



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



LARISSA RODRIGUES MACÁRIO

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DO SORO DO LEITE POR CO-CULTURA
MICROALGA-LEVEDURA**

MACEIÓ
2024

LARISSA RODRIGUES MACÁRIO

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DO SORO DO LEITE POR CO-CULTURA
MICROALGA-LEVEDURA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias Silva.

Co-orientadora: Dra. Francine Pimentel de Andrade

MACEIÓ
2024

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

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

M115t Macário, Larissa Rodrigues.
Tratamento terciário do soro do leite por co-cultura microalga-levedura / Larissa Rodrigues Macário. – 2024.
74 f. : il. color.

Orientador: Carlos Eduardo de Farias Silva.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2024.

Bibliografia: f. 58-74.

1. Soro do leite. 2. *Tetrademus obliquus*. 3. *Saccharomyces cerevisiae*. 4. Tratamento de efluentes. I. Título.

CDU: 66.0:613.287.5

Larissa Rodrigues Macário

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DO SORO DO LEITE POR CO-
CULTURA MICROALGA-LEVEDURA**

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

Aprovada em: Maceió, 21 de março de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS EDUARDO DE FARIAS SILVA**
Data: 21/03/2024 20:41:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente
 **FRANCINE PIMENTEL DE ANDRADE**
Data: 22/03/2024 12:37:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr^a. Francine Pimentel de Andrade (Coorientadora – Pós-Doc/PPGEQ/UFAL)

Documento assinado digitalmente
 **RENATA MARIA ROSAS GARCIA ALMEIDA**
Data: 22/03/2024 11:11:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Documento assinado digitalmente
 **ANA KARLA DE SOUZA ABUD**
Data: 22/03/2024 04:34:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Ana Karla de Souza Abud (UFS)

RESUMO

No Brasil, o soro do leite, um subproduto da produção de queijo, representa um desafio ambiental devido à sua alta carga orgânica. Para tratar esse problema, são empregados processos de biorremediação, incluindo métodos aeróbios (como lodo ativado) e anaeróbios (como digestão anaeróbia) durante o tratamento secundário. Para lidar com contaminantes remanescentes após esses processos, é utilizado o tratamento terciário, no qual as microalgas, combinadas com microrganismos como leveduras, demonstram eficácia na remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, e na redução da demanda química de oxigênio (DQO). Essa abordagem apresenta potencial para mitigar os impactos ambientais associados ao descarte do soro do leite. O estudo teve como objetivo avaliar o tratamento do soro do leite utilizando o co-cultivo de *Tetrademus obliquus* e *Saccharomyces cerevisiae* em um reator coluna de bolhas em batelada aerado com 1,5 vvm e $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Experimentos foram realizados com diferentes concentrações de cargas orgânicas de (300-400, 600-815, 1610 e 3240 mg L^{-1} para DQO, 8-47 para NT e 2,5-2,89, 5-6, 12 e 25 mg L^{-1} para FT) por 7 dias. Os resultados indicaram que o consórcio apresentou maior eficiência de remoção, alcançando eficiências de 94,07% para DQO, 83,61% para nitrogênio total (NT) e 95,18% para fósforo total (FT). Quando a levedura foi usada isoladamente, as eficiências máximas foram de 78,22%, 77,56% e 58,09% para DQO, NT e FT, respectivamente. O crescimento da biomassa no consórcio foi maior do que na levedura em monocultivo com valores entre 72-380 mg L^{-1} , proporcionais as cargas orgânicas utilizadas. Além disso, visando avaliar a influência da relação DQO:N no tratamento do soro do leite, realizou-se a suplementação do efluente com sulfato de amônio, obtendo as relações 25:1 e 12,5:1 de DQO:N, a suplementação de nitrogênio no efluente melhorou o processo, reduzindo o tempo de tratamento de 7 para 3 dias, aumentando o crescimento do lodo microbiano e mantendo o pH mais estável. Esses experimentos adicionais forneceram *insights* valiosos sobre a otimização do processo de tratamento, destacando a importância do equilíbrio nutricional para maximizar a eficiência da biorremediação.

Palavras-Chave: *Tetrademus obliquus*, *Saccharomyces cerevisiae*, tratamento de efluentes, indústria do leite.

ABSTRACT

In Brazil, whey, a byproduct of cheese production, poses an environmental challenge due to its high organic load. To address this issue, bioremediation processes are employed, including aerobic methods (such as activated sludge) and anaerobic digestion during secondary treatment. To deal with remaining contaminants after these processes, tertiary treatment is used, where microalgae combined with microorganisms like yeast demonstrate effectiveness in removing nutrients, especially nitrogen and phosphorus, and reducing chemical oxygen demand (COD). This approach has the potential to mitigate environmental impacts associated with whey disposal. The study aimed to evaluate whey treatment using a co-culture of *Tetrademus obliquus* and *Saccharomyces cerevisiae* in a batch aerated bubble column reactor at 1.5 vvm and $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Experiments were conducted with different concentrations of organic loads (300-400, 600-815, 1610, and 3240 mg L^{-1} for COD, 8-47 for NT, and 2.5-2.89, 5-6, 12, and 25 mg L^{-1} for TP) for 7 days. Results indicated that the consortium exhibited higher removal efficiency, achieving removal efficiencies of 94.07% for COD, 83.61% for total nitrogen (TN) and 95.18% for total phosphorus (TP). When yeast was used, maximum efficiencies were 78.22%, 77.56%, and 58.09% for COD, TN, and TP, respectively. Consortium biomass growth exceeded yeast monoculture, ranging between 72-380 mg L^{-1} , proportional to the organic loads used. Furthermore, to assess the influence of the COD:N ratio on whey treatment, supplementation of the effluent with ammonium sulfate was conducted, obtaining ratios of 25:1 and 12.5:1 of COD:N. This supplementation improved the process, reducing the treatment time from 7 to 3 days, increasing microbial sludge growth, and maintaining more stable the process pH. These additional experiments provided valuable insights into optimizing the treatment process, highlighting the importance of nutritional balance to maximize bioremediation efficiency.

Keywords: *Tetrademus obliquus*, *Saccharomyces cerevisiae*, effluent treatment, dairy industry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Resumo simplificado do mecanismo de interação entre microalgas e leveduras no tratamento de águas residuais.	29
Figura 2 - Imagem de microscópio óptico da microalga <i>T. obliquus</i> LCE-01(A) com aumento de 40x.e da levedura <i>S. cerevisiae</i> (B) com aumento de 100x.	34
Figura 3 - Sistema de Tratamento.	35
Figura 4 – Fluxograma experimental.	36
Figura 5 – Desempenho levedura <i>S. cerevisiae</i> , do co-cultvio <i>T. obliquus</i> – <i>S. cerevisiae</i> e do controle na remoção de DQO ao longo do tempo em diferentes concentrações: 400,11 mg L ⁻¹ (A), 815,4 mg L ⁻¹ (B), 1610,31 mg L ⁻¹ (C) e 3240,39 mg L ⁻¹ (D).	42
Figura 6 – Desempenho <i>S. cerevisiae</i> , do co-cultvio <i>T. obliquus</i> – <i>S. cerevisiae</i> e do controle na remoção de NT ao longo do tempo em diferentes concentrações: 8,54 mg L ⁻¹ (A), 16,79 mg L ⁻¹ (B), 21,83 mg L ⁻¹ (C) e 40,44 mg L ⁻¹ (D).	45
Figura 7 – Desempenho <i>S. cerevisiae</i> , do co-cultvio <i>T. obliquus</i> – <i>S. cerevisiae</i> e do controle na remoção de FT ao longo do tempo em diferentes concentrações: 2,89 mg L ⁻¹ (A), 5,91 mg L ⁻¹ (B), 12,26 mg L ⁻¹ (C) e 25,16 mg L ⁻¹ (D).	46
Figura 8 – Contagem celular do co-cultivo <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i> , da levedura <i>Saccharomyces cerevisiae</i> e do controle ao longo do tempo em diferentes concentrações de DQO: 400,11 mg L ⁻¹ (A), 815,4 mg L ⁻¹ (B), 1610,31 mg L ⁻¹ (C) e 3240,39 mg L ⁻¹ (D).	49
Figura 9 – Produção de biomassa obtida da levedura <i>S. cerevisiae</i> (A) e do consórcio <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i> (B) em diferentes cargas orgânicas do soro do leite.	51
Figura 10 - Controle de pH do co-cultivo <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	52
Figura 11 – Desempenho da remoção de DQO (A), NT (B) e FT (C).	54
Figura 12 - Contagem celular da microalga <i>T. Obliquus</i> (A), da levedura <i>S. cerevisiae</i> (B), e peso seco celular do consórcio <i>T. Obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	55
Figura 13 – Controle de pH do consórcio <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condições de operação dos reatores.....	37
Tabela 2 - Condições de operação dos reatores com diferentes relações DQO:N.	38
Tabela 3 - Caracterização físico-química do soro do leite.	40
Tabela 4 - Valores máximos encontrados na contagem celular nos meios estudados.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS

