de 10 a 15 mg.L⁻¹. Dessa maneira, delineiam-se condições antecipadamente esperadas para desdobrar eficiência no processo de otimização. As **Figuras 12A e B** destacam e corroboram a cinética reacional ao longo do período supracitado nas condições de realimentação de 40% e 60%. A remoção eficiente de nitrogênio do soro de leite é crucial para a mitigação do impacto ambiental, e o uso de *T. obliquus* em um sistema semicontínuo aberto tem se mostrado promissor nesse sentido (LING et al., 2019). Adicionalmente, essa microalga mostrou-se eficaz na remoção de nitrogênio dos poluentes residuais das aves, com o benefício adicional de produzir compostos bioativos (VLADIĆ et al., 2023).

Autores como Choi (2016b) e Wang et al. (2013) fornecem exemplos específicos disso, com Choi (2016b) relatou uma taxa de remoção de nitrogênio total de 85,47% em efluentes de laticínio utilizando a microalga *C. vulgaris* no tratamento. Neste estudo, adicionou-se 1 L de meio de cultivo com uma concentração de $0,367 \pm 0,6 \text{ g.L}^{-1}$ da microalga *C. vulgaris* a 10 L do efluente ($\text{NT}_{\text{inicial}} = 28,9 \pm 9,4 \text{ mg.L}^{-1}$). Os experimentos foram conduzidos em um ciclo de dia-noite, consistindo em 16 h de iluminação e 8 h de escuridão, com uma taxa de agitação de 80 rpm. A temperatura foi mantida entre 28 e 32 °C durante 10 d de incubação. A intensidade de luz fornecida variou entre 200 e 220 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, e uma taxa de fluxo de $0,74 \text{ L.min}^{-1}$ de CO_2 foi introduzida no reator. Por outro lado, Wang et al. (2013) obtiveram uma taxa de remoção de nitrogênio amoniacal de 95,9% m águas residuais provenientes da suinocultura, após um período de incubação de 7 d. A concentração inicial de nitrogênio amoniacal no efluente era 891 mg.L^{-1} . O experimento foi conduzido em lote com iguais condições para 7 espécies de microalgas, as culturas foram inoculadas em frascos de 2 L contendo 1 L do efluente, foi disponibilizada uma iluminação de 3500 lx em ciclo de dia-noite, consistindo em 12 h de iluminação e 12 h de escuridão

Diversos estudos relataram concentrações remanescentes de DQO variando entre 246-931 mg.L^{-1} , DBO entre 80-180 mg.L^{-1} , nitrogênio total (NT) entre 10-34 mg.L^{-1} , e fósforo total (FT) entre 5-18 mg.L^{-1} foram observadas a partir das concentrações iniciais de DQO, DBO, NT e FT, que eram de 1.800-3.700 mg.L^{-1} , 1.100-2.900 mg.L^{-1} , 68-109 mg.L^{-1} e 14-27 mg.L^{-1} , respectivamente (KUSHWAHA, SRIVASTAVA e MALL, 2011; KUMAR, GUPTA e PAKSHIRAJAN, 2015; AHMED et al., 2022).

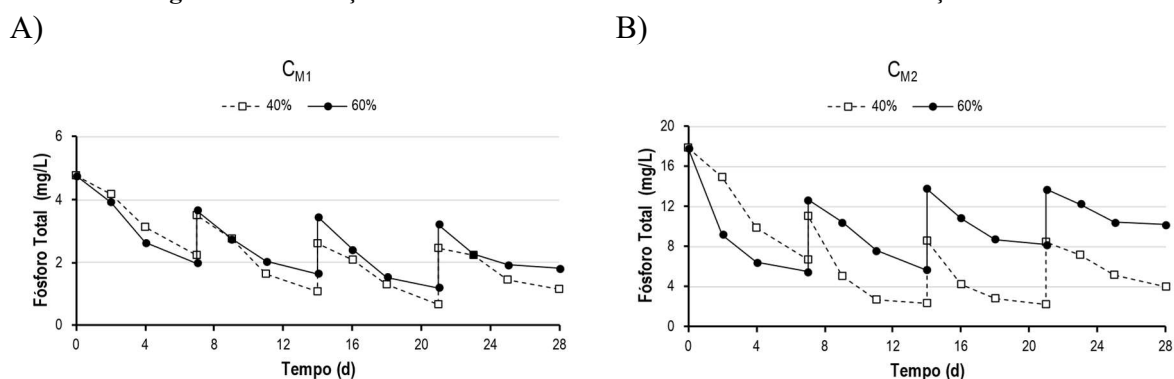
Da mesma forma, *T. obliquus* tem sido utilizado com sucesso na remoção biológica de óxido nítrico, com potencial para aplicação no tratamento de gases de combustão (MA et al., 2020). No tratamento de águas residuais do processamento do soro de leite, o uso de microalgas, incluindo *T. obliquus*, tem se mostrado eficaz na remoção de nutrientes, com potencial para descarga em águas superficiais (MARAZZI et al., 2020). Registros como esses destacam o potencial de *T. obliquus* na remoção eficiente de nitrogênio do soro de leite e a necessidade de novas pesquisas para otimizar seu uso neste contexto.

5.1.3 Remoção de Fósforo Total

No tocante ao fósforo total, a concentração residual demonstrou oscilações situadas entre 0,98 e 1,55 mg.L^{-1} para C_{M1} e 2,86 a 8,00 mg.L^{-1} para C_{M2} , conforme evidenciado nas **Figuras 13A e B**. Foi observada uma taxa máxima de remoção de fósforo em torno de 65,2% e 68,5%, ambos para a TRV de 40% de C_{M1} e C_{M2} , respectivamente (**Figuras 13A e B**).

Similarmente ao nitrogênio total, a concentração de fósforo no soro de leite C_{M2} excede os parâmetros desejáveis, requerendo considerações acerca da eficácia de sua remoção, seja mediante modificações no próprio processo (como aeração forçada, extensão do tempo de reposição, ou co-cultivo com microrganismos) ou através de uma intervenção terciária suplementar. Adicionalmente, o tratamento realizado com o efluente C_{M1} alcançou conformidade com os limites estabelecidos pela legislação europeia, situados entre 0,98 e 1,55 mg.L^{-1} de fósforo para descarte em corpos hídricos (EU, 1991), conforme evidenciado na **Figura 13A**.

Figura 13 – Remoção de fósforo total no tratamento de C_{M1} e C_{M2} em função da TRV



Fase experimental	% de remoção	FT residual (mg.L^{-1})
TRV 40 %		
Batelada	53,0	$2,23 \pm 0,03$
1º Ciclo	69,2	$1,07 \pm 0,06$
2º Ciclo	73,7	$0,68 \pm 0,04$
3º Ciclo	52,8	$1,17 \pm 0,01$
Média	$65,2 \pm 8,3$	$0,98 \pm 0,19$
TRV 60 %		
Batelada	58,1	$1,99 \pm 0,01$
1º Ciclo	54,8	$1,65 \pm 0,01$
2º Ciclo	65,5	$1,19 \pm 0,01$
3º Ciclo	43,3	$1,82 \pm 0,01$
Média	$54,5 \pm 7,5$	$1,55 \pm 0,24$

Fase experimental	% de remoção	FT residual (mg.L^{-1})
TRV 40 %		
Batelada	62,3	$6,73 \pm 0,01$
1º Ciclo	78,7	$2,36 \pm 0,03$
2º Ciclo	73,9	$2,22 \pm 0,01$
3º Ciclo	52,9	$3,99 \pm 0,55$
Média	$68,5 \pm 10,4$	$2,86 \pm 0,76$
TRV 60 %		
Batelada	69,4	$5,45 \pm 0,03$
1º Ciclo	55,0	$5,68 \pm 0,03$
2º Ciclo	40,8	$8,16 \pm 0,01$
3º Ciclo	25,9	$10,17 \pm 0,00$
Média	$40,6 \pm 9,8$	$8,00 \pm 1,55$

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

O estudo conduzido por Santos (2022) revelou uma diminuição significativa na concentração de microalgas em taxas mais elevadas. Este fenômeno sugere que a remoção de uma quantidade substancial de massa microalgas por elevados TRVs, combinada com um período de apenas 3 dias para a troca volumétrica, pode ser insuficiente para a completa restituição da flora microalgal original. Esta constatação assume relevância ao considerar seu impacto substancial no processo de remoção de fósforo no sistema, indicando uma

interdependência notável entre a dinâmica da comunidade microalgal e a eficiência global do sistema em questão.

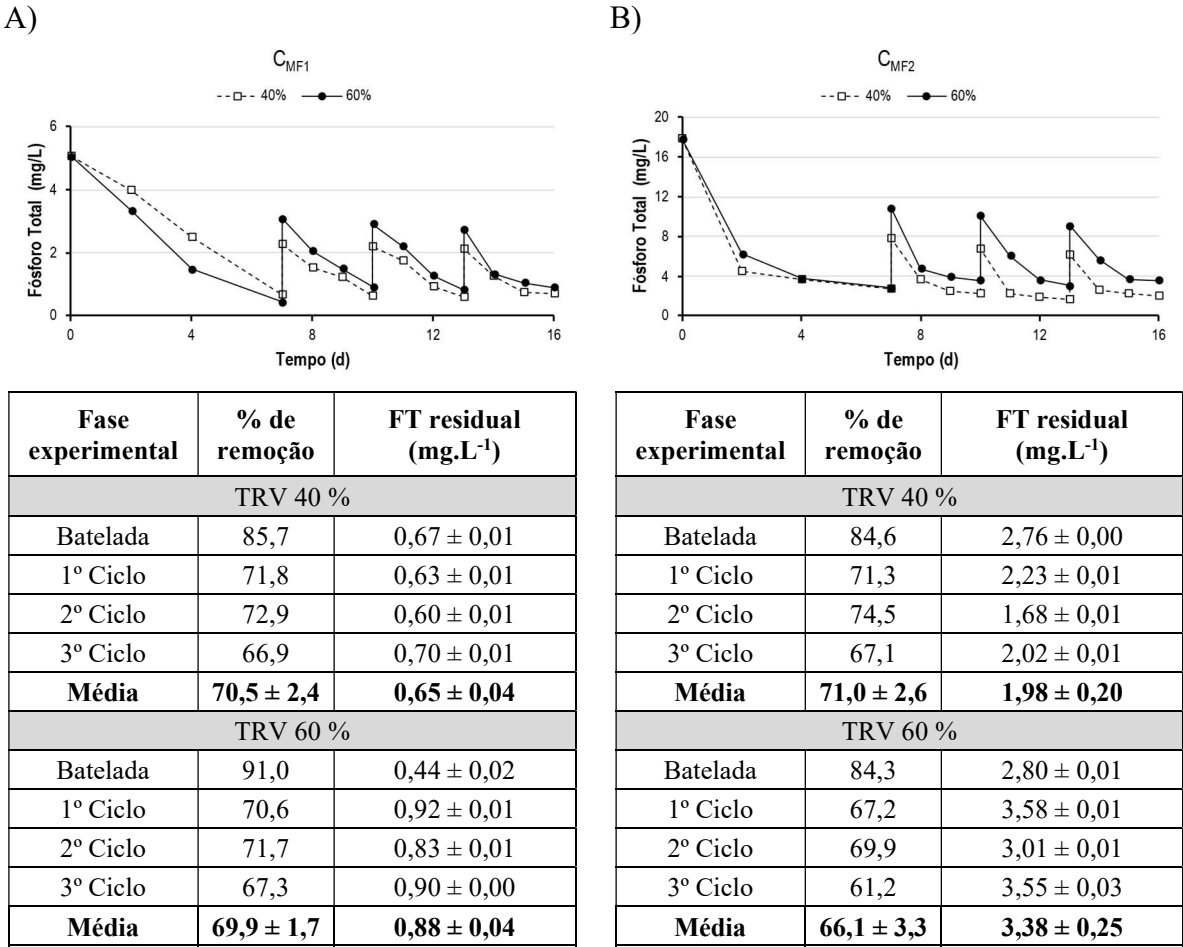
Ji et al. (2020) e Mao et al. (2021) destacam a capacidade das microalgas de remover fósforo, identificando especificamente o gênero de microalgas *Pantanalinema* como um dos principais organismos acumuladores de fósforo. Wu et al. (2021) exploraram ainda mais o impacto da concentração de fósforo e das condições claras/escuras na absorção e distribuição de fósforo em microalgas, fornecendo insights valiosos para otimizar o processo.