CSTR – Reator de Tanque com Agitação Contínua
CO₂ – Dióxido de Carbono
COD – Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COMDEMA – Conselho Municipal de Meio Ambiente
DBO – Demanda Biológica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
FAO – Organização para Alimentação e Agricultura
FBR – Fotobiorreator
FT – Fósforo Total
GEE – Gás de Efeito Estufa
GRAS – Considerado como Seguro
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LED – Diodo emissor de luz
LTBA – Laboratório de Tecnologia de Bebidas e Alimentos
N – Nitrogênio
NaCl – Cloreto de Sódio
NH₄⁺ – Amônio
NT – Nitrogênio Total
O₂ – Gás Oxigênio
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
ORPs – Lagoas de Pista Aberta
P – Fósforo
pH – Potencial Hidrogeniônico
PIB – Produto Interno Bruto
rpm – Rotação por minuto
UASB – Manta de Lodo Anaeróbico de Fluxo Ascendente
UHT – Temperatura Ultra-Alta
V/V – Volume por Volume
YPD – Levedura Peptona Dextrose
YPDA – Levedura Peptona Dextrose Agar

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo Geral	12
2.2 Objetivos Específicos	12
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
3.1 Indústria do Leite.....	13
3.2 Produção e Características do Soro do Leite.....	14
3.3 Processos de Tratamento Biológico do Soro do Leite	15
3.4 Microalgas	17
3.4.1 O gênero <i>Tetrademus</i> e alguns exemplos no tratamentos de efluentes	17
3.4.2 Cultivo de Microalgas em Sistema Aberto e Fechado	19
3.4.3 Fotobiorreatores	21
3.4.4 Microalgas no Tratamento de Efluentes.....	22
3.5 Leveduras	24
3.5.1 <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	26
3.5.2 Leveduras no Tratamento de Efluentes	27
3.6 Vantagens da Simbiose de Microalgas e Leveduras	28
3.6.1 Microalgas e Leveduras no Tratamento do Soro do Leite	29
4. METODOLOGIA.....	34
4.1 Espécies de fungos unicelulares e microalgas	34
4.2 Sistemas de tratamento	35
4.2.1 Avaliação do tratamento do soro do leite por levedura, consórcio microalga-levedura e controle.....	36
4.2.2 Avaliação da relação DQO:N para o tratamento do soro do leite pelo consórcio microalga-levedura	37
4.3 Caracterização físico-química	38
5. RESULTADO E DISCUSSÃO.....	40

5.1 Caracterização do soro do leite	40
5.2 Avaliação do tratamento terciário em batelada pela <i>S. cerevisiae</i> e consórcio <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	41
5.2.1 Análises da remoção da demanda química de oxigênio (DQO).....	41
5.2.2 Remoção de nitrogênio total e fósforo total	44
5.2.3 Crescimento celular.....	48
5.2.4 Peso seco celular	50
5.2.5 pH.....	51
5.3 Avaliação da relação DQO:N para o tratamento terciário do soro do leite pelo consórcio <i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	53
6. CONCLUSÃO.....	57
REFERÊNCIAS.....	58

1. INTRODUÇÃO

Com a crescente preocupação em relação à preservação ambiental e à saúde pública, são implementados sistemas de tratamento de águas residuais, como: tratamento preliminar (gradeamento e desarenagem), decantação primária, tratamento secundário (biológico), tratamento terciário e tratamento avançado, (biorremediação; utilização de organismos). Esses sistemas têm como objetivo principal a remoção de poluentes e contaminantes presentes nos efluentes, a fim de garantir a qualidade da água e minimizar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Através do uso de tecnologias e processos de tratamento avançados, esses sistemas desempenham um papel fundamental na promoção da sustentabilidade e na proteção dos recursos hídricos.

Os tratamentos avançados vêm sendo utilizados porque, os processos convencionais de tratamento, têm se mostrado ineficientes ou dispendiosos quando se trata da remoção de nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P), metais tóxicos e metais pesados. Como resultado, esses elementos são liberados nos corpos d'água receptores, da qual a capacidade de autodepuração é insuficiente para lidar com a carga poluente. Portanto, antes do lançamento, esses efluentes requerem um tratamento adequado para garantir a proteção do meio ambiente (Lam et al., 2018; Kumar et al., 2018; Walls et al., 2019).

Nesse cenário, a biorremediação se destaca como uma estratégia amplamente utilizada para a descontaminação de ambientes contaminados por agentes orgânicos. Essa técnica envolve o uso de organismos vivos, como plantas e microrganismos, que têm a capacidade de degradar ou remover poluentes do meio ambiente. A biorremediação é frequentemente empregada em solos e águas contaminadas, onde os biorremediadores são introduzidos para potencializar a taxa de degradação dos contaminantes. Essa abordagem tem se mostrado eficaz na restauração de ecossistemas afetados pela poluição, contribuindo para a recuperação ambiental de forma sustentável (Legramanti, 2022).

Assim, existe um aumento significativo no interesse pela utilização de microalgas no tratamento de águas residuais, devido sua capacidade de remover uma variedade de nutrientes e poluentes presentes nesses efluentes, bem como o potencial de aproveitamento da biomassa residual resultante desse processo (Salama et al., 2017). Embora efluentes industriais, domésticos e agrícolas contenham nutrientes favoráveis ao crescimento das microalgas, altas concentrações de carga orgânica podem inibi-las. Por isso, é comum tratar previamente os efluentes anaerobicamente (tratamento secundário) ou diluí-los para evitar a inibição do crescimento das microalgas (Silva et al., 2019). Sendo este microrganismo muitas vezes

utilizado na etapa de polimento (tratamento terciário) devido sua habilidade de assimilação de nitrogênio e fósforo (Kim et al., 2015).

As microalgas são organismos versáteis que podem prosperar tanto em ambientes aquáticos quanto em efluentes. Seu uso como agentes de remediação ganhou destaque devido à sua capacidade de utilizar diversas fontes de carbono e se adaptou a condições desfavoráveis. O consórcio microalga-levedura tem sido objeto de intensa pesquisa devido sua eficiência na biorremediação, permitindo uma recuperação mais eficaz das microalgas com menor custo. Além disso, os estudos indicam os benefícios desse sistema na remediação de efluentes, uma vez que a interação entre as espécies e o ambiente promove um crescimento sinérgico, aprimorando a remoção de poluentes (Leng et al., 2021; Rosero-Chasoy et al., 2021).

Leveduras representam microrganismos unicelulares do reino Fungi, caracterizados por sua habilidade de converter açúcares em álcool e dióxido de carbono através do processo de fermentação. Esses fungos têm capacidade de modular seu metabolismo tanto em ambientes aeróbicos quanto anaeróbicos. *Saccharomyces cerevisiae*, uma espécie extremamente confiável, é objeto de extenso estudo como uma das espécies eucarióticas mais notáveis, desempenhando um papel fundamental como organismo modelo e sendo sujeito ao programa pioneiro de sequenciamento genético. Sua seleção como biossorvente é atribuída à sua acessibilidade e custo limitado (Pereira, 2019; Cruz, 2021).

A utilização do consórcio entre leveduras e microalgas evidencia-se como uma estratégia eficaz no processo de tratamento de efluentes, especialmente no que se refere à eliminação de cargas orgânicas. A simbiose estabelecida entre leveduras e microalgas fornece diversas vantagens e contribuições significativas para o procedimento de tratamento de efluentes. Além disso, essa abordagem pode resultar na produção de biomassa passível de aplicação em utilizações futuras (Dias et al., 2019; De Andrade et al., 2022).

Dentre o setor que apresenta maior liberação de efluentes com carga poluidora está a indústria de laticínios. O Brasil é um dos principais produtores de leite do mundo, com uma produção anual de mais de 34 bilhões de litros. Essa produção é distribuída em mais de 98% dos municípios do país, com maior concentração em propriedades de pequeno e médio porte. No entanto, o progresso industrial também resulta na geração de uma quantidade significativa de resíduos sólidos e líquidos que precisam ser tratados antes de serem descartados no meio ambiente. Desta forma, é essencial implementar medidas adequadas de tratamento de resíduos para minimizar os impactos ambientais negativos associados à indústria de laticínios (MAPA, 2022).

A indústria de laticínios utiliza grandes quantidades de água em seu processo produtivo, o que resulta na geração de efluentes em volumes expressivos, estimados entre 0,2 e 10 litros por litro de leite processado, e apresentam altas cargas orgânicas. O soro do leite, principal subproduto da indústria de laticínios, apresenta uma alta concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que pode variar entre 25.000 e 120.000 mg DBO L⁻¹, rico em nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Quando esses efluentes são lançados em corpos d'água sem o devido tratamento, causa sérios danos ambientais, como a eutrofização (Ahmad et al, 2019; Akansha et al., 2020; Zkeri et al., 2021).

Nesse contexto, o cultivo do consórcio microalga-levedura utilizando o soro do leite como substrato se mostra como uma opção benéfica, pois permite reduzir o consumo de água doce, diminuir os custos com adição de nutrientes, remover contaminantes e produzir biomassa para a obtenção de biorecursos.

O objetivo deste estudo é avaliar a eficácia do consórcio levedura-microalga de baixo custo na remediação de efluentes, com foco específico no soro do leite, a fim de reduzir a carga de poluentes e atender aos padrões de lançamento estabelecidos para corpos d'água. Através dessa avaliação, pretende-se investigar o potencial do consórcio como uma opção de tratamento sustentável para efluentes da indústria, fornecendo informações importantes sobre sua eficiência na remoção de contaminantes e sua contribuição para a preservação ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar a eficiência na remoção de contaminantes no tratamento terciário de soro do leite utilizando um consórcio microalga-levedura.

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar o desempenho da simbiose microalga-levedura no tratamento terciário do soro do leite em diferentes cargas orgânicas em relação a utilização das monoculturas;
- Avaliar a produção de biomassa durante o período de tratamento;
- Estudar a influência da relação DQO:N no tratamento pela simbiose microalga-levedura.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Indústria do Leite

O consumo de leite e seus derivados desempenham um papel essencial na nutrição humana, sendo reconhecidos por sua composição altamente nutritiva, composta por proteínas de alta qualidade, vitaminas e minerais essenciais. A orientação para a ingestão regular desses produtos visa garantir uma absorção suficiente de cálcio, um nutriente necessário para a formação e preservação da integridade óssea e saúde corporal (Muniz et al., 2018).