A remoção de fósforo pelas microalgas do soro de leite é um aspecto crucial do tratamento de águas residuais, pois pode impactar significativamente o ecossistema (PIRES, CARDOSO e BATISTA, 2022). O potencial das microalgas para absorver, preservar ou degradar o fósforo nas águas residuais é um fator chave neste processo (MAO et al., 2021). Complementando, as microalgas podem remover eficazmente o fosfato das águas residuais dos laticínios, com elevada eficiência de remoção alcançada através de cultivo sequencial (em várias etapas) (DANESHVAR et al., 2019).

Nesta perspectiva, a **Figura 14** destaca os principais dados da segunda etapa dos experimentos referentes a remoção e teor residual de fósforo nas concentrações C_{MF1} e C_{MF2} .

Ao analisar os resultados dos parâmetros derivados da segunda fase experimental, foi possível observar uma melhora na redução da concentração residual de fósforo total em comparação com a etapa precedente, situando-se entre 0,65 e 0,88 mg.L⁻¹ para C_{MF1} e entre 1,99 e 3,37 mg.L⁻¹ para C_{MF2} (**Figura 14A e B**). Verificou-se uma taxa máxima de remoção de 70,5% e 71,0% para o soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente, ambas eficiências constatadas para uma TRV de 40% (**Figuras 14A e B**). É importante destacar que tanto os processos conduzidos com o efluente C_{MF1} para ambas TRVs quanto o C_{MF2} com uma TRV de 40% atingiram os padrões regulatórios estabelecidos pela União Europeia, que variam de 1 a 2 mg.L⁻¹ de fósforo para a descarga em corpos hídricos, conforme definido pela legislação vigente (EU, 1991).

Figura 14 – Remoção de fósforo total no tratamento de C_{MF1} e C_{MF2} em função da TRV



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Choi (2016b) constatou que a *C. vulgaris* poderia remover até 65,96% do fósforo total no efluente de laticínios (FT_{inicial} = 9,4 ± 4,6 mg.L⁻¹). Da mesma forma, autores como Rahman e Mukhtar (2008) e Rani et al. (2015) também destacaram a eficácia do tratamento microbiano e das microalgas imobilizadas na redução de fósforo e outras substâncias no efluente de laticínios.

O estudo de Mujtaba et al. (2018) apoiou ainda mais esses achados, mostrando que uma co-cultura de lodos ativados e *C. vulgaris* imobilizado alcançou alta remoção de nutrientes e DQO. O trabalho de Hu et al. (2019) expandiu isso aclimatando um consórcio de microalgas, incluindo *C. vulgaris*, para remover eficientemente poluentes orgânicos e nutrientes de águas residuais de processamento de carne.

Autores como Mujtaba, Rizwan e Lee (2017) constataram que o co-cultivo de *C. vulgaris* e *Pseudomonas putida* potencializou a remoção de nutrientes e DQO. Da mesma forma, Guo et al. (2017) demonstraram a eficiência de uma co-cultura de *Ganoderma lucidum* e *C. vulgaris* na redução de DQO, nitrogênio total e fósforo Total em águas residuais de

suinocultura. Este estudo tem apresentado uma relação simbiótica entre fungos e microalgas tem se mostrado eficaz na remoção de DQO e nutrientes de águas residuais, sobretudo no tempo de realimentação.

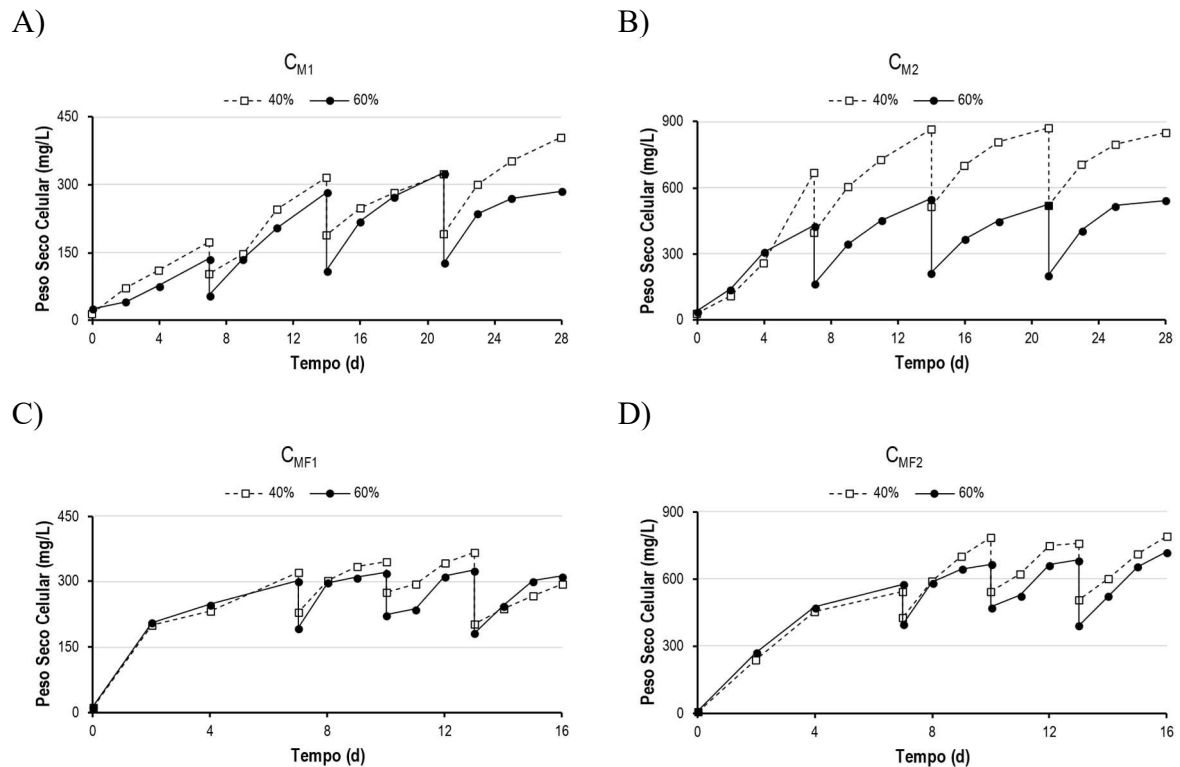
5.1.4 Peso seco celular

Pela Figura **15A-D**, percebe-se que a concentração de biomassa microbiana alcançou valores entre 286-850 mg.L⁻¹, sem diferenças significativas para C_{M1} e C_{MF1} e C_{M2} e C_{MF2}, com exceção para na TRV de 60%, o que indica dificuldade da cultura microalgal em se manter estável em elevadas concentrações de carga orgânica e quando aplicados maiores TRVs; logo, quando o co-cultivo é aplicado, a sinergia com os fungos garantem maior estabilidade a microalga e consequentemente maior produção de biomassa microbiana (peso seco celular).

O crescimento de microalgas é de fato proporcional à remoção de contaminantes, particularmente carbono orgânico, nitrogênio e fósforo (FALLAHI et al., 2021; YAAKOB et al., 2021; FAN et al., 2021). O estudo de Esteves et al. (2022) fornece uma aplicação prática desses achados, mostrando o crescimento bem-sucedido de *C. vulgaris* em efluente de aquicultura e sua eficiente remoção de nitrogênio e fósforo. Pandey, Srivastava e Kumar (2020) destaca o rendimento máximo de biomassa algal e produtividade lipídica de 2,44 g.L⁻¹ e 77,41 mg.L⁻¹ no primeiro dia de realimentação, respectivamente.

Pesquisas sobre o uso de microalgas no tratamento de águas residuais de laticínios têm mostrado resultados promissores. Daneshvar et al. (2019) descobriram que dois ciclos de cultivo de microalgas em águas residuais de leite resultaram em um peso seco de 0,36-0,65 g.L⁻¹. Kumar et al. (2019) relatou que o uso de uma cepa específica de microalgas em águas residuais de laticínios levou a um aumento significativo na produtividade da biomassa de algas, com um teor de lipídios de 33,40%. Hemalatha et al. (2019) integraram o tratamento de microalgas com a produção de bioetanol, alcançando uma remoção de 90% de carbono orgânico e uma concentração máxima de biomassa de 1,4 g.L⁻¹. Outrossim, a pesquisa de Ding et al. (2015) demonstrou a viabilidade de cultivar microalgas em águas residuais de fazendas leiteiras, com uma diluição de 5 vezes, produzindo um peso seco de 0,86 g.L⁻¹ e remoção efetiva de nutrientes. Desse modo, é possível observar a noção de que o crescimento de microalgas está de fato ligado à remoção de contaminantes, particularmente carbono orgânico, nitrogênio e fósforo.

Figura 15 – Peso seco celular no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica para C_{M1} em a), C_{M2} em b), C_{MF1} em c) e C_{MF2} em d).



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A relevância do peso seco celular após a realimentação em um processo de remoção de poluentes utilizando microalgas é enfatizada em vários estudos, pois está diretamente ligada à disponibilidade de microrganismos para iniciar o próximo ciclo de tratamento semicontínuo. Pacheco et al. (2019) e Saranya e Shanthakumar (2020) destacam o papel das microalgas na biorremediação de efluentes enfatizando o impacto da adição de CO_2 no crescimento delas e consequente remoção dos contaminantes.

O estudo de Spain, Plöhn e Funk (2021) sublinharam ainda a importância das microalgas na remoção de metais pesados, particularmente através do processo de biossorção facilitado pela parede celular. Ademais, Almomani et al. (2019) acrescentaram a isto discutindo o potencial das microalgas na remoção de CO_2 e na absorção de nutrientes oriundos de efluentes, enfatizando a necessidade de condições ideais para maximizar o seu desempenho. É, portanto, notório destacar que essas pesquisas enfatizam a importância do peso celular na eficiência dos processos de remoção de poluentes baseados em microalgas.