O cenário mundial de produção de leite e seus derivados em 2022 foi dominado pela União Europeia, Estados Unidos, Índia, China e Rússia, com produção global estimada em 929,9 milhões de toneladas. O comércio global de derivados lácteos atingiu a marca de 85 milhões de toneladas em 2022, possuindo um aumento de 3,4% em relação ao ano anterior. Apresentando queda em quase duas décadas (FAO, 2023).

A produção total de leite no Brasil em 2022 foi de aproximadamente 34,8 milhões de toneladas. O Sul permanece como a principal região produtora do Brasil pelo segundo ano consecutivo, respondendo por aproximadamente 33,79% de toda a produção nacional de leite. No entanto, a diferença em relação à segunda colocada permanece bastante estreita, com a região Sudeste contribuindo com aproximadamente 33,57% do total. A região Nordeste é a única a evidenciar crescimento percentual em sua participação, atingindo 16,54% para o ano de 2022 e consolidando-se como a terceira maior região na produção de leite. Em contrapartida, as regiões Centro-Oeste e Norte experimentaram pequenas reduções, agora apresentando uma participação de 11,02% e 5,08%, respectivamente (IBGE, 2023).

A produção de leite na região nordestina experimentou um crescimento nos últimos anos, abrangendo diversas áreas, especialmente no leste do Ceará, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. No entanto, em 2022, a produção de leite em Alagoas apresentou uma redução notável, totalizando cerca de 590,7 milhões de litros, representando uma variação de -9,5% em relação a 2021. Apesar dessa queda, o estado alcançou o valor de 1,3 bilhão de reais no último ano, correspondendo a 5,93% do valor da produção nacional e 11,4% da produção de todo o Nordeste. A média de produção por animal diminuiu de 2.407 para 2.196 litros por vaca. Essa queda na produção equivale a aproximadamente 62 milhões de litros a menos em comparação a 2021, marcando o menor volume desde 2019. Contudo, ao considerar a última década, a quantidade total de litros produzidos aumentou em mais de 140%. Municípios como Palmeira

dos Índios, Major Isidoro e Traipu destacam-se na produção total do estado, sendo Dois Riachos um dos três municípios com maior valor arrecadado (IBGE, 2023).

3.2 Produção e Características do Soro do Leite

Ao abordar a produção leiteira na região nordeste, é crucial direcionar nossa atenção para o soro do leite, que emerge como o principal subproduto gerado durante o processo de produção de queijo. Este componente adquire relevância significativa devido à sua natureza como resíduo fundamental nessa cadeia produtiva. O soro do leite, após a especificação da caseína e a separação da gordura, apresenta uma coloração amarelo-esverdeada e é composto por vitaminas como tiamina, riboflavina, vitaminas B6 e B12, e ácido pantotênico. Com aproximadamente 55% de sólidos lácteos, incluindo proteínas solúveis, lactose, vitaminas, minerais e uma pequena quantidade de gordura, o soro do leite desempenha um papel significativo na cadeia produtiva. Classificado como doce ou ácido, o soro do leite doce tem pH entre 6,0 e 6,8 e é proveniente da coagulação do leite por ação enzimática, enquanto o soro ácido, com pH inferior a 6,0, origina-se do processo de coagulação ácida (Alves, 2018; Alves et al., 2014).

De maneira geral, o soro do leite é composto de 93% a 94% de água, 4,4% a 5,0% de lactose e 0,6% a 1,0% de sais minerais, as proporções variam de acordo com seu tipo (soro doce ou soro ácido), os ingredientes utilizados para a coagulação, como o leite foi armazenado e processado e as condições do animal de onde foi extraído (Rad, Lewis, 2014; Mantovani et al., 2015).

No entanto, devido ao teor de matéria orgânica presente no soro de leite, principalmente relacionado à lactose e proteína, sua capacidade poluidora é considerada alta, (DQO 50-102 g L⁻¹ e DBO 27-60 g L⁻¹), cerca de cem vezes superior à das águas residuais domésticas. Sua matéria suspensa total é de cerca de 1,3 a 22,0 g L⁻¹, seu valor de salinidade é relativamente alto e sua condutividade é de cerca de 8 ms cm⁻¹, o que está relacionado aos tipos de NaCl e soro adicionados durante a fabricação do queijo.

Alguns trabalhos citam a utilização do soro do leite como ingredientes para produção de bebidas lácteas, produção de queijo ricota e destinações para alimentação de bovinos e proteína para suplementos (Nunes et al., 2018; Belloli et al., 2020).

O soro de leite abrange considerações relacionadas à responsabilidade ambiental e social. Nesse sentido, é essencial avaliar opções de destino que sejam ecologicamente sustentáveis, culminando em uma melhoria da concessão institucional de empresas, marcas e

produtos perante seus públicos-alvo. No ano de 2020, o Brasil testemunhou uma produção anual de 1,2 milhões de toneladas de queijo, resultando na geração aproximada de 10,8 milhões de toneladas de soro de leite sem destinação, sendo descartados sem o devido tratamento prévio em corpos d'água (BRASIL, 2022).

Diante disso, e devido às regulamentações ambientais, é imperativo instituir procedimentos eficazes para o tratamento antecipado dessa eliminação antes de descartar nossos corpos hídricos. Essas medidas visam não apenas atender às exigências legais, mas também preservar a qualidade ambiental e evitar possíveis impactos adversos nos ecossistemas aquáticos. O tratamento adequado do soro de leite antes do descarte envolve a remoção de substâncias indesejadas, tais como nutrientes em excesso, sólidos em suspensão e outros contaminantes, promovendo a minimização do impacto ambiental associado a essa prática (Moreira et al., 2010; Paula et al., 2011; Carminatti, 2020).

3.3 Processos de Tratamento Biológico do Soro do Leite

O soro do leite é composto por uma variedade de substâncias, como proteínas, lactose, minerais e gorduras. Seu tratamento biológico envolve a utilização de microrganismos, como bactérias e fungos, para degradar e transformar esses compostos. Diversos processos biológicos podem ser trabalhados para tratar o soro do leite, sendo os mais comuns a fermentação láctica, fermentação alcoólica e produção de biomassa. Essas abordagens biológicas são adaptáveis e podem ser ajustadas conforme o produto final desejado, proporcionando uma alternativa eficaz para lidar com essa exclusão agroindustrial e mitigar seus possíveis impactos ambientais. Quando descartado em rios sem tratamento prévio, seu elevado teor de cargas orgânicas pode resultar em diversos problemas, incluindo eutrofização, contaminação biológica e salinização, ocasionando danos prejudiciais à fauna e à flora (Moreira et al., 2010; Paula et al., 2011; Carminatti, 2020).

Apesar de uma parcela do soro do leite ser direcionada a outros processos ou à alimentação animal, uma quantidade relevante ainda descartada irregularmente se apresenta como uma preocupação ambiental significativa. Isso representa um desafio específico para as indústrias de produtos lácteos, especialmente devido à crescente tensão na legislação relacionada ao descarte desse subproduto. De maneira geral, existem dois principais tipos de tratamento que podem ser aplicados nesse efluente. O processo biológico pode variar em complexidade, enquanto o tratamento físico-químico envolve diversas técnicas com o objetivo

de reduzir a carga poluente e recuperar compostos de alto valor agregado (Prazeres; Carvalho; Rivas, 2012).

O estudo da via anaeróbia emerge como uma alternativa para os desafios enfrentados por indústrias de pequeno e médio porte ao implementar reatores aeróbios. A digestão anaeróbia, reconhecida por sua capacidade de degradar matéria orgânica mesmo em temperatura ambiente, destaca-se pela rápida retenção hidráulica. Na digestão anaeróbia, particularmente para efluentes desse tipo, o processo ocorre em condições mesofílicas, a uma temperatura variando entre 35 e 37°C. No decorrer da remediação, a ação das proteases na quebra de proteínas gera produtos como polipeptídios, amônia e aminoácidos. No entanto, nem todas as proteínas são facilmente degradadas pelos microrganismos. Os métodos de tratamento físico-químico, além de visarem a redução da carga poluente, turvação e a quantidade de sólidos suspensos no soro do leite, também buscam recuperar compostos de alto valor agregado, como a lactose e as proteínas. Essa abordagem não apenas contribui para a melhoria da qualidade ambiental, mas também promove a recuperação de componentes perigosos presentes no efluente (Prazeres; Carvalho; Rivas, 2012).

O uso de microalgas em tratamentos de efluentes apresenta diversas vantagens, destacando-se a remoção de nutrientes, produção de biomassa, redução de carbono orgânico, produção de oxigênio, biorremediação, eficiência energética. De maneira geral, sistemas abertos são constituídos por lagoas naturais e artificiais, que utilizam a luz solar e o dióxido de carbono atmosférico. Apesar das inúmeras vantagens associadas a esses sistemas, é primordial levar em consideração as condições locais, a sazonalidade, as características do efluente e outros fatores para melhorar sua eficácia em aplicações específicas de tratamento de águas residuais. Esses sistemas também se destacam por apresentarem uma baixa relação entre a área iluminada e o volume dos tanques de cultivo, sendo, na contemporaneidade, responsáveis pela maior parcela da produção de biomassa (Elia et al., 2023).