5.1.5 Avaliação do pH

Observando a representação gráfica de pH (**Figura 16**), é evidente a imperatividade de regular o pH quando o tratamento é realizado pela microalga e há uma maior estabilidade quando há o co-cultivo. A regulação do pH durante a etapa de tratamento do soro revela-se fundamental em virtude de sua influência na atividade dos microrganismos e no desempenho global do processo. Além disso, as microalgas preferem valores de pH entre 7,5-10 durante o processo de tratamento do soro (MARAZZI et al. 2020). Os fungos filamentosos, por outro lado, preferem pHs ácidos, logo é importante considerar uma faixa que seja adequada aos dois grupos microbianos. Percebe-se que a faixa utilizada, entre 7,5-8,0 conseguiu manter o crescimento microbiano, e consequentemente, um bom processo de tratamento.

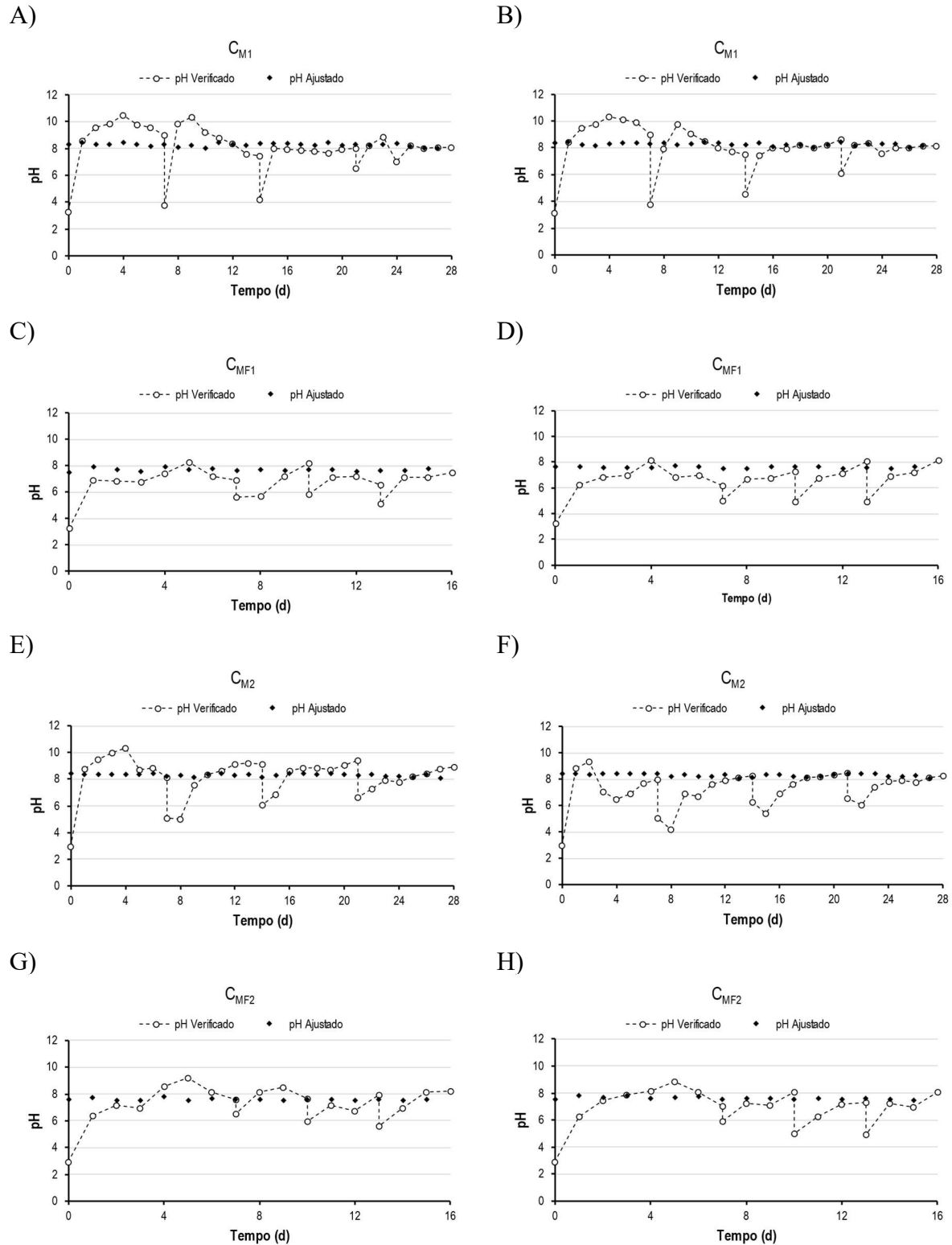
Yu et al. (2022) verificaram que o controle de pH influenciou significativamente a remoção de nutrientes e o crescimento de microalgas, com a maior remoção e crescimento ocorrendo em um pH de 7-8. Isso foi apoiado por Khalaji et al. (2021), que observaram diferentes faixas de pH e como influenciavam na remoção de nutrientes e crescimento das microalgas em águas residuais de leite. Os trabalhos de Biswas et al. (2021) e Costa, Cruz e Da Rosa (2021) destacaram o potencial das microalgas no tratamento de efluentes lácteos e como o controle do pH contribuiu para a diminuição drástica no teor de nutrientes e DQO.

Da mesma forma, Marazzi et al. (2020) observaram uma sinergia entre microalgas e bactérias no tratamento de efluentes do processamento do soro de leite, sendo o crescimento das microalgas e a remoção de nutrientes influenciados pelo pH.

O estudo realizado por Yu et al. (2022) enfatizou ainda a importância do controle do pH no cultivo de microalgas, pois afetou significativamente a remoção de nutrientes e o crescimento de microalgas.

É importante ressaltar que a fase inicial de decomposição da matéria orgânica, impulsionada por bactérias e fungos, é acidogênica, levando a uma queda no pH que pode comprometer a viabilidade celular, principalmente das microalgas (ARUNA, SIVARAMAN e ASHA, 2020; MAGYAR et al., 2021). No entanto, percebe-se que durante o co-cultivo, as quedas de pH foram menos acentuadas, evidenciando um maior tamponamento quando esses microrganismos são cultivados em conjunto.

Figura 16 – pH durante o tratamento dos efluentes C_{M1} e C_{MF1} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes a C_{M1} , e C) 40%, D) 60% referentes a C_{MF1} , respectivamente. pH durante o tratamento de soro do leite C_{M2} e C_{MF2} em função da taxa de reposição volumétrica. E) 40 %, F) 60% referentes a C_{M2} experimental, e G) 40%, H) 60% referentes a C_{MF2} .



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

6 CONCLUSÃO

Diante dos dados apresentados, é incontestável que a simbiose entre o fungo *Cunninghamella echinulata* e a microalga *Tetradismus obliquus* se revela como uma estratégia promissora para a eficiente remoção de contaminantes do soro do leite, notadamente DQO, nitrogênio e fósforo total. O estudo abordou as dinâmicas inter-relacionadas entre esses organismos em diferentes condições operacionais dos biorreatores, tempo de tratamento, modo semicontínuo, co-cultivo microalga/fungo e utilização da aeração. Diante disso, a aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento avançado (terciário) de soro do leite em reator aberto por microalgas revelou resultados promissores no que diz respeito à remoção de DQO, nitrogênio e fósforo total.

As taxas de reposição volumétrica (TRV) de 40 e 60% se consolidaram como bons parâmetros para a manutenção de um sistema em semicontínuo. Uma TRV de 60% diminuiu a eficiência de tratamento quando a microalga foi utilizada sozinha, mas funcionou bem quando a microalga esteve em co-cultivo com o fungo, mostrando que há simbiose entre esses microrganismos o que ajuda na estabilidade do sistema microalgal.

A aeração é importante, visto que os fungos filamentosos são microrganismos estritamente aeróbios, e ela também ajuda na agitação do sistema. Manter uma alta atividade respiratória é importante na metabolização de matéria orgânica. A análise da variação de pH revelou um maior efeito tamponante quando a microalga foi co-cultivada com o fungo, o que diminui a necessidade de ajustes constantes de pH ajudando na autonomia do sistema.

Diante desse contexto, a avaliação de parâmetros específicos na operação dos biorreatores com diferentes classes microbianas desempenha um papel fundamental, pois é essencial considerar fatores as necessidades nutricionais (carga orgânica e aeração) e ambientais (pH) dos microrganismos, assim como os fatores operacionais (modo semicontínuo e tempo de tratamento).

O tratamento conseguiu alcançar os padrões de lançamento exigidos pela legislação. No entanto ressalta-se, que é necessária uma validação em maior escala do processo e buscar otimizar a diminuição do tempo de tratamento, aumentando taxa de remoção do sistema.

REFERÊNCIA

- ABDELFATTAH, A.; ALI, S. S.; RAMADAN, H.; EL-ASWAR, E. I.; ELTAWAB, R.; HO, S.-H.; ELSAMAHY, T. LI, S.; EL-SHEEKH, M. M.; SCHAGERL, M.; KORNAROS, M.; SUN, J. Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. **Environmental Science and Ecotechnology**. Vol. 13, n. 100205. 2023.
- ABREU, A. P.; MORAIS, R. C.; TEIXEIRA, J. A.; NUNES, J. A comparison between microalgal autotrophic growth and metabolite accumulation with heterotrophic, mixotrophic and photoheterotrophic cultivation modes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 159, n. 112247. 2022.
- ACIÉN, F. G.; GÓMEZ-SERRANO, C.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M. Recovery of Nutrients From Wastewaters Using Microalgae. **Frontiers in Sustainable Food Systems**. Vol. 2, n. 59. 2018.
- ACIÉN, F. G.; MOLINA, E.; REIS, A.; TORZILLO, G.; ZITTELLI, G. C.; SEPÚLVEDA, C.; MASOJÍDEK, J. Photobioreactors for the production of microalgae. In: *In: GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; MUÑOZ, R. Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*. Woodhead Publishing. P. 1-44. 2017.
- AFIFAH, A. S.; SURYAWAN, I. W. K.; SARWONO, A. Microalgae production using photo-bioreactor with intermittent aeration for municipal wastewater substrate and nutrient removal. **Communications in Science and Technology**. Vol. 5, p. 107-111. 2020.
- AHMAD, I.; ABDULLAH, N.; KOJI, I.; YUZIR, A.; MUHAMMAD, S. E. Evolution of Photobioreactors: a review based on microalgal perspective. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. Vol. 1142, n. 012004. 2021.
- AHMAD, T.; AADIL, R. M.; AHMED, H.; RAHMAN, U.; SOARES, B. C. V.; SOUZA, S. L. Q.; PIMENTEL, T. C. HUGO SCUDINO, H.; GUIMARÃES, J. T.; ESMERINO, E. A.; FREITAS, M. Q.; ALMADA, R. B.; VENDRAMEL, S. M. R.; SILVA, M. C.; CRUZ, A. G. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**. Vol 88, p. 361-372. 2019.
- AHMED, S. F.; MOFIJUR, M.; PARISA, T. A.; ISLAM, N.; KUSUMO, F.; INAYAT, A.; LE, V. G.; BADRUDDIN, I. A.; KHAN, T. M. Y.; ONG, H. C. Progress and challenges of contaminate removal from wastewater using microalgae biomass. **Chemosphere**. Vol. 286, n. 131656. 2022.
- AIDA, T. K.; NONAKA, T.; FUKUDA, S.; KUJIRAOKA, H.; KUMAGAI, Y.; MARUTA, R.; OTA, M.; SUZUKI, I.; WATANABE, M. M.; INOMATA, H.; RICHARD LEE SMITH, R. L. Nutrient recovery from municipal sludge for microalgae cultivation with two-step hydrothermal liquefaction. **Algal Research**. Vol. 18, p. 61-68. 2016.
- AKGUL, F.; AKGUL, R. Combined effect of nitrogen and phosphorus on growth and biochemical composition of *Tetrademus obliquus* (Turpin) M.J. Wynne. **International Journal of Secondary Metabolite**. Vol. 9, p. 525-537. 2022.
- ALAGOAS. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Alagoas (SEMARH). Instrução Normativa nº 1, de 30 de maio de 2018. **Estabelece critérios e padrões de lançamento para análise técnica de outorga na modalidade lançamento de efluentes no Estado de Alagoas**. Diário Oficial do Estado de Alagoas: Maceió, AL, ano 106, n. 839, p. 33, 30 mai. 2018.

- ALI, S.; PETER, A. P.; CHEW, K. W.; MUNAWAROH, H. S. H.; SHOW, P. L. Resource recovery from industrial effluents through the cultivation of microalgae: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 337, n. 125461. 2021.
- ALIYU, A.; LEE, J. G. M.; HARVEY A. P. Microalgae for biofuels via thermochemical conversion processes: A review of cultivation, harvesting and drying processes, and the associated opportunities for integrated production. **Bioresource Technology Reports**. Vol. 14, n. 100676. 2021.
- AL-JABRI, H.; DAS, P.; KHAN, S.; THAHER, M.; ABDULQUADIR, M. Treatment of Wastewaters by Microalgae and the Potential Applications of the Produced Biomass - A Review. **Water**. Vol. 13, n. 27. 2020.
- ALMOMANI, F.; AL KETIFE, A.; SIMON JUDD, S.; SHURAIR, M.; BHOSALE, R. R.; ZNAD, H.; TAWALBEH, M. Impact of CO₂ concentration and ambient conditions on microalgal growth and nutrient removal from wastewater by a photobioreactor. **Science of the Total Environment**. Vol. 662, p. 662-671. 2019.
- ÁLVAREZ-CAO, M. E.; BECERRA, M.; GONZÁLEZ-SISO, M. I. Biovalorization of cheese whey and molasses wastes to galactosidases by recombinant yeasts. **Biovalorisation of Wastes to Renewable Chemicals and Biofuels**. P. 149–161. 2020.
- ANITHA, M.; KAMARUDIN, S. K.; KOFLI, N. T. The potential of glycerol as a valueadded commodity. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 295, p. 119-130. 2016.
- ARORA, N.; PATEL, A.; MEHTANI, J.; PRUTHI, P. A.; PRUTHI, V.; POLURI, K. M. Co-culturing of oleaginous microalgae and yeast: paradigm shift towards enhanced lipid productivity. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 26, p. 16952-16973. 2019.
- ARUNA, C.; SIVARAMAN, N.; ASHA, B. The role of pH in the degradation of organic substances of institutional wastewater in a compartmentalized anaerobic migrating blanket reactor. **Desalination and Water Treatment**. Vol. 196, p. 439-446. 2020.
- ASTM – American Society for Testing and Materials. Standard test methods for chemical oxygen demand (dichromate oxygen demand) of water. **ASTM Internacional, D1252-06(2020)**. 2020.
- BAIEE, M. A.; SALMAN, J. M. Effect of phosphorus concentration and light intensity on protein content of microalga *Chlorella vulgaris*. **Mesopotamia Envirmental Journal**. Vol. 2, p. 75-86. 2016.
- BANI, A.; FERNANDEZ, F. G. A.; D'IMPORZANO, G.; PARATI, K.; ADANI, F. Influence of photobioreactor set-up on the survival of microalgae inoculum. **Bioresource Technology**. Vol. 320, Parte B, n. 124408. 2021.
- BARBA, F. J. An Integrated Approach for the Valorization of Cheese Whey. **Foods**. Vol. 10, n. 564. 2021.
- BAROUDI, M.; KABBOUT, R.; BAKKOUR, H.; DABBOUSSI, F.; TAHA, S.; HALWANI, J. Characterization, Physicochemical and Biological Treatment of Sweet Whey (Major Pollutant in Dairy Effluent). **Asian Journal of Water, Environment and Pollution**. Vol. 9, p. 11-15. 2012.
- BAROUDI, M.; KABBOUT, R.; HAMZEH, M.; AMINE, H.; HAKWANI, J. Biological treatment of the sweet and acid whey by *Candida kefyr*. **Journal of Applicable Chemistry**. Vol. 3, p. 642-652. 2014.

- BARUKČIĆ, I.; JAKOPOVIĆ, K.L.; HERCEG, Z.; KARLOVIĆ, S.; BOŽANIĆ, R. Influence of high intensity ultrasound on microbial reduction, physico-chemical characteristics and fermentation of sweet whey. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**. Vol. 27, p. 94-101. 2015.
- BENNER, P.; MEIER, L.; PFEFER, A.; KRÜGER, K.; VARGAS, J.; O. E WEUSTER-BOTZ, D. Lab-scale photobioreactor systems: principles, applications, and scalability. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. Vol. 45, p. 791-813. 2022.
- BENTAHAR, J.; DESCHÊNES, J. Media optimization design towards maximizing biomass production of *Tetrademus obliquus* under mixotrophic conditions. **Bioresource Technology Reports**. Vol. 17, n. 100885. 2022.
- BENTAHAR, J.; DOYEN, A.; BEAULIEU, L.; DESCHÊNES, J. Acid whey permeate: An alternative growth medium for microalgae *Tetrademus obliquus* and production β -galactosidase. **Algal Research**. Vol. 41, n. 101559. 2019.
- BISWAS, T.; BHUSHAN, S.; PRAJAPATI, S. K.; CHAUDHURI, S. R. An eco-friendly strategy for dairy wastewater remediation with high lipid microalgae-bacterial biomass production. **Journal of Environmental Management**. Vol. 286, n. 112196. 2021.
- BOSCO, F.; CARLETTO, R. A.; MARMO, L. An integrated cheese whey valorization process. **Chemical Engineering Transactions**. Vol. 64, p. 379-384. 2018.
- BRANDELLI, A.; DAROIT, D. J.; CORRÊA, A. P. F. Whey as a source of peptides with remarkable biological activities. **Food Research International**. Vol.73, p.149-61. 2015.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 148, n. 91, p. 89-91, 13 mai. 2011.
- BULKAN, G.; FERREIRA, J. A.; TAHERZADEH, M. J. Removal of organic micro-pollutants using filamentous fungi. **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier, p. 363-395. 2020.
- CAPRIO, F.; TOCCA, G. P.; STOLLER, M.; PAGNANELLI, F.; ALTIMARI, P. Control of bacterial contamination in microalgae cultures integrated with wastewater treatment by applying feast and famine conditions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 10, n. 108262. 2022.
- CARNEIRO, R. B.; GONZALEZ-GIL, L.; LONDOÑO, Y. A.; ZAIAT, M.; CARBALLA, M.; LEMA, J. M. Acidogenesis is a key step in the anaerobic biotransformation of organic micropollutants. **Journal of Hazardous Materials**. Vol. 389, n. 121888. 2020.
- CASTILLO, T.; RAMOS, D.; GARCÍA-BELTRÁN, T.; BITRO-BAZAN, M.; GALINDO, E. Mixotrophic cultivation of microalgae: An alternative to produce high-value metabolites. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 176, n. 108183. 2021.
- CHEN, C.-Y.; ZHAO, X.-Q.; YEN, H.-W.; HO, S.-H.; CHENG, C.-L.; LEE, D.-J.; BAI, F.-W e CHANG, J.-S. Microalgae-based carbohydrates for biofuel production. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 78, p. 1–10. 2013.

- CHENG, P.; CHEN, D.; LIU, W.; COBB, K.; ZHOU, N.; LIU, Y.; LIU, H.; WANG, Q.; CHEN, P.; ZHOU, e RUAN, R. Auto-flocculation microalgae species *Tribonema sp.* and *Synechocystis sp.* with T-IPL pretreatment to improve swine wastewater nutrient removal. **Science of the Total Environment**. Vol. 725, n. 138263. 2020.
- CHOI, H.-J. Dairy wastewater treatment using microalgae for potential biodiesel application. **Environmental Engineering Research**. Vol. 21, p. 393-400. 2016b.
- CHOI, H.-J. Parametric study of brewery wastewater effluent treatment using *Chlorella vulgaris* microalgae. **Environmental Engineering Research**. Vol. 21, p. 401-408. 2016a.
- CHRONOPOULOU, L.; BOSCO, C. D.; CAPRIO, F.; PROSINI, L.; GENTILI, A.; PAGNANELLI, F.; PALOCCI, C. Extraction of Carotenoids and Fat-Soluble Vitamins from *Tetrademus Obliquus* Microalgae: An Optimized Approach by Using Supercritical CO₂. **Molecules**. Vol. 24, n. 2581. 2019.
- CHU, R.; LI, S.; ZHU, L.; YIN, Z.; HU, D.; LIU, C.; MO, F. A review on co-cultivation of microalgae with filamentous fungi: Efficient harvesting, wastewater treatment and biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 139, n. 110689. 2021.
- CHWIALKOWSKA, J.; DUBER, A.; ZAGRODNIK, R.; WALKIEWICZ, F.; ŁĘŻYK, M.; OLESKOWICKZ-POPIEL, P. Caproic acid production from acid whey via open culture fermentation: evaluation of the role of electron donors and downstream processing. **Bioresource Technology**. Vol. 279, p.74-83. 2019.
- COSTA, J. A. V.; CRUZ, C. G.; DA ROSA, A. P. C. Insights into the technology utilized to cultivate microalgae in dairy effluents. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**. Vol. 35, n. 102106. 2021.
- COSTA, J. A. V.; FREITAS, B. C. B.; SANTOS, T. D.; MITCHELL, B. G.; MORAIS, M. G. Open pond systems for microalgal culture. *In*: PANDEY, A.; CHANG, J.-S.; SOCCOL, C. R.; LEE, D.-J.; CHISTI, Y. **Biofuels from Algae**. Elsevier. 2. ed., p. 199-223. 2019.
- DALECKA, B.; JUHNA, T.; RAJARAO, G. K. Constructive use of filamentous fungi to remove pharmaceutical substances from wastewater. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 33, n. 100992. 2020.
- DANESHVAR, E.; ZARRINMEHR, M. J.; KOUTRA, E.; KORNAROS, M.; FARHADIAN, O.; BHATNAGAR, A. Sequential cultivation of microalgae in raw and recycled dairy wastewater: Microalgal growth, wastewater treatment and biochemical composition. **Bioresource Technology**. Vol. 273, p. 556-564. 2019.
- DĘBOWSKI, M.; KORZENIEWSKA, E.; KAZIMIEROWICZ, J.; ZIELIŃSKI, M. Efficiency of sweet whey fermentation with psychrophilic methanogens. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 28, p. 49314-49323. 2021.
- DING, J.; ZHAO, F.; CAO, Y.; XING, L.; LIU, W.; MEI, S.; LI, S. Cultivation of Microalgae in Dairy Farm Wastewater without Sterilization. **International Journal of Phytoremediation**. Vol. 17, p. 222-227. 2015.
- DINIZ, G. S.; SILVA, A. F.; ARAÚJO, O. Q. F.; CHALOUB, R. M. The potential of microalgal biomass production for biotechnological purposes using wastewater resources. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 821-832. 2017.