Pesquisadores têm usado várias microalgas para tratar efluentes de laticínios. A utilização de águas residuais de laticínios para o cultivo de microalgas é vantajoso para diminuir a utilização de água doce, reduzindo o custo de adição de nutrientes, remoção de nitrogênio e fósforo e produção de biomassa a partir de recursos biológicos, como combustível ou subprodutos com um valor alto (Choi, 2016).

3.4 Microalgas

As microalgas formam uma classe de microrganismos unicelulares e fotossintéticos. Podem ser procariontes, já que não apresentam núcleo individualizado, essas espécies classificam-se como cianobactérias. Da mesma forma as microalgas podem ser eucariontes, isto é, possuem estrutura celular com um único núcleo. Vivendo em corpos d'água ao redor de todo o planeta, esses organismos realizam a fotossíntese usando a luz como fonte de energia. O uso de microalgas em tratamentos de efluentes apresenta diversas vantagens, destacando-se a remoção de nutrientes, produção de biomassa, redução de carbono orgânico, produção de oxigênio, biorremediação, eficiência energética (Malinoski, 2018; Bennouna, 2020; Kasvi, 2020).

As microalgas, organismos de fácil adaptação aos ambientes aquáticos, têm atraído a atenção dos cientistas devido sua capacidade de controlar de forma eficaz os gases poluentes na atmosfera como uma alternativa para combater o efeito do aquecimento global. Sua relevância pode ser observada ao compará-las às florestas tropicais devido à menor necessidade de espaço para produção de biomassa (Malinoski, 2018).

As estruturas de microalgas exercem a fotossíntese como modo de sobrevivência, acumulando biomoléculas. Por serem nutrientes completamente naturais, têm sido usados como uma escolha sustentável aos alimentos e podem ser trocados por insumos de origem animal, tornando-se formidáveis invasores do meio ambiente. Em outras palavras, pode ser considerado um produto orgânico, de fácil cultivo e que não requer manuseio complicado. As microalgas são capazes de serem cultivadas em sistema fechado e sistemas de cultivo aberto (*raceway*), onde, os organismos se multiplicarão para produzir biomassa que pode ser coletada de forma simples, passar por processos de secagem e encapsulamento ou ser aplicada na indústria (Sansuy, 2021).

3.4.1 O gênero *Tetrademus* e alguns exemplos no tratamentos de efluentes

Organismos pertencentes a diferentes linhagens no âmbito da família *Scenedesmaceae* são frequentemente empregados na remoção de nutrientes de águas residuais. Este conjunto engloba espécies capazes de sobreviver tanto em ambientes pobres quanto em ambientes ricos em nutrientes e algumas dessas espécies têm uma capacidade de reduzir as concentrações de nutrientes no meio para níveis bastante baixos (Rugnini et al., 2019).

Além disso, microalgas verdes, incluindo algumas *Scenedesmaceae*, que se desenvolvem em águas contaminadas por metais, têm se mostrado altamente eficientes na remoção de metais de soluções aquosas (Rugnini et al., 2019). Uma das espécies da família *Scenedesmaceae* é a *Tetradesmus obliquus* (anteriormente designada como *Scenedesmus obliquus* ou *Acutodesmus obliquus*) é dividida no grupo Chlorophyceae (Clorófitas ou algas verdes) (Carreres et al., 2017). Este gênero tem sido utilizado no tratamento de efluentes, porém, enfrenta desafios devido à diversidade de características, incluindo os diversos tipos de efluentes agroindustriais e industriais. Teoricamente, um efluente com concentrações elevadas de proteínas e fósforo, associado a uma concentração moderada de DQO (tipicamente mais restritivo ao crescimento das microalgas, mas suscetível ao consumo devido à capacidade mixotrófica.), pode criar um ambiente propício ao desenvolvimento dessas microalgas, oferecendo potencial para tratamento (Silva et al., 2019).

Ma et al. (2020), conduziram um estudo utilizando o *Tetradesmus obliquus* PF3 para o tratamento de esgoto municipal não estéril (DQO = 267 ± 7 mg L⁻¹, TN = 43 ± 2 mg L⁻¹, TP = $4,9 \pm 0,2$ mg L⁻¹ e pH = $7,8 \pm 0,1$) em fotobiorreatores de coluna fabricados em plexiglass. Os fotobiorreatores mantiveram uma intensidade de luz superficial constante de cerca de 6.000 lx, temperatura controlada a 25 ± 1 °C, densidade celular inicial em torno de 1×10^7 células mL⁻¹, e foram suplementados com 0,038% e 10% de CO₂, durante 5 dias. Verificou-se que o esgoto foi purificado com maior eficácia na remoção de DQO ($90 \pm 3\%$), TN ($93 \pm 3\%$) e TP ($99 \pm 0\%$) na condição com 10% de suplementação de CO₂, em comparação com a suplementação de 0,038% de CO₂ (ar), que resultou em taxas de remoção de DQO: $65 \pm 2\%$, TN: $81 \pm 1\%$ e TP: $95 \pm 0\%$, respectivamente.

De Andrade et al. (2023), examinaram o potencial da microalga *Tetradesmus obliquus* no tratamento de águas residuárias de laticínios (soro do leite: DQO = $52,886$ mg L⁻¹, NT = $1,563$ mg L⁻¹, PT = $663,5$ mg L⁻¹, pH = $6,33 \pm 0,5$) em um sistema aberto. O estudo incluiu diferentes concentrações de soro de leite (0,5, 1, 2 e 4% v/v) esterilizado e intensidades de luz (25, 50, 100 e 200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), com uma concentração inicial de inóculo de aproximadamente 50 mg L⁻¹ de peso celular seco. O pH foi controlado diariamente e ajustado entre 8 e 8,5, mantendo a temperatura ambiente (30–35 °C), de forma constante, durante 14 dias. O peso celular seco (lodo microbiano) variou entre 200 e 600 mg L⁻¹. O aumento da concentração de soro demonstrou ter um impacto positivo na capacidade de remoção de DQO em termos de quantidade removida, atingindo taxas de remoção de até 80%, embora seja mais eficiente trabalhar com até 1% de soro diluído. Maiores taxas de remoção de NT (83-94%) e PT (quase 100%) foram obtidas em intensidades de luz mais elevadas (100 e 200 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e

concentrações mais baixas de soro de leite (0,5 e 1%). O teor de nitrogênio e fósforo na biomassa variou entre 4–11% e 0,5–1,4% (peso celular seco), respectivamente.

Salazar et al. (2023), conduziram o cultivo da microalga *Tetrademus obliquus* utilizando águas residuais provenientes de uma estufa hidropônica comercial, com concentrações iniciais de $[N-NO_3^-]$ de $235,02 \pm 0,29 \text{ mg L}^{-1}$ e $[P-PO_4^{3-}]$ de $8,79 \pm 0,04 \text{ mg L}^{-1}$, e pH de 7,7. O experimento foi realizado em um reator tubular de 65 L, operado em modo descontínuo, equipado com 5 luzes LED vermelhas e azuis, proporcionando uma intensidade média de aproximadamente $320 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ PPFD, e submetido a um fotoperíodo de 17:7h (claro:escuro). Cada ensaio foi inoculado com uma cultura de 4 L de *Tetrademus obliquus*, correspondendo a um peso seco inicial (PS) de aproximadamente $0,2 \text{ g L}^{-1}$. Durante o cultivo, foi mantido um pH constante de 7,5, controlado por injeção automática de CO_2 , ao longo de 20 dias. No terceiro dia, a cultura acumulou um peso seco (DW) de $1,25 \pm 0,02 \text{ g L}^{-1}$ e atingiu 100% de eficiência na remoção de $P-PO_4^{3-}$. Nos dias subsequentes, a cultura continua a crescer, alcançando 100% de eficiência na remoção de $N-NO_3^-$ no oitavo dia. A partir deste ponto, a cultura prosseguiu seu crescimento até alcançar a fase estacionária no 20º dia, acumulando um peso seco máximo de $6,2 \pm 0,03 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente.

3.4.2 Cultivo de Microalgas em Sistema Aberto e Fechado

O cultivo de microalgas para aplicações biotecnológicas tem se mostrado promissor, destacando-se pelos componentes valiosos presentes nesses organismos. Além da reprodução em meio autotrófico ou heterotrófico, as microalgas são alternativas como sistemas abertos ou fechados. Essa classificação é relevante, uma vez que as microalgas têm a capacidade única de ajustar sua atividade metabólica de acordo com as condições do meio, sendo exemplos notáveis de sistemas abertos como lagoas tipo pista e tanque (Lehmuskero, Chauton e Boström, 2018).

Embora os sistemas abertos se destaquem por sua eficiência na produção de biomassa e custos mais baixos em comparação aos sistemas fechados (Acién et al., 2017), é essencial considerar os desafios associados aos reatores abertos. Um problema comum é a contaminação por outras espécies, como algas, bactérias ou predadores, podendo comprometer o cultivo de microalgas (Bani et al., 2021). Nesse contexto, mesmo sendo menos econômico, o emprego de um sistema fechado oferece a vantagem da previsão do cultivo de uma diversidade ampliada de espécies de microalgas (Nwoba et al., 2020).

Vários sistemas estão disponíveis para cultivo de microalgas, as suas principais diferenças são os custos de operação e fabricação, o percentual de crescimento celular e as

dificuldades do sistema. Os sistemas abertos envolvem uma estratégia mais comum, pois se baseiam no crescimento natural em lagoas. Entre as vantagens desse tipo de sistema destacam-se o benefício da luz natural e os baixos custos de investimento e operação. No entanto, esse sistema é afetado pelas condições ambientais e climáticas (Bennouna, 2020).