- DUSENGEMUNGU, L.; KASALI, G.; GWANAMA, C.; OUMA, K. O. Recent Advances in Biosorption of Copper and Cobalt by Filamentous Fungi. **Frontiers in Microbiology**. Vol. 11, n. 582016. 2020.
- ELIA, S.; STYLIANOU, M.; AGAPIOU, A. Combined EC/EO processes for treating goat cheese whey wastewater. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**. Vol. 32, n. 100963. 2023.
- ELLEUCH, L.; SALEM-BERRABAH, O. B.; CHERNI, Y.; SGHAIER-HAMMAMI, B.; KASMI, M.; BOTTA, C.; OUERGI, I.; FRANCIOSA, I.; COCOLIN, L.; TRABELSI, T.; CHATTI, A. A new practical approach for the biological treatment of a mixture of cheese whey and white wastewaters using Kefir grains. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 27, p. 33127–33139. 2020.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **O Mercado Consumidor de Leite e Derivados**. Juiz de Fora – MG, 2019.
- ESCALANTE, H.; CASTRO, L.; AMAYA, M. P.; JAIMES, L.; JAIMES-ESTÉVEZ, J. Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. **Waste Management**. Vol. 71, p. 711-718. 2018.
- ESCAPA, C.; COIMBRA, R. N.; PANIAGUA, S.; GARCÍA, A. I.; OTERO, M. Comparison of the culture and harvesting of *Chorella vulgaris* and *Tetradismus obliquus* for the removal of pharmaceuticals from water. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 1179 -1193. 2017.
- ESTEVEZ, A. F.; SOARES, S. M.; SALGADO, E. M.; BOAVENTURA, R. A. R.; PIRES, J. C. M. Microalgal Growth in Aquaculture Effluent: Coupling Biomass Valorisation with Nutrients Removal. **Applied Sciences**. Vol. 12, n. 24. 2022.
- EU – European Union. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). 1991.
- EVANS, L.; HENNIGE, S. J.; WILLOUGHBY, N.; ADELOYE, A. J.; SKROBLIN, M.; GUTIERREZ, T. Effect of organic carbon enrichment on the treatment efficiency of primary settled wastewater by *Chlorella vulgaris*. **Algal Research**. Vol. 24, p. 368–377. 2017.
- FALLAHI, A.; REZVANI, F.; ASGHARNEJAD, H.; NAZLOO, E. K.; HAJINAJAF, N e HIGGINS, B. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. **Chemosphere**. Vol. 272, n. 129878. 2021.
- FAN, S.; JI, B.; HASAN, H. A.; FAN, J.; GUO, S.; WANG, J.; YUAN, J. Microalgal–bacterial granular sludge process for non-aerated aquaculture wastewater treatment. *Bioprocess and Biosystems engineering*. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. Vol. 44, p. 1733-1739, 2021.
- FAO - Food and Agriculture Organization. Dairy Market Review: Emerging trends and outlook 2022. Roma, 2022.
- FAO - Food and Agriculture Organization. Environmental performance of large ruminant supply chains: Guidelines for assessment. *Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership*. Roma, 2016.
- FAO - Food and Agriculture Organization. Food Outlook – Biannual Report on Global Food Markets. Food Outlook. Roma, 2023.

- FERNÁNDEZ, F. G. A.; SEVILLA, J. M. F.; GRIMA, E. M. Costs analysis of microalgae production. *In: PANDEY, A.; CHANG, J.-S. SOCCOL, C. R.; LEE, D.-J.; CHISTI, Y. Biofuels from Algae.* Elsevier. 2. ed., p. 551-566. 2019.
- FERREIRA, J. A.; VARJANI, S.; TAHERZADEH, M. J. A critical review on the ubiquitous role of filamentous fungi in pollution mitigation. **Current Pollution Reports.** Vol. 6, n. 4, p. 295-309. 2020.
- FERREIRA, M. V. S.; CAPPATO, L. P.; SILVA, R.; ROCHA, R. S.; NETO, R. P. C.; TAVARES, M. I. B.; ESMERINO, E. A.; FREITAS, M. Q.; BISSAGIO, R. C.; RANADHEERA, S.; RAICES, R. S. L.; SILVA, M. C.; CRUZ, A. G. Processing raspberry-flavored whey drink using ohmic heating: physical, thermal and microstructural considerations. **Food Research International.** Vol. 123, p. 20-26. 2019.
- FITO, J.; ALEMU, K. Microalgae–bacteria consortium treatment technology for municipal wastewater management. **Nanotechnology for Environmental Engineering.** Vol. 4, n. 4. 2019.
- FONTOURA, J.T.; ROLIM, G.S.; FARENZENA, M.; GUTTERRES, M. Influence of light intensity and tannery wastewater concentration on biomass production and nutrient removal by microalgae *Scenedesmus sp.* **Process Safety and Environmental Protection.** Vol. 111, p.355-362. 2017.
- FURLAN, B. J.; SILVA, P. A. S.; LIRA, G. S.; SEVERO, I. A.; GONÇALVES, R. S. R.; MARTINS, L. S.; VARGAS, J. V. C.; MARIANO, A. B. Imobilização de *Tetrademus obliquus* em matriz de alginato para biorremediação de efluentes. *In: SEVERO, I. A; NASCIMENTO, T. C.; FAGUNDES, M. B. Microalgas: potenciais aplicações e desafios.* Mérida Publishers. P. 170-184. 2021a.
- FURLAN, B. J.; ZATTA, P. H. S.; ANTEZANA, V. C. P.; MARTINS, L. S.; MARIANO, A. B. Estudo do crescimento de microalgas em meio de cultivo CHU e dejetos suínos. **Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia.** Vol. 6, p. 205-211. 2021b.
- GAJENDRAGADKAR, C. N.; GOGATE, P. R. Intensified recovery of valuable products from whey by use of ultrasound in processing steps: a review. **Ultrasonics Sonochemistry.** Vol. 32, p. 102-118. 2016.
- GALARZA, J. I.; GIMPEL, J. A.; ROJAS, V.; ARREDONDO-VEGA, B. O.; HENRÍQUEZ, V. Over-accumulation of astaxanthin in *Haematococcus pluvialis* through chloroplast genetic engineering. **Algal Research.** Vol. 31, p. 291-297. 2018.
- GAO, S.; HU, C.; SUN, S.; XU, J.; ZHAO, Y.; ZHANG, H. Performance of piggery wastewater treatment and biogas upgrading by three microalgal cultivation technologies under different initial COD concentration. **Energy.** Vol. 165, p. 360-369. 2018.
- GARRIDO-CARDENAS, J. A.; MANZANO-AGUGLIARO, F.; ACIEN-FERNANDEZ, F. G.; MOLINA-GRIMA, E. Microalgae research worldwide. **Algal Research.** Vol. 35, p. 50-60. 2018.
- GHIMIRE, A.; KUMAR, G.; SIVAGURUNATHAN, P.; SHOBANA, S.; SARATALE, G. D.; KIM, H. W.; LUONGO, V.; ESPOSITO, G.; MUNOZ, R. Bio-hythane production from microalgae biomass: Key challenges and potential opportunities for algal bio-refineries. **Bioresource Technology.** Vol. 241, p. 525–536, 2017.
- GHOSH, S.; RUSYN, I.; DMYTRUK, O. V.; DMYTRUK, K. V.; ONYEAKA, H.; GRYZENHOUT, M.; GAFFOROV, Y. Filamentous fungi for sustainable remediation of pharmaceutical compounds, heavy metal and oil hydrocarbons. **Bioengineering and Biotechnology.** Vol. 11, n. 1106973. 2023.

- GODINI, K.; AZARIAN, G.; KIMIAEI, A.; DRAGOI, E. N.; CURTEANU, S. Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. **Process Safety and Environmental Protection**. Vol. 148, p. 114–124. 2020.
- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, L. M.; DE-BASHAN, L. E. Toward the enhancement of microalgal metabolite production through microalgae–bacteria consortia. **Biology**. Vol. 10, p. 282. 2021.
- GRANDCLÉMENT, C.; SEYSSIECQ, I.; PIRAM, A.; WONG-WAH-CHUNG, P.; VANOT, G.; TILIACOS, N.; ROCHE, N. e DOUMENQ, P. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. **Water Research**. Vol. 111, p. 297–317. 2017.
- GUO, G.; CAO, W.; SUN, S.; ZHAO, Y.; HU, C. Nutrient removal and biogas upgrading by integrating fungal–microalgal cultivation with anaerobically digested swine wastewater treatment. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 2857–2866. 2017.
- HE, Q.; YANG, H.; WU, L.; HU, C. Effect of light intensity on physiological changes, carbon allocation and neutral lipid accumulation in oleaginous microalgae. **Bioresource Technology**. Vol. 191, p. 219–228. 2015.
- HEMALATHA, M.; SRAVAN, J. S.; MIN, B.; MOHAN, S. V. Microalgae-biorefinery with cascading resource recovery design associated to dairy wastewater treatment. **Bioresource Technology**. Vol. 284, p. 424–429. 2019.
- HESNI, M. A.; HEDAYATI, A.; QADERMARZI, A.; POULADI, M.; ZANGIABADI, S.; NAQSHBANDI, N. Using *Chlorella vulgaris* and iron oxide nanoparticles in a designed bioreactor for aquaculture effluents purification. **Aquacultural Engineering**. Vol. 90, n. 102069. 2020.
- HOANG, A. T.; SIROHI, R.; PANDEY, A.; NIŽETIĆ, S.; LAM, S. S.; CHEN, W.-H.; LUQUE, R.; THOMAS, S.; ARICI, M.; PHAM, V. V. Biofuel production from microalgae: challenges and chances. **Phytochemistry Reviews**. Vol. 22, p. 1089–1126. 2023.
- HOM-DIAZ, A.; JAÉN-GIL, A.; BELLO-LASERNA, I.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; VICENT, T.; BARCELÓ, D.; BLÁNQUEZ, P. Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: Pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting. **Science of The Total Environment**. Vol. 592, p. 1–11. 2017.
- HOSSAIN, N.; MAHLIA, T. M. Progress in physicochemical parameters of microalgae cultivation for biofuel production. **Critical Reviews in Biotechnology**. Vol. 39, n. 6, p. 835–859. 2019.
- HU, X.; MENESES, Y. E.; STRATTON, J.; WANG, B. Acclimation of consortium of micro-algae help removal of organic pollutants from meat processing wastewater. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 214, p. 95–102. 2019.
- IAL – Instituto Adolfo Lutz. Métodos físico-químicos para análises de alimentos. 4ª Ed. São Paulo. 2005.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa da Pecuária Municipal – PPM. Rio de Janeiro – RJ, Vol. 50, p. 1–12. 2023a.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção de Leite. Rio de Janeiro – RJ: IBGE, 2023b. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/leite/br>>. Acesso em: 04 de março de 2024.
- JAISWAL, K.K.; KUMAR, V.; GURURANI, P.; VLASKIN, M. S.; PARVEEN, A.; NANDA, M.; KURBATOVA, A.; GAUTAM, P.; GRIGORENKO, A. V. Bio-flocculation of oleaginous microalgae