De maneira geral, sistemas abertos são constituídos por lagoas naturais e artificiais, que utilizam a luz solar e o dióxido de carbono atmosférico. Apesar das inúmeras vantagens associadas a esses sistemas, é essencial levar em consideração as condições locais, a sazonalidade, as características do efluente e outros fatores para melhorar sua eficácia em aplicações específicas de tratamento de águas residuais. Esses sistemas também se destacam por apresentarem uma baixa relação entre a área iluminada e o volume dos tanques de cultivo, sendo, na contemporaneidade, responsáveis pela maior parcela da produção de biomassa. Tais sistemas, embora menos produtivos, ainda são os mais escolhidos devido aos menores custos de instalação e manutenção, mostrando diversidades de formas e tamanhos viáveis, de modo que é o mais utilizado. Uma vez que a construção de tanques abertos não requer materiais transparentes, uma ampla variedade de materiais pode ser usada. Esses tanques também são relativamente fáceis de manter, pois o biofilme que se acumula nas superfícies pode ser limpo livremente. Há, também, o benefício de menor investimento e menor necessidade de energia para que haja a mistura e uso da energia solar. No entanto, a principal desvantagem dos sistemas abertos é que a água evapora a uma taxa semelhante à das culturas terrestres e sendo mais vulneráveis a contaminação por espécies indesejáveis (Pignati et al., 2017; Behera et al., 2018; Baldev et al., 2018; De Andrade et al., 2022).

Os problemas mais associados aos sistemas abertos são falta de controle de temperatura, baixa produtividade de biomassa, necessidade de cultivo em grandes áreas e competição de microalgas com outras espécies ou parasitas. Nos sistemas abertos acontecem três tipos de processos: (1) lagoas rasas sem agitação; (2) lagoas redondas; e (3) lagoas de pista de corrida. A escolha vai depender do tipo de espécie a ser cultivada, do clima e dos custos de terra e de água necessários para o cultivo (Lam et al., 2018).

Por sua vez, os sistemas fechados têm menos contato com o ambiente externo associado ao tanque. Sistemas fechados, referem-se à exposição relativamente baixa ao ambiente externo em relação aos sistemas abertos, frequentemente utilizados para produção em larga escala, produzindo produtos com alto valor comercial. As vantagens comparativas desses sistemas em relação aos sistemas abertos envolvem maior produtividade de biomassa da microalga, melhor controle das condições hidrodinâmicas, a possibilidade de controle das condições de cultivo, redução do risco de contaminação microbiana indesejável, além de limitar o consumo de água

e apresentar alta capacidade de fixação de CO₂ (Tebbani, 2014; Mondal et al., 2017; De Azeredo, 2012).

No entanto, as principais desvantagens em relação ao sistema aberto são o alto custo de operação, manutenção e instalação, e alto consumo de energia (Yin et al., 2020). Dependendo da geometria dos compartimentos ao redor da cultura, os fotobiorreatores para cultura de biomassa microalgal podem ser classificados como tubulares (vertical ou horizontal), planares, fotobiorreatores agitados, colunas de bolhas e fotobiorreatores *airlift*, sendo os tubulares mais aplicados em escala insdustrial (Mondal et al. 2017; Li et al. 2019).

3.4.3 Fotobiorreatores

Um biorreator é um dispositivo que oferece um ambiente físico e químico conforme a produção de compostos de valor associado por meio da atividade catalítica de enzimas ou das vias metabólicas de microorganismos, como fungos e bactérias. Eles têm aplicações no tratamento de efluentes e em vários processos bioquímicos. Existem processos de desnitrificação, remoção de corantes de águas residuais da indústria têxtil, remoção de compostos fenólicos, oxidação de nitrito a nitrato, oxidação biológica de minerais, produção de enzimas celulolíticas por fermentação, produção de lípidos a partir de culturas de microalgas, insumo para produção de biocombustíveis, e dentre outros. A configuração do fotobiorreator é um fator importante na determinação da produtividade da biomassa e do potencial de remoção de poluentes das microalgas (Luo et al., 2017).

Conforme avança, os fotobiorreatores passam por modificações para melhorar o desempenho e aumentar a produtividade das microalgas. Essas adaptações levam à consideração dos sistemas de mistura em fotobiorreatores, os quais se dividem em duas categorias: não mecânicos (tubulares, colunas de bolhas ou transporte de ar) e mecânicos (lagoas ou tanques agitados com canais de ar) (Pires et al., 2017). Dentre os fotobiorreatores que apresentam maiores benefícios operacionais estão os de coluna de bolha, que têm como vantagens principais a transferência de massa satisfatória e alta área superficial em relação ao volume, fornecendo alto consumo de CO₂, controle de temperatura e transferência de massa (Nwoba et al., 2020).

Reatores de colunas de bolhas são grupos multifásicos nos quais a transferência de massa e/ou calor pode ocorrer através de duas fases, uma fase líquida contínua e uma fase gasosa dispersa, sendo capaz de envolver partículas sólidas suspensas na fase líquida. Por meio de diversas aplicações ocorrem transformações químicas, envolvendo uma ou mais reações

químicas nas fases atuais. Um reator de coluna de bolha, consiste basicamente em uma coluna equipada com um distribuidor que insere bolhas de gás (fase dispersa) na fase líquida (fase contínua) presente na coluna, fazendo com que o líquido se mova. Tais dispositivos são usados em várias indústrias e processos assim como reações de oxidação, reações de alquilação, tratamento de efluentes, reações de fermentação, etc (Santos, 2005).

A mistura nesse tipo de sistema é essencial para a conservação produtiva, pois pode impedir a entrada de corpos estranhos no sistema e auxiliar na limpeza do reator. A limpeza do fotobiorreator é importante para evitar a geração de biofilmes nas paredes do reator por influenciar na passagem e reduzir o risco de contaminação do sistema (Acién et al., 2017). Em condições ideais de mistura, a limpeza de um fotobiorreator é possível de ser melhorada se a superfície interna do sistema for lisa, ou seja, menos áspera, e não tiver muitos canais ou canais internos (Solimeno et al., 2017).

3.4.4 Microalgas no Tratamento de Efluentes

Paralelamente, é importante destacar que o tratamento biológico é uma tecnologia recomendada para a remoção de compostos orgânicos em águas residuais, graças sua boa eficiência e baixos custos de operação. O tratamento de águas residuais é uma necessidade crucial, e a incorporação de novas tecnologias tem favorecido esse processo, como exemplificado pelo uso de biomassa de microalgas para o tratamento de efluentes (Kube, Fan e Roddick, 2021).

As microalgas representam uma opção promissora no âmbito do tratamento biológico, graças à sua eficácia em remover nutrientes e transformá-los em biomassa. Também, certas espécies de microalgas apresentam capacidade de extração de metais pesados, compostos de nitrogênio e outras substâncias químicas presentes em efluentes. Estudos destacam o potencial das microalgas verdes na remoção eficiente desses contaminantes, devido à notável capacidade de absorção de nutrientes e à produção elevada de biomassa. Essa perspectiva promissora abre portas para sua implementação em processos de tratamento de efluentes (Mujtaba et al., 2017; Ramos e Pizarro, 2018; Hesni et al., 2020).

As microalgas possuem uma variedade de elementos funcionais, incluindo peptídeos, carboidratos, lipídios, pigmentos, vitaminas e minerais, onde, demonstram possuir uma diversidade de benefícios. Assim, as microalgas têm atraído atenção considerável por suas potenciais aplicações em vários campos, como medicina, aquicultura, suplementação nutricional animal e humana, produção agrícola e bioenergia. Nas últimas décadas, a captura

de carbono usando microalgas vem sendo considerado uma das tecnologias mais indispensáveis e bem-sucedidas do mundo (Alami et al., 2021).

Ecologicamente, as microalgas apresentam capacidade de realizar a biorremediação de efluentes, normalmente aqueles originados de atividades domésticas, industriais, agrícolas e aquícolas. A presença desses contaminantes nos corpos d'água pode acarretar diversos danos ambientais, sendo a eutrofização um dos impactos notáveis (Diniz et al., 2017).

Fontoura et al. (2017), analisaram a capacidade da microalga *Scenedesmus* de remover poluentes. Cultivado em efluente de curtume os acúmulos introdutórios de nitrogênio amoniacal, fósforo e DBO foram de 343 mg L⁻¹, 6,6 mg L⁻¹ e 4000 mg L⁻¹. As culturas foram realizadas em frascos de 1000 mL sob condições de diferentes concentrações de águas residuais, entre 20% e 100%, com intensidade de luz diferentes que varia entre 80 e 200 μmol fótons m⁻² s⁻¹, e um ciclo diurno 12:12h, onde, a aeração foi mantida por 24 dias em temperatura ambiente (25°C) o borbulhando ar comprimido de 1 L min⁻¹ através do fundo do frasco. A cultura mostrou um ápice de concentração de biomassa de 900 mg L⁻¹ e máxima remoção de nitrogênio amoniacal de 85,63%, fósforo de 96,78% e DQO com 80,33% na concentração de 88,4 % e intensidade luminescente de 182,5 μmol fótons m⁻² s⁻¹. Uma eficiência melhor de biomassa de 200,5 mg L⁻¹ dia⁻¹ foram vistos em uma intensidade de luz de 200 μmol fótons m⁻² s⁻¹ e de água residuária de 60%. Em experimentos com a mesma intensidade de luz, ocorreu um acréscimo na concentração de águas residuais que teve como resultado em melhorias de biomassa, com o aumento da taxa exata e um aumento da eficácia de biomassa. A conduta inclusive foi vista em testes com a mesma quantidade de efluentes e maiores intensidades de luz. Altas taxas de remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo amoniacal estiveram sendo vistas em ensaios com maiores concentrações de efluente (88,4% e 100%), além dos ensaios com maior intensidade de luz com 200 μmol fótons m⁻² s⁻¹. A alta concentração de esgoto e intensidade de luz tiveram efeitos positivos na remoção de DQO.