- integrated with municipal wastewater treatment and its hydrothermal liquefaction for biofuel production. **Environmental Technology & Innovation**. Vol. 26, n. 102340. 2022.
- JI, B.; ZHANG, M.; WANG, L.; WANG, S.; LIU, Y. Removal mechanisms of phosphorus in non-aerated microalgal-bacterial granular sludge process. **Bioresource Technology**. Vol. 312, n. 123531. 2020.
- KARAPANAGIOTI, H. K. Water Management, Treatment and Environmental Impact. **Encyclopedia of Food and Health**. p. 453-457. 2016.
- KAŠTÁNEK, P.; KRONUSOVÁ, O.; KAŠTÁNEK, F.; BRÁNYIKOVÁ, I.; PROCHAZKOVÁ, G.; JANDOVÁ, J.; BRÁNYIK, T.; BIŠOVÁ, K. Selective bioaccumulation of rubidium by microalgae from industrial wastewater containing rubidium and lithium. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 30, p. 461- 467. 2018.
- KHALAJI, M.; HOSSEINI, S. A.; GHORBANI, R.; AGH, N.; REZAEI, H.; KORAROS, M.; KOUTRA, E. Treatment of dairy wastewater by microalgae *Chlorella vulgaris* for biofuels production. **Biomass Conversion and Biorefinery**. Vol. 13, p. 3259–3265. 2021.
- KHOO, C. G.; LAM, M. K.; LEE, K. T. Pilot-scale semi-continuous cultivation of microalgae *Chlorella vulgaris* in bubble column photobioreactor (BC-PBR): hydrodynamics and gas-liquid mass transfer study. **Algal Research**. Vol. 15, p. 65-76. 2016.
- KIANI, H.; AZIMI, Y.; LI, Y.; MOUSVI, M.; CARA, F.; MULCAHY, S.; MCDONELL, H.; BLANCO, A.; HALIM, R. Nitrogen and phosphate removal from dairy processing side-streams by monocultures or consortium of microalgae. **Journal of Biotechnology**. Vol. 361, p. 1-11. 2023.
- KONG, W.; KONG, J.; LYU, H.; MA, J.; YUAN, P.; WANG, Z.; SHEN, B.; FENG, S. Integrating municipal wastewater treatment with CO₂ fixation and fatty acid production by cultivating *Tetrademus obliquus*. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 320, n. 128916. 2021.
- KRISHNA, B. R.; BHUVANESHWARI, S.; MAJEED, F.; MANOJ, M. M.; JOSE, E.; MOHAN, A. Different treatment methodologies and reactors employed for dairy effluent treatment - A review. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 46, n. 102622. 2022.
- KRUNIĆ, T. Z.; OBRADOVIC, N. S.; RAKIN, M.B. Application of whey protein and whey protein hydrolysate as protein based carrier for probiotic start culture. **Food Chemistry**. Vol. 293, p.74-82. 2019.
- KUBE, M.; FAN, L.; RODDICK, F. Alginate-immobilised algal wastewater treatment enhanced by species selection. **Algal Research**. Vol. 54, n. 102219. 2021.
- KUMAR, A. K.; SHARMA, S.; PATEL, A.; DIXIT, G.; SHAH, E. Comprehensive evaluation of microalgal based dairy effluent treatment process for clean water generation and other value added products. **International Journal of Phytoremediation**. Vol. 21, p. 519-530. 2019.
- KUMAR, N.; HEENA; DIXT, A.; MEHRA, D.; DANILOSKI, D.; PETKOSKA, A. T. Utilization of Whey: Sustainable Trends and Future Developments. **Whey Valorization**. Springer, p. 47–62 Singapore. 2023a.
- KUMAR, V.; GURURANI, P.; PARVEEN, A.; VERMA, M.; KIM, H.; VLASKIN, M.; GRIGORENKO, V.; RINDIN, K. G. Dairy Industry wastewater and stormwater energy valorization: effect of wastewater nutrients on microalgae-yeast biomass. **Biomass Conversion and Biorefinery**. Vol. 16, p. 13563–13572. 2023b.

- KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. An Overview of Various Technologies for the Treatment of Dairy Wastewaters. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**. Vol. 51, p. 442-452. 2011.
- LAZZA, C.; SALBITANI, G.; CARFAGNA, S. Fungal Contamination in Microalgal Cultivation: Biological and Biotechnological Aspects of Fungi-Microalgae Interaction. **Journal of Fungi**. Vol. 8, p. 1099. 2022.
- LAVRINOVIČS, A.; MURBY, F.; ZĪVERTE, E.; MEŽULE, L.; JUHNA, T. Increasing Phosphorus Uptake Efficiency by Phosphorus-Starved Microalgae for Municipal Wastewater Post-Treatment. **Microorganisms**. Vol. 9, n. 1598. 2021.
- LEE, S.-A.; LEE, N.; OH, H.-M.; AHN, C.-Y. Enhanced and Balanced Microalgal Wastewater Treatment (COD, N, and P) by Interval Inoculation of Activated Sludge. **Environmental Microbiology and Biotechnology**. Vol. 29, p. 1434-1443. 2019.
- LEHMUSKERO, A.; CHAUTON, M. S.; BOSTRÖM, T. Light and photosynthetic microalgae: a review of cellular- and molecular-scale optical processes. **Progress in Oceanography**. Vol. 168, p. 43-56. 2018.
- LENG, L.; LI, W.; CHEN, J.; LENG, S.; CHEN, J.; WEI, L.; PENG, H.; LI, J.; ZHOU, W.; HUANG, H. Co-culture of fungi-microalgae consortium for wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 330, n. 125008. 2021.
- LI, K.; LIU, Q.; FANG, F.; LUO, R.; LU, Q.; ZHOU, W.; HOU, S.; CHENG, P.; LIU, J.; ADDY, M.; CHEN, P.; CHEN, D.; RUAN, R. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: a review. **Bioresource Technology**. Vol. 291, n. 121934. 2019.
- LI, T.; LI, J.; SHENG, X.; LI, B.; WANG, W.; XUE, Y.; ZHANG, J.; LI, W.; WANG, X.; WANG, F.; XUE, J. Exogenous addition of putrescine enhanced lipid accumulation in *Tetradismus obliquus* for increased biodiesel productivity. **Renewable Energy**. Vol. 206, p. 263-273. 2023b.
- LI, T.; YANG, F.; XU, J.; WU, H.; MO, J.; DAI, L.; XIANG, W. Evaluating differences in growth, photosynthetic efficiency, and transcriptome of *Asterarcys* sp. SCS-1881 under autotrophic, mixotrophic, and heterotrophic culturing conditions. **Algal Research**. Vol. 45, n. 101753. 2020.
- LI, Y.; MIROS, S.; KIANI, H.; ECKHARDT, H.-G.; BLANCO, A.; MULCAHY, S.; MCDONELL, H.; TIWARI, B. K.; HALIM, R. Mechanism of lactose assimilation in microalgae for the bioremediation of dairy processing side-streams and co-production of valuable food products. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 35, p. 1649-1661. 2023a.
- LIN, W.; CHEN, L.; TAN, Z.; DENG, Z.; LIU, H. Application of filamentous fungi in microalgae-based wastewater remediation for biomass harvesting and utilization: From mechanisms to practical application. **Algal Research**. Vol. 62, n. 102614. 2022.
- LING, Y.; SUN, L.-P.; WANG, S.-Y.; LIN, C. S.; SUN, Z.; ZHOU, Z.-G. Cultivation of oleaginous microalga *Scenedesmus obliquus* coupled with wastewater treatment for enhanced biomass and lipid production. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 148, p. 162-169. 2019.
- LIYANAARACHCHI, V. C.; PREMARATNE, M.; ARIYADASA, T. U.; NIMARSHANA, P. H. V.; MALIK, A. Two-stage cultivation of microalgae for production of high-value compounds and biofuels: A review. **Algal Research**. Vol. 57, n. 102353. 2021.
- LUTZU, G. A.; CIURLI, A.; CHIELLINI, C.; DI CAPRIO, F.; CONCAS, A., e DUNFORD, N. T. Latest developments in wastewater treatment and biopolymer production by microalgae. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 9, n. 104926. 2020.

- MA, S.; YU, Y.; CUI, H.; LI, J.; FENG, Y. Utilization of domestic wastewater as a water source of *Tetrademus obliquus* PF3 for the biological removal of nitric oxide. **Environmental Pollution**. Vol. 262, n. 114243. 2020.
- MAGYAR, T.; VOGEL, F. W.; TÓTH, F.; NAGY, A.; TAMÁS, J.; NAGY, P. T. Characterization of the biodegradation of synthetic and organic wastewater in an anaerobic tank reactor using microalgae. **International Review of Applied Sciences and Engineering**. Vol. 12, p. 166-175. 2021.
- MAIA, C.; SOUA, C. A.; SOUSA, H.; VALE, F.; SIMÕES, M. Parabens removal from wastewaters by microalgae – Ecotoxicity, metabolism and pathways. **Chemical Engineering Journal**. Vol 453, Parte 1, n. 139631. 2023.
- MAINARDIS, M.; CABBAL, V.; ZANNIER, G.; VISINTINI, D.; GOI, D. Characterization and BMP Tests of Liquid Substrates for High-rate Anaerobic Digestion. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**. Vol. 31, p. 508-518. 2018.
- MAO, Y.; XIONG, R.; GAO, X.; JIANG, L.; PENG, Y.; XUE, Y. Analysis of the Status and Improvement of Microalgal Phosphorus Removal from Municipal Wastewater. **Processes**. Vol. 9, p. 1486. 2021.
- MARAZZI, F.; BELLUCCI, M.; FANTASIA, T.; FICARA, E.; MEZZANOTTE, V. Interactions between Microalgae and Bacteria in the Treatment of Wastewater from Milk Whey Processing. **Water**. Vol. 12, p. 297. 2020.
- MARTINS, A. A.; MARQUES, F.; CAMEIRA, M.; SANTOS, E.; BADENES, S.; COSTA, L.; VIEIRA, V. V.; CAETANO, N. S.; MATA, T. M. Water footprint of microalgae cultivation in photobioreactor. **Energy Procedia**. Vol. 153, p. 426-431. 2018.
- MATOS, A. P. The Impact of Microalgae in Food Science and Technology. **Journal of the American Oil Chemists' Society**. Vol. 94, p. 1333-1350. 2017.
- MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H.; MARQUES, I. P. R.; REIS, A. J. D. Microalgae-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: Comparison between batch and continuous operation. **Science of the Total Environment**. Vol. 633, p. 1-11. 2018.
- MIAO, Y.; PENG, Y.; ZHANG, L.; LI, B.; LI, X.; WU, L.; WANG, S. Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 334, p. 664–672. 2018.
- MICHALSKA, K.; GOSZKIEWICZ, A.; SKALSKA, K.; KOŁODZIEJCZYK, E.; MARKIEWICZ, J.; MAJZER, R.; SIEDLECKI, M. Treatment of Industrial Wastewaters and Liquid Waste by Fungi. **Encyclopedia of Mycology**. Vol. 2, p. 662-682. 2021.
- MOHAN, S. V.; ROHIT, M. V.; CHIRANJEEVI, P.; CHANDRA, R.; NAVANEETH, B. Heterotrophic microalgae cultivation to synergize biodiesel production with waste remediation: progress and perspectives. **Bioresource Technology**. Vol. 184, p. 169-178. 2015.
- MONTEIRO, M. R.; KUGELMEIER, C. L.; PINHEIRO, R. S.; BATALHA, M. O.; CÉSAR, A. S. Glycerol from biodiesel production: Technological paths for sustainability. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**. Vol. 88, p.109-122. 2018.
- MUJTABA, G.; LEE, K. Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge. **Water Research**. Vol. 120, p. 174-184. 2017.

- MUJTABA, G.; RIZWAN, M.; LEE, K. Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. Vol. 49, p. 145-151. 2017.
- MUJTABA, G.; RIZWAN, M.; KIM, G.; LEE, K. Removal of nutrients and COD through co-culturing activated sludge and immobilized *Chlorella vulgaris*. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 343, p. 155-162. 2018.
- MUNCK, C.; THIERRY, E.; GRÄBLE, S.; CHEN, S. H.; TING, A. S. Y. Biofilm formation of filamentous fungi *Corioloropsis sp.* on simple muslin cloth to enhance removal of triphenylmethane dyes. **Journal of Environmental Management**. Vol. 214, p. 261-266. 2018.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**. Vol. 27, p. 31–36. 1962.
- MUTHURAMAN, R. M.; MURUGAPPAN, A.; SOUNDHARAJAN, B. Highly effective removal of presence of toxic metal concentrations in the wastewater using microalgae and pre-treatment processing. **Applied Nanoscience**. Vol. 13, p. 475-481. 2023.
- NUNES, L.; SANTOS, M. G. Caracterização físico-química de soros obtidos de diferentes tipos de queijos. **Horizonte Científico**. Vol. 9, n. 2. 2015.
- NWOBA, E. G.; PARLEVLIET, D. A.; LAIRD, D. W.; ALAMEH, K.; MOHEIMANI, N. R. Pilot-scale self-cooling microalgal closed photobioreactor for biomass production and electricity generation. **Algal Research**. Vol. 45, n. 101731. 2020.
- NZAYISENGA, J. C.; ERIKSSON, K.; SELLSTEDT, A. Mixotrophic and heterotrophic production of lipids and carbohydrates by a locally isolated microalga using wastewater as a growth medium. **Bioresource Technology**. Vol. 257, p. 260–265. 2018.
- OLIVEIRA, C. Y. B., OLIVEIRA, C. D. L., PRASAD, R., ONG, H. C., ARAUJO, E. S., SHABNAM, N., & GÁLVEZ, A. O. A multidisciplinary review of *Tetrademus obliquus*: a microalga suitable for large-scale biomass production and emerging environmental applications. **Reviews in Aquaculture**. Vol. 13, p. 1594-1618. 2021.
- OTONDO, A.; KOKABIAN, B.; STUART-DAHL, S.; GUDE, V. G. Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 6, p. 3213-3222. 2018.
- PACHECO, M. M.; HOELTZ, M.; BJERK, T. R.; SOUZA, M. P.; SILVA, L. F. F.; GRESSLER, P. D.; MORAES, M. S. A.; LOBO, E. A.; SCHNEIDER, R. C. S. Evaluation of microalgae growth in a mixed-type photobioreactor system for the phycoremediation of wastewater. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. Vol. 94, p. 3102-3110. 2019.
- PADDOCK, M. B.; FERNÁNDEZ-BAYO, J. D.; VANDERGHEYNST, J. S. The effect of the microalgae-bacteria microbiome on wastewater treatment and biomass production. **Applied Microbiology and Biotechnology**. Vol. 104, p. 893-905. 2020.
- PALADINO, O.; NEVIANI, M. Scale-up of photo-bioreactors for microalgae cultivation by π -theorem. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 153, n. 107398. 2020.
- PANDEY, A.; SRIVASTAVA, S.; KUMAR, S. Development and cost-benefit analysis of a novel process for biofuel production from microalgae using pre-treated high-strength fresh cheese whey wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 27, p. 23963-23980. 2020.

- PATEL, A. K.; SINGHANIA, R. R.; ALBARICO, F. P. J. B.; PANDEY, A.; CHEN, C.; DONG, C. Organic wastes bioremediation and its changing prospects. **Science of The Total Environment**. Vol. 824, n. 153889. 2022.
- PAULENCO, A.; VINTILA, A. C. N.; VLAICU, A.; CILTEA-UDRESCU, M.; GALAN, A.-M. *Nannochloris sp.* Microalgae Strain for Treatment of Dairy Wastewaters. **Microorganisms**. Vol. 11, p. 1469. 2023.
- PECHSIRI, J. P.; THOMAS, J. E.; BAHRAOUI, N.; FERNANDEZ, F. G. A.; CHAOUKI, J.; CHIDAMI, S.; TINOCO, R. R.; MARTIN, J. P.; GOMEZ, C.; COMBE, M.; GRÖNDAHL, F. Comparative life cycle assessment of conventional and novel microalgae production systems and environmental impact mitigation in urban-industrial symbiosis. **Science of the Total Environment**. Vol. 854, n. 158445. 2023.
- PÉREZ-LÓPEZ, P.; VREE, J. H.; FEIJOO, G.; BOSMA, R.; BARBOSA, M. J.; MOREIRA, M. T.; WIJFFELS, R. H.; VAN BOXTEL, A. J. B.; KLEINEGRIS, D. M. M. Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. **Applied Energy**. Vol. 205, p. 1151-1164. 2017.
- PIRES, A. F.; MARNOTES, N. G.; RUBIO, O. D.; GARCIA, A. C.; PEREIRA, C. D. Dairy By-Products: A Review on the Valorization of Whey and Second Cheese Whey. **Foods**. Vol. 10, n. 1067. 2021.
- PIRES, T. A.; CARDOSO, V. L.; BATISTA, F. R. X. Feasibility of *Chlorella vulgaris* to waste products removal from cheese whey. **International Journal of Environmental Science and Technology**. Vol. 19, p. 4713–4722. 2022.
- PRANDINI, J. M.; DA SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P.; PIROLI, M.; MICHELON, W.; SOARES H. M. Enhancement of nutrient removal from swine wastewater digestate coupled to biogas purification by microalgae *Scenedesmus spp.* **Bioresource Technology**. Vol. 202, p. 67-75. 2016.
- QUAN, X.; HU, R.; CHANG, H.; TANG, X.; HUANG, X.; CHENG, C.; ZHONG, N.; YANG, L. Enhancing microalgae growth and landfill leachate treatment through ozonization. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 248, n. 119182. 2019.
- RAHMAN, S.; MUKHTAR, S. Efficacy of a Microbial Treatment to Reduce Phosphorus and other Substances from an Anaerobic Dairy Lagoon Effluent. **Applied Engineering in Agriculture**. Vol. 24, p. 809-819. 2008.
- RAMOS, R.; PIZARRO, R. Growth and bioremediation capacity of *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivated in wastewater generated in the fish farming of the yellowtail amberjack *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, Vol. 53, n. 1, p. 75–86. 2018.
- RANI, A. S.; RAO, H. R. V. N. G.; KUMAR, A. B.; SHRUTHI, M. Eco-Friendly Approach for Treating Dairy Effluent and Lipid Estimation Using Microalgae. **British Biotechnology Journal**. Vol. 7, p. 33-39. 2015.
- RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WAERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STAINER, R. V. Genetic assignment, strain histories and properties of pure culture of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Vol. 111, p. 1–61. 1979.
- RUGNINI, L.; ELLWOOD, E. T. W.; COSTA, G.; FALSETTI, A.; CONGESTRI, R.; BRUNO, L. Scaling-up of wastewater bioremediation by *Tetradismus obliquus*, sequential bio-treatments of nutrients and metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Vol. 172, p. 59-64. 2019.

- RYAN, M. P.; WALSH, G. The biotechnological potential of whey. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. Vol. 15, p. 479-498. 2016.
- SALAMA, S.; KURADE, M. B.; ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; YANG, I.-S.; MIN, B.; JEON, B.-H. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 79, p. 1189-1211. 2017.
- SALAZAR, J.; SANTANA-SANCHEZ, A.; NÄKKILÄ, J.; SIRIN, S.; ALLAHVERDIYEVA, Y. Complete N and P removal from hydroponic greenhouse wastewater by *Tetradismus obliquus*: A strategy for algal bioremediation and cultivation in Nordic countries. **Algal Research**. Vol. 70, n. 102988. 2023.
- SALVATORE, M. M.; CARRATURO, F.; SALBITANI, G.; ROSATI, L.; RISI, A.; ANDOLFI, A.; SALVATORE, F.; GUIDA, M.; CARFAGNA, S. Biological and metabolic effects of the association between the microalga *Galdieria sulphuraria* and the fungus *Penicillium citrinum*. **Scientific Reports**. Vol. 13, n. 1789. 2023.
- SANKARAN, S.; KHANAL, S. K.; JASTI, N.; JIN, B.; POMETTO, A. L.; VAN LEEUWEN, J. H. Use of Filamentous Fungi for Wastewater Treatment and Production of High Value Fungal Byproducts: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. Vol. 40, p. 400-449. 2010.
- SANKARAN, S.; KHANAL, S. K.; JASTI, N.; JIN, B.; POMETTO, A. L.; VAN LEEUWEN, J. H. Use of Filamentous Fungi for Wastewater Treatment and Production of High Value Fungal Byproducts: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. Vol. 40, p. 400-449. 2010.
- SANTOS, J. Estudo do processo semicontínuo de tratamento do soro do leite utilizando microalgas em sistema aberto. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Maceió, AL. 2022.
- SARANYA, D.; SHANTHAKUMAR, S. Effect of culture conditions on biomass yield of acclimatized microalgae in ozone pre-treated tannery effluent: A simultaneous exploration of bioremediation and lipid accumulation potential. **Journal of Environmental Management**. Vol. 273, n. 111129. 2020.
- SATPATI, G. G.; DIKSHIT, P. K.; MAL, N.; PAL, R.; SHERPA, K. C.; RAJAK, R. C.; RATHER, S.-U.; RAGHUNATHAN, S.; DAVOODBASHA, M. A state of the art review on the co-cultivation of microalgae-fungi in wastewater for biofuel production. **Science of the Total Environment**. Vol. 870, n. 161828. 2023.
- SEO, Y. H.; LEE, I.; JEON, S. H.; HAN, J. I. Efficient conversion from cheese whey to lipid using *Cryptococcus curvatus*. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 90, p. 149-153. 2014.
- SHAHID, A.; KHAN, F.; AHMAD, N.; FAROOQ, M. E.; MEHMOOD, M. A. Microalgal Carbohydrates and Proteins: Synthesis, Extraction, Applications, and Challenges. In: ALAM, A.; XU, J.-L.; WANG, Z. **Microalgae Biotechnology for Food, Health and High Value Products**. 1. ed., p. 433-468. Springer Singapore. 2020.
- SHEN, Y.; YANG, T.; ZHU, W.; ZHAO, Y. Wastewater treatment and biofuel production through attached culture of *Chlorella vulgaris* in a porous substratum biofilm reactor. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 833-841. 2017.
- SHI, W.; HEALY, M. G.; ASHEKUZZAMAN, S. M.; DALY, K.; LEAHY, J. J.; FENTON, O. Dairy processing sludge and co-products: A review of present and future re-use pathways in agriculture. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 314, n. 128035. 2021.