Galès et al. (2019), citam que desenvolveram estudos sobre o cultivo de microalgas em circunstâncias externas utilizando águas residuais municipais em lagoas com altas concentrações de algas. Como consequências os resultados apresentaram que a purificação da água por meio do consumo de matéria orgânica por bactérias (*Bacteroidia*, *Bacilli* e *Clostridia*, amoebozoa e nematoides) heterotróficas, nematóides e amebas que vivem nas águas residuais é um pré-requisito para o rápido crescimento das microalgas. Juntamente com as bactérias, as microalgas contribuem para o consumo completo de amônia. A disputa que resulta por amônio NH₄⁺ aumentará os níveis de eficácia de retirada de carbono orgânico dissolvido por bactérias e remoção de fosfato PO₄³⁻ por microalgas.

Fernández et al. (2019), as microalgas ganham destaque como uma matéria-prima promissória em diversas aplicações. Porém, o custo de produção tem sido um grande obstáculo para sua adoção em larga escala, exigindo o desenvolvimento de novas tecnologias para um cultivo mais eficiente. Nessa condição, os autores propõem a integração da produção de microalgas com o tratamento de efluentes, apresentando uma opção viável para aumentar significativamente a produção de biomassa de microalgas e reduzir os custos associados a esse processo.

A pesquisa sobre o consórcio levedura-microalga abrange diversas áreas, como o tratamento de efluentes residuais e a produção de bioetanol, lipídios, biodiesel e a conversão de vinhaça (Dias et al., 2019; Walls et al., 2019; Rivas et al., 2020; e Barcia et al., 2020).

Rivas et al. (2020) aprofundaram-se no estudo da cultura simbiótica de microalgas e leveduras, destacando a eficácia da cocultura do sistema na remoção de emissão inorgânica em correntes de águas residuais, evidenciado pelos resultados obtidos no fotobiorreator (PBR) de a 24° C, com fotoperíodo de 12h de escuro, e uma intensidade de 100 $\mu\text{mol f\acute{o}tons.m}^2.\text{s}^{-1}$, resultando em uma concentração final de biomassa de 1,68 gL^{-1} e de lipídios em 0,2903 gL^{-1} (inicialmente a concentração de biomassa foi de 0,1 gL^{-1}).

3.5 Leveduras

Microrganismos unicelulares, as leveduras, apresentam um ótimo crescimento em pH neutro, embora possam ocorrer em faixas de pH entre 2,5 e 8,5. Destacam-se pela eficiência na remoção de matéria orgânica, além de possuírem a capacidade de crescimento e produção de lipídios e outras fontes de carbono, como monossacarídeos, aminoácidos, álcoois e polissacarídeos. A possibilidade de cultivo em escala comercial é um fator condicionante para a utilização de leveduras como remediadores, uma vez que possuem uma taxa de crescimento rápida (Dias et al., 2019;; Karim et al., 2021).

As leveduras podem ser classificadas de acordo com sua morfologia e fisiologia e possuem classificações biológicas e taxonômicas dentro do domínio: *Eukarya*; Reino: *Fungi*; Filo: *Ascomycota*; Classe: *Saccharomycetes*; Ordem: *Saccharomycetes*; Família: *Saccharomycetes*; Gênero: *Saccharomyces*. A *Saccharomyces cerevisiae* se reproduzem assexuadamente por brotamento, ou gemulação, em que o núcleo é encolhido e parte dele, juntamente com outras organelas, entram no broto (Rodriguez, 2021).

A levedura é um microrganismo facultativo, isto é, tem a capacidade de ajustar seu metabolismo tanto em ambientes aeróbicos quanto anaeróbicos (Cruz, 2021). Existem

microrganismos mesófilos com temperaturas excelentes para o crescimento estabelecida entre 26-35°C (Góes-favoni et al., 2018).

As leveduras são organismos eucarióticos, podendo ser saprófitas ou parasitas, que utilizam carbono orgânico como fonte de energia. São fungos unicelulares não filamentosos, com formato esférico ou oval (Tortora, Funke, Case, 2012). Estes organismos têm uma vasta gama de aplicações biotecnológicas, na indústria da fermentação (vinho, cerveja, pão), química (enzimas, pigmentos), farmacêutica (vacinas, probióticos, hormonas), tecnologia ambiental (biorremediação, biocontrolo e bioabsorção de metais, reutilização em subprodutos industriais) e pesquisa (biologia celular, molecular, bioquímica e genética) (Heising et al., 1994; Walker, 1998; Belém e Lee, 1998).

As leveduras do gênero *Kluyveromyces* se destacam na fabricação de enzimas por utilizarem a lactose como demanda de carbono e por serem consideradas GRAS (Generally Recognized As Safe, do português geralmente reconhecido como seguro), torna-se uma alternativa para alimentícia (Júnior, 2004; Alves, 2018). Para este fim, substratos que são a base de lactose podem ser usados na fermentação da levedura *K. marxianus*, e efluentes lácteos, de modo que o permeado de soro de leite. É um resíduo produzido durante a ultrafiltração do soro de leite e bastante contaminante com alta DQO e DBO de 50 a 102 g L⁻¹ e 30 a 50 g L⁻¹, respectivamente, necessitando de tratamento com um alto custo para posterior utilização no tratamento ambiental (Andrade; Martins, 2002; Baldasso et al., 2009; Prazeres et al., 2012; Andrade et al., 2015).

No que diz respeito na reprodução, a levedura é possível se reproduzir de forma assexuada ou sexuada. Primeiramente, a célula-mãe forma um broto, que se desliga e produz células-filhas para formar pseudo-hifas, no método denominado brotamento ou divisão da levedura e produção de duas novas células iguais, por fissão (Tortora, Funke, Case, 2012). Em compensação, a levedura não consegue se dividir adequadamente devido a estressores, ocorre a esporulação e a conjugação da mitose e a meiose (Martins, 2005).

Estas são apenas algumas das leveduras mais proeminentes, e existem muitas outras espécies com diferentes características e aplicações. A escolha da levedura depende do propósito específico, seja na produção de alimentos, na pesquisa científica ou em aplicações industriais. *Candida albicans* (esta levedura é uma parte normal da flora microbiana do corpo humano); *Cryptococcus neoformans* (este fermento pode causar infecção pulmonar em indivíduos imunocomprometidos); *Pichia pastoris* (é frequentemente usada na expressão de proteínas recombinantes e em pesquisas biotecnológicas); *Yarrowia lipolytica* (esta levedura é conhecida por sua capacidade de metabolizar lipídios e é estudada para aplicações em

biotecnologia, incluindo a produção de biodiesel); *Kluyveromyces lactis* (é usado na produção de alimentos fermentados e na expressão de proteínas recombinantes) e *Saccharomyces cerevisiae* (é utilizado na fermentação de alimentos e bebidas, como pão, cerveja e vinho). Também desempenha um papel significativo em pesquisas científicas e biotecnologia (Silva e Bertucco, 2016; Cruz, 2021).

3.5.1 *Saccharomyces cerevisiae*

A levedura *Saccharomyces cerevisiae* é amplamente conhecida e estudada como uma das espécies de organismos eucarióticos mais conhecidos do mundo. Ela desempenha um papel significativo como um modelo celular e foi alvo do primeiro programa de sequenciamento genético. Sua escolha como organismo biossorvente deve-se ao seu baixo custo de aquisição e fácil disponibilidade. Essa levedura tem sido usada há vários anos na produção de alimentos e bebidas, sem histórico associado a efeitos adversos reiterados na saúde humana, animal e meio ambiente. Além disso, sua fácil manipulação permite que seja preparada em temperatura ambiente, dependendo da aplicação específica (Fiori, 2013).

O uso da biomassa da levedura *Saccharomyces cerevisiae* em processos de biossorção tem sido amplamente difundido, em grande parte devido às suas características compatíveis, como facilidade de transporte, manejo e cultivo, alto rendimento e custo baixo. Outro aspecto relevante que contribui para um maior interesse em pesquisas de biossorção com essa biomassa é a sua capacidade de reutilização após ser esgotada na indústria tornando-a uma opção econômica e ecologicamente sustentável (Pereira, 2019).

Segundo Santos (2018), a levedura precisa de uma fonte de carbono para energia, e o meio deve ser fonte de algumas vitaminas, nitrogênio, ferro, cobre, enxofre, fósforo, etc. *Saccharomyces cerevisiae* é uma levedura que na verdade não se beneficia da proteína do meio, nem tem capacidade metabólica para utilizar o nitrogênio na forma de nitrato (somente como amônia, amidas ou aminas). Os açúcares mais essenciais utilizados por *Saccharomyces cerevisiae* como fontes de carbono são galactose, glicose e frutose (monossacarídeos) e sacarose e maltose (dissacarídeos), de maneira que a fonte de nitrogênio é capaz de beneficiados aos aminoácidos asparagina, glutamina, glutamato ou amônio (Cruz, 2021).

Kumar et al. (2022) conduziram uma investigação examinando abordagens para o tratamento de águas residuais provenientes da indústria de laticínios empregando microalgas. Um dos consórcios investigados envolvendo a associação da microalga *Scenedesmus abundans* com a levedura *Saccharomyces cerevisiae*. Os resultados alcançados alcançaram uma redução

de 41,7% de nitrogênio total, 60,9% de fósforo total, 83% de demanda química de oxigênio (DQO) e 90% de demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

3.5.2 Leveduras no Tratamento de Efluentes

Leveduras, microrganismos unicelulares pertencentes ao reino dos fungos, são amplamente reconhecidas por seu papel na fermentação, produção de alimentos e na indústria de bebidas alcoólicas. No entanto, o seu potencial no tratamento de efluentes tem ganho reconhecimento crescente. As ofertas oferecem diversas abordagens e estratégias para o tratamento eficaz de efluentes (Wang et al., 2020).

Leveduras no tratamento de efluentes aborda a importância do tratamento eficaz de efluentes industriais e domésticos para a preservação ambiental e a saúde pública. O aumento da poluição da água e a conscientização ambiental crescente ressaltam a necessidade de métodos de tratamento mais eficientes e sustentáveis. Nesse contexto, as leveduras têm surgido como uma alternativa promissora, devido à sua notável capacidade de adaptação metabólica e tolerância a ambientes desafiadores (Li et al., 2020).

Um aspecto notável das leveduras é sua capacidade de remover substâncias inorgânicas, incluindo metais pesados como chumbo, cádmio e cobre, bem como compostos orgânicos tóxicos. As paredes desses microrganismos celulares possuem grupos funcionais que facilitam a adsorção de contaminantes, tornando os fermentos eficazes na descontaminação de efluentes, destacando a eficácia da levedura *Saccharomyces cerevisiae* na remoção de íons metálicos de efluentes industriais (Li et al., 2020).

A engenharia genética de leveduras permite a modificação genética para a produção de enzimas específicas que desempenham um papel importante na manipulação de compostos orgânicos persistentes encontrados em efluentes. Essa abordagem oferece uma estratégia altamente específica e eficaz para o tratamento de toxinas complexas. A engenharia genética de leveduras tem demonstrado grande potencial na produção de enzimas externas para a manipulação de compostos orgânicos (Morone et al., 2019).

O tratamento de efluentes complexos provenientes de diversas indústrias, como farmacêutico, papel e celulose e têxtil, frequentemente envolve a presença de substâncias prejudiciais. As leveduras se destacam como uma solução eficaz para lidar com essa complexidade devido à sua notável capacidade de enfrentar uma ampla variedade de substâncias químicas. Onde, apresentaram evidências concretas da eficácia dos fermentos no tratamento de efluentes industriais complexos (Kumar et al., 2022).

3.6 Vantagens da Simbiose de Microalgas e Leveduras

A cultura em suspensão de microalgas tem sido amplamente utilizada no tratamento de águas residuais. No entanto, a biomassa, que responde por 60% a 90% da DBO do ambiente, precisa ser separada. A coleta dessas culturas é considerada um processo demorado e caro devido aos custos de energia. A possibilidade promissora que predomina esta circunstância é o sistema de cultivo de microalgas imobilizadas (Zhuang et al., 2018; Karagoz et al., 2019).

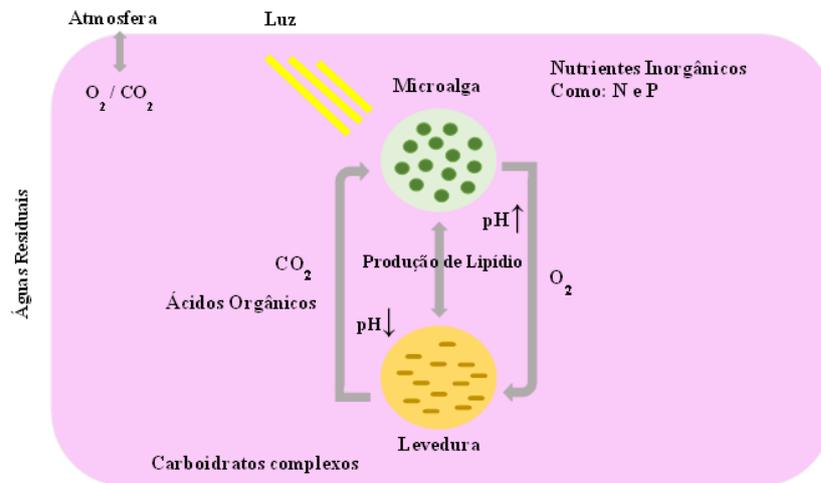
Biofilmes de microalgas são formações de uniões de microrganismos interconectados, principalmente algas, cianobactérias e bactérias heterotróficas, que crescem em simbiose na presença de um substrato sólido. Os métodos que usam células imobilizadas podem reduzir os custos de cultivo, visto que requerem menores volumes de reação, onde, aumentam a produtividade do reator, facilitam a separação da biomassa no meio e permitem operações de cultivo mais longas (Ting et al., 2017; Moreno et al., 2019).

Dessa maneira, os consórcios de microalgas-leveduras se destacam como uma abordagem promissora no tratamento de efluentes, aproveitando a capacidade das microalgas de realizar fotossíntese para gerar oxigênio, ao passo que as leveduras consomem o gás carbônico por meio da respiração. Esse processo contribui para um aumento na produção de lipídios e biomassa (Dias et al., 2019; De Andrade et al. 2022).

A biomassa com alto teor de lipídios derivada do consórcio microalgas-leveduras abre caminho para a produção de produtos de alto valor, como o biodiesel. Esse processo é aprimorado pela capacidade de floculação de algumas leveduras, o que facilita a recuperação da biomassa, resultando em economia nos custos de colheita. A Figura 1 ilustra a eficiência na retenção de microalgas pelas leveduras.

Nesse contexto, os pesquisadores propõe o mecanismo de simbiose mutualística entre microalgas e leveduras, abordando a troca de metabólitos primários, cofatores, hormonais e a formação de microambientes físicos específicos. Ao escolher a combinação desses microrganismos, é importante considerar as condições de cultivo, incluindo as diferentes preferências de pH das microalgas e das leveduras, que podem ser controladas com o uso de tampões. Além disso, é importante fornecer carbono orgânico na quantidade adequada para garantir a produção de lipídios de alta qualidade, evitando excessos que prejudicam o crescimento das microalgas (Ashtiani et al., 2021; De Andrade et al. 2022).

Figura 1 - Resumo simplificado do mecanismo de interação entre microalgas e leveduras no tratamento de águas residuais.



Fonte: Adaptado de De Andrade, 2022.

Contudo, o contato entre as cooperativas podem estar condicionadas à presença de diversos tipos de microrganismos formando consórcios, como é o caso dos consórcios de microalgas e leveduras. Essa combinação é frequentemente utilizada no tratamento de águas residuais, reduzindo a dependência de suprimentos externos de oxigênio e dióxido de carbono, ao mesmo tempo em que promove a assimilação de nutrientes pela biomassa e a mitigação das emissões de CO₂ na atmosfera, especificamente em sistemas de tratamento aberto. Vários estudos indicam que o crescimento das microalgas pode ser um fator limitante para alcançar uma eficiência significativa na remoção de nutrientes e toxinas, como nitrogênio e fósforo, quando cultivados junto com microrganismos contaminantes do ambiente natural. Porém, é possível estimular o crescimento das algas. Em sistemas abertos de tratamento, é de suma importância manter um controle adequado da população microbiana durante o processo de remoção de matéria orgânica. Isso exige uma gestão cuidadosa dos parâmetros nutricionais, ambientais e operacionais (Silva et al. 2019; De Andrade et al. 2022).

3.6.1 Microalgas e Leveduras no Tratamento do Soro do Leite

No momento atual, os pesquisadores estão usando vários tipos de microalgas para tratar efluentes de laticínios. A utilização de águas residuais de laticínios para cultivo de microalgas tem a vantagem de minimizar o uso de água doce, reduzindo o custo de adição de nutrientes, remoção de nitrogênio e fósforo e produção de biomassa a partir de recursos biológicos como combustível ou subprodutos de alto valor (Choi, 2016).

As microalgas são distintas por produzir oxigênio e efetivamente remover nutrientes como nitrogênio e fósforo dos efluentes. Sob outro ponto de vista, como esses microrganismos crescem lentamente, e a remoção de matéria orgânica é baixa e são necessários tempos de incubação mais longos para atingir altas concentrações de biomassa e lipídios, apesar que possam usar heterótrofos. Contudo, a levedura oleaginosa é uma escolha eficiente para a remoção de matéria orgânica e produção de lipídios de águas residuais. Dessa forma, o consórcio microalga-levedura é uma opção que permite perspectivas para o tratamento de efluentes, utilizando o oxigênio produzido pela fotossíntese da microalga, pela levedura e o dióxido de carbono produzido pela respiração da microalga pela levedura, aumentando assim o rendimento de lipídios e biomassa (Dias; Santos; Reis; Silva, 2019).

Em que, uma outra limitação está relacionada ao carbono orgânico, que tem que ser oferecido ao sistema em quantidade suficiente para certificar a produção de lipídios com um qualidade melhor, mas isso não é crítico porque o excesso de metabólitos primários, como ácidos e etanol, pode danificar a evolução da microalga (Padrin, et al., 2021).

A microalga *Tetradismus obliquus* de água doce, antes conhecida como *Scenedesmus obliquus* ou *Acutodesmus obliquus*, é integrante da família *Chlorophyceae* – *Chlorophyceae* ou algas verdes, (Carreres et al., 2017). É uma categoria que vem sendo utilizado no tratamento de efluentes, mas ainda tem um longo caminho a percorrer devido às suas características, isto é, a diferença de efluentes agrícolas e industriais. Em hipótese, o efluente com alto teor de proteína e fósforo e concentração moderada de DQO que geralmente tem um efeito inibitório mais forte sobre as microalgas, mas pode ser consumido por nutrientes misturados e talvez seja um ambiente benéfico para o crescimento de microalgas e podendo ser tratado (Silva et al., 2019).