- SHUANGXI, L.; LIANDONG, Z. Performance of Simulated Livestock Wastewater Resource Recovery by Co-Cultivation of Oleaginous Microalgae and Fungi. **Research of Environmental Sciences**. Vol. 36, p. 715-723. 2023.
- SILVA, C. E. F.; OLIVEIRA, R. B.; CARVALHO, C. M.; CARVALHO, F. O.; TONHOLO, J. Microalgae and Wastewaters: From ecotoxicological interactions to produce a carbohydrate-rich biomass towards biofuel application. In: GUPTA, S. K.; FAIZAL, B. **Application of Microalgae in Wastewater Treatment**. Springer Cham. Vol. 2, p. 495-529. 2019b.
- SILVA, E. K.; GUIMARÃES, J. T.; COSTA, A. L. R.; CRUZ, A. G.; MEIRELES, M. A. A. Non-thermal processing of inulin-enriched soursop whey beverage using supercritical carbon dioxide technology. **The Journal of Supercritical Fluids**. Vol. 154, m. 104635. 2019a.
- SILVEIRA, M. R.; COUTINHO, N. M.; ROCHA, R. S.; MORAES, J.; ESMERINO, R. A.; PIMENTEL, T. C.; FREITAS, M. Q.; SILVA, M. C.; RAICES, R. S. L.; RANADHEERA, S.; BORGES, F. O.; FONTELES, T. V.; NETO, R. P. C.; TAVARES, M. I. B.; FERNANDES, F. A. N.; RODRIGUES, S.; CRUZ, A. G. Guava flavored whey-beverage processed by cold plasma: physical characteristics, thermal behavior and microstructure. **Food Research International**. Vol. 119, p. 564-570. 2019.
- SIRMACEKIC, E.; ATILGAN, A.; ROLBIECKI, R.; JAGOSZ, B.; ROLBIECKI, S.; GOKDOGAN, O.; NIEMIEC, M.; KOCIEĆKA, J. Possibilities of Using Whey Wastes in Agriculture: Case of Turkey. **Energies**. Vol. 15, n. 9636. 2022.
- SOUMATI, B.; ATMANI, M.; BENABDERRAHMANE, A.; BENJELLOUN, M. Whey Valorization – Innovative Strategies for Sustainable Development and Value-Added Product Creation. **Journal of Ecological Engineering**. Vol. 24, p. 86-104. 2023.
- SOUZA, P. F. F.; ZAMANI, A.; TAHERZADEH, M. J. Edible Protein Production by Filamentous Fungi using Starch Plant Wastewater. **Waste and Biomass Valorization**. Vol. 10, p. 2487-2496. 2019.
- SPAIN, O.; PLÖHN, M.; FUNK, C. The cell wall of green microalgae and its role in heavy metal removal. *Physiologia Plantarum*. Vol. 173, p. 526-535. 2021.
- SUN, C.; WANG, S.; WANG, W.; HU, X.; YANG, F.; TANG, M. ZHANG, M.; ZHONG, J. Internal nitrogen and phosphorus loading in a seasonally stratified reservoir: Implications for eutrophication management of deep-water ecosystems. **Journal of Environmental Management**. Vol. 319, n. 115681. 2022.
- SUTHERLAND, D. L.; RALPH, P. J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. **Water Research**. Vol. 164, n. 114921. 2019.
- TABASSUM, S. A. A combined treatment method of novel Mass Bio System and ion exchange for the removal of ammonia nitrogen from micro-polluted water bodies. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 378, n. 122217. 2019.
- TATOULIS, T. I.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; AKRATOS, C. S.; PAVLOU, S.; VAYENAS, D. V. Aerobic biological treatment of second cheese whey in suspended and attached growth reactors. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. Vol. 90, p. 2040-2049. 2015.
- TEKERLEKOPOULOU, A. G.; ECONOMOU, CH. N.; TATOULIS, T. I.; AKRATOS, C. S.; VAYENAS, D. V. 8 - Wastewater treatment and water reuse in the food industry. **The Interaction of Food Industry and Environment**. Academic Press. 2020.

- THANOS, D.; MARAGKAKI, A.; VENIERI, D.; FOUNTOULAKIS, M.; E MANIOS, T. Enhanced Biogas Production in Pilot Digesters Treating a Mixture of Olive Mill Wastewater and Agro-industrial or Agro-livestock By-Products in Greece. **Waste and Biomass Valorization**. Vol. 12, p. 135-143. 2020.
- UDAIYAPPAN, A. F. M.; HASAN, H. A.; TAKRIFF, M.S.; ABDULLAH, S. R. S. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 20, p. 8-21. 2017.
- VIEGAS, C.; GONÇALVES, M. Chapter 6 – Treatment of agro-industrial wastes using microalgae. Sustainable Industrial Processes Based on Microalgae. Elsevier. 2024.
- VLADIĆ, J.; JAZIĆ, J. M.; FERREIRA, A.; MALETIĆ, S.; CVETKOVIĆ, D.; AGBABA, J.; VIDOVIĆ, S.; GOUVEIA, L. Application of Green Technology to Extract Clean and Safe Bioactive Compounds from *Tetrademus obliquus* Biomass Grown in Poultry Wastewater. **Molecules**. Vol. 28, p. 2397. 2023.
- WANG, H.; HU, Z.; XIAO, B.; CHENG, Q.; LI, F. Ammonium nitrogen removal in batch cultures treating digested piggery wastewater with microalgae *Oedogonium sp.* **Water Science and Technology**. Vol. 68, p. 269-275, 2013.
- WANG, J.; YANG, H.; WANG, F. Mixotrophic cultivation of microalgae for biodiesel production: status and prospects. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. Vol. 172, p. 3307-3329. 2014.
- WANG, S.-K.; YANG, K.-X.; ZHU, Y.-R.; ZHU, X.-Y.; NIE, D.-F.; JIAO, N.; ANGELIDAKI, I. One-step co-cultivation and flocculation of microalgae with filamentous fungi to valorize starch wastewater into high-value biomass. **Bioresource Technology**. Vol. 361, n. 127625. 2022a.
- WANG, J.; TIAN, Q.; CUI, L.; CHENG, J.; ZHOU, H.; ZHANG, Y.; PENG, A.; SHEN, L. Synergism and mutualistic interactions between microalgae and fungi in fungi-microalgae symbiotic system. **Bioresource Technology**. Vol. 361, n. 127728. 2022b.
- WANG, T.; TAN, S.; MULTILANGI, W.; PLANS, M.; RODRIGUEZ-SAONA, L. Application of infrared portable sensor technology for predicting perceived astringency of acidic whey protein beverage. **Journal of Dairy Science**. Vol. 99, n. 12, p. 9461-9470. 2016.
- WÖSTEN, H. A. B. Filamentous fungi for the production of enzymes, chemicals and materials. **Current Opinion in Biotechnology**. Vol. 59, p. 65-70. 2019.
- WU, H.; MIAO, X. Biodiesel quality and biochemical changes of microalgae *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* in response to nitrate levels. **Bioresource Technology**. Vol. 170, p. 421-427. 2014.
- WU, Q.; GUO, L.; LI, X.; WANG, Y. Effect of phosphorus concentration and light/dark condition on phosphorus uptake and distribution with microalgae. **Bioresource Technology**. Vol. 340, n. 125745. 2021.
- XIAOGANG, H.; JALALAH, M.; JINGYUAN, W.; ZHENG, Y.; LI, X.; SALAMA, S. Microalgal growth coupled with wastewater treatment in open and closed systems for advanced biofuel generation. **Biomass Conversion and Biorefinery**. Vol. 12, p. 1939-1958. 2020.
- YAAKOB, M. A.; MOHAMED, R. M. S. R.; AL-GHEETHI, A.; GOKARE, R. A.; AMBATI, R. R. Influence of Nitrogen and Phosphorus on Microalgal Growth, Biomass, Lipid, and Fatty Acid Production: An Overview. **Cells**. Vol. 10, p. 393. 2021.

- YADAV, G.; SHANMUGAM, S.; SIVARAMAKRISHNAN, R.; KUMAR, D.; MATHIMANI, T.; BRINDHADEVI, K.; PUGAZHENDHI, A.; RAJENDRAN, K. Mechanism and challenges behind algae as a wastewater treatment choice for bioenergy production and beyond. **Fuel**. Vol. 285, n. 119093. 2021.
- YADAV, J. S. S.; BEZAWADA, J.; ELHARCHE, S.; YAN, S.; TYAGI, R. D.; SURAMPALLI, R. Y. Simultaneous single-cell protein production and COD removal with characterization of residual protein and intermediate metabolites during whey fermentation by *K. marxianus*. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. Vol. 37, p. 1017–1029. 2013.
- YANG, L.; LI, H., e WANG, Q. A novel one-step method for oil-rich biomass production and harvesting by co-cultivating microalgae with filamentous fungi in molasses wastewater. **Bioresource Technology**. Vol. 275, p. 35–43. 2019.
- YILDIRIM, A.; İLHAN-AYIŞIĞI, E.; DÜZEL, A.; MAYFIELD, S. P; SARGIN, S. Optimization of culture conditions for the production and activity of recombinant xylanase from microalgal platform. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 197, n. 108967. 2023.
- YU, H.; KIM, J.; RHEE, C.; SHIN, J.; SHIN, S. G; LEE, C; Effects of different pH control strategies on microalgae cultivation and nutrient removal from anaerobic digestion effluent. **Microorganisms**. Vol. 10, p. 357. 2022.
- ZANDONA, E.; BLAŽIĆ, M; JAMBRAK, A. R. Whey Utilization: Sustainable Uses and Environmental Approach. **Food Technology and Biotechnology**. Vol. 59, n. 2. 2021.
- ZHANG, C.; LI, S; HO, S. Converting nitrogen and phosphorus wastewater into bioenergy using microalgae-bacteria consortia: A critical review. **Bioresource Technology**. Vol. 342, n. 126056. 2021.
- ZHANG, G.; LI, Y.; SONG, T.; BAO, M.; LI, Y; LI, X. Improvement in emulsifying properties of whey protein-Rhamnolipid conjugates through short-time heat treatment. **Colloids and Surface B: Biointerfaces**. Vol.181, p.688-95. 2019.
- ZHANG, N.; BAI, Z.; LUO, J.; LEDGARD, S.; WU, Z; MA, L. Nutrient losses and greenhouse gas emissions from dairy production in China: Lessons learned from historical changes and regional differences. **Science of the Total Environment**. Vol. 598, p. 1095-1105. 2017.
- ZHAO, K.; WU, Y. W.; YOUNG, S; CHEN, X. J. Biological Treatment of Dairy Wastewater: A Mini Review. **Journal of Environmental Informatics Letters**. Vol. 4, p. 22-31. 2020.
- ZHAO, Y.; WANG, H.; HAN, B; YU, X. Coupling of abiotic stresses and phytohormones for the production of lipids and high-value by-products by microalgae: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 274, p. 549-556. 2019.
- ZHENG, Q. XU, X.; MARTIN, G.L.O; KETINSH, S.E. Critical review of strategies from CO₂ delivery to large-scale microalgae cultures. **Chinese Journal of Chemical Engineering**. Vol. 26, p. 2219-2228. 2018.
- ZOLFAGHARI, S.; HASHEMI, S. S.; KARIMI, K; SADEGHI, M. Valorization of cheese whey to eco-friendly food packaging and biomethane via a biorefinery. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 366, n. 132870. 2022.
- ZORN, S. M. F.; REIS, C.; SILVA, M. B.; BO, H; CASTRO, H. F. Consortium growth of filamentous fungi and microalgae: Evaluation of different cultivation strategies to optimize cell harvesting and lipid accumulation; **nergies**. Vol. 13, n. 3648. 2020.