Segundo Ferreira et al. (2018), que exercitaram a serventia de *Tetradismus obliquus* em remover nutrientes de outros efluentes de laticínios e indústrias urbanas. A remoção de nutrientes para nitrogênio, fósforo e DQO variou de 95-100%, 63-99% e 48-70%. Uma eficiência maior de biomassa de 1025 mg L⁻¹ d⁻¹ ocorreu no meio contendo efluente. A biomassa completamente criada tinha um alto teor de proteína 31-53%, acompanhado de 12-36% de carboidratos e 8-23% de lipídios.

O tratamento de efluentes com microalgas possuem desvantagens, onde, a principal delas é a dificuldade e/ou inibição do crescimento desses microrganismos em efluentes com alta DQO/DBO, onde é utilizado no máximo cerca de 5000 mg L⁻¹ de DQO. É bem conhecido que a maioria dos efluentes industriais, domésticos e agrícolas contém grandes quantidades de fontes de carbono, nitrogênio e fósforo, o que os torna ambientes propícios para o desenvolvimento de microalgas, e tornando-se indispensáveis objetivos do tratamento de

efluentes é reduzir a DQO e outros nutrientes e compostos orgânicos. Portanto, quando a DQO e as concentrações de nutrientes nos efluentes são altas, essas águas residuais geralmente são tratadas anaerobicamente ou devidamente diluídas para evitar a inibição do crescimento de algas devido às altas taxas de DQO (Silva et al., 2019).

Assunção (2014), foram analisadas as leveduras *Saccharomyces cerevisiae*, *S. boulardii* e *K. marxianus*, com o propósito de cultivar suas biomassas utilizando permeado de soro de queijo após um processo de 30 horas. Os resultados revelaram expressivas reduções na Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 69,31%, 97,67% e 83,53% para *Saccharomyces cerevisiae*, *S. boulardii* e *K. marxianus*, respectivamente. Essas reduções correspondem a concentrações iniciais de 164.550 mg O₂.L⁻¹ para *S. cerevisiae*, 214.250 mg O₂.L⁻¹ para *S. boulardii* e 125.500 mg O₂.L⁻¹ para *K. marxianus*, alcançando concentrações finais de 50.500 mg O₂.L⁻¹, 5.000 mg O₂.L⁻¹ e 20.675 mg O₂.L⁻¹, respectivamente. No que diz respeito à produção de biomassa, os valores obtidos foram de 16,54 g.L⁻¹, 30,58 g.L⁻¹ e 21,12 g.L⁻¹ para *Saccharomyces cerevisiae*, *S. boulardii* e *K. marxianus*, respectivamente.

3.7 O Papel das Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) na Adequação aos Padrões Legais Ambientais

A legislação ambiental desempenha um papel fundamental na proteção e preservação dos recursos naturais e ecossistemas. Estabelecendo normas, diretrizes e medidas para evitar danos ao meio ambiente, ela promove o desenvolvimento sustentável e responsabiliza os infratores. Por meio de leis, decretos e regulamentos, a legislação ambiental aborda uma ampla gama de questões, desde a conservação da biodiversidade até o controle da poluição, gestão de resíduos, proteção de áreas protegidas e uso sustentável dos recursos naturais. A aplicação efetiva dessas leis é fundamental para garantir a qualidade de vida das presentes e futuras gerações, além de mitigar os impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente (Severo et al., 2021.).

Os padrões de lançamento efluentes na União Europeia (UE) são determinados de acordo com a norma estabelecida pela Diretiva UE 1998/15/CE de 1998, nos quais os limites máximos e taxa de remoção mínimas para os parâmetros de DQO, NT e FT são de 125 mg L⁻¹ e 75%, 10-15 mg L⁻¹ e 70-80%, 1-2 mg L⁻¹ e 80%, respectivamente.

No contexto brasileiro, embora não haja uma definição nacional do valor máximo permitido para a concentração de DQO em relação ao padrão de lançamento estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) na resolução n° 430 de 2011, que trata das

condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos d'água, alguns estados determinam condições e padrões de lançamento mediante demonstração técnica e conformidade com os requisitos vigentes, como nos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul.

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 8 de 2022 estabelece um valor máximo para a DQO de 180 mg L^{-1} e eficiência de redução de 80%, com média anual igual ou superior a 85%.

O Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio de Janeiro, com base na Resolução CONEMA n° 90 de 2021, define, entre outros parâmetros de padrões de lançamento para estações de tratamento de esgoto sanitário que recebem lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos, o valor máximo dos níveis de DQO de 180 mg L^{-1} , 4 mg L^{-1} de Fósforo Total e 20 mg L^{-1} de Nitrogênio Amoniacal Total para lançamento em corpo hídrico lótico, 1 mg L^{-1} de Fósforo Total e 10 mg L^{-1} de Nitrogênio Amoniacal Total nos casos em que o lançamento ocorrer em corpos lênticos, o monitoramento do parâmetro nitrogênio total não é exigido.

No Rio Grande do Sul, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) determina na resolução n° 128 de 2016 os padrões de lançamento de efluentes conforme a vazão de descarte, no qual os teores de DQO variam de 150 mg L^{-1} para vazão máxima de $10.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ a 400 mg L^{-1} para vazão menor que $20 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, para Fósforo uma concentração máxima de 1 a 4 mg L^{-1} para vazões de até $10.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e $100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, respectivamente, e um valor máximo 20 mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal.

Para adequação de lançamento do efluente no meio ambiente segundo as legislações ambientais, as estações de tratamento de efluentes (ETEs) geralmente seguem quatro etapas principais no processo de tratamento de águas residuais, descritas a seguir.

A primeira etapa é o pré-tratamento, onde os efluentes passam por processos preliminares para remover materiais grosseiros e sólidos sedimentáveis, como pedras, areia e plásticos, que poderiam danificar equipamentos posteriores. Em seguida, vem o tratamento primário, que envolve a remoção de sólidos suspensos e parte da matéria orgânica através de processos físicos como sedimentação e flotação. Durante essa fase, os sólidos sedimentáveis são separados para formar lodo primário, enquanto os óleos e gorduras são removidos da superfície. O tratamento secundário, também conhecido como tratamento biológico, é a terceira etapa, onde a matéria orgânica dissolvida e suspensa é reduzida usando processos biológicos aeróbios, como lodos ativados e filtros biológicos. Nesta etapa, os microrganismos consomem a matéria orgânica transformando-a em produtos mais estáveis. Por fim, o tratamento terciário, opcional, visa remover poluentes residuais não tratados adequadamente anteriormente, como

nutrientes e micropoluentes. Métodos comuns incluem filtração avançada, adsorção em carvão ativado e desinfecção, utilizando cloro, ozônio ou radiação ultravioleta, garantindo a qualidade da água antes do seu descarte (Sperling, 2007; Mohsenpour et al., 2021). Uma alternativa biotecnológica e sustentável para o tratamento terciário consiste no emprego de microalgas, as quais se destacam em virtude de sua capacidade fotossintética. Tal capacidade permite a conversão de energia em biomassa, bem como a assimilação de nitrogênio (N) e fósforo (P) presentes no esgoto sanitário. Além disso, as microalgas apresentam a capacidade de reduzir simultaneamente a emissão de dióxido de carbono (CO_2) e de gerar esgoto tratado com elevada concentração de oxigênio dissolvido, contribuindo para a melhoria da qualidade da água nos corpos receptores (De Wilt et al., 2016).

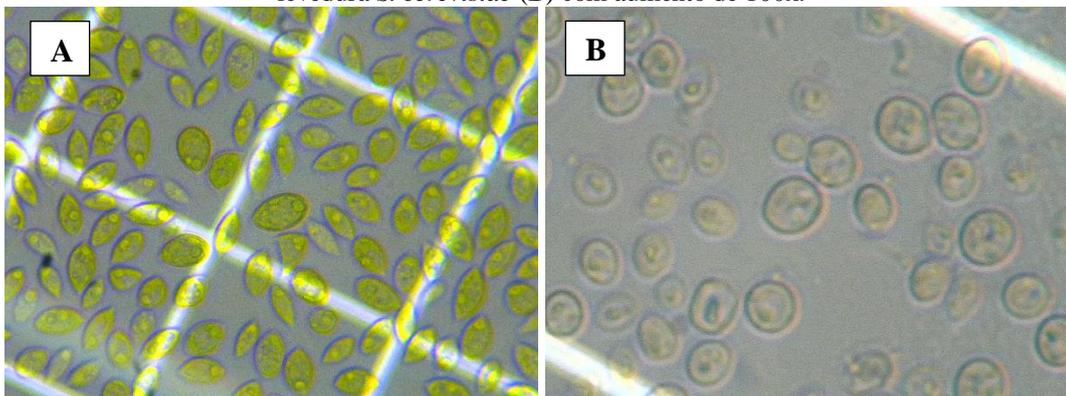
4. METODOLOGIA

No primeiro momento, consistiu na coleta do efluente de soro do leite, produto oriundo do queijo coalho, gerado por uma indústria localizada no município Batalha – Alagoas, em setembro de 2022. Após a concessão, o soro foi submetido a um processo inicial de filtração, através de papel de filtro qualitativo para a remoção de partículas sólidas de maior envergadura e centrifugação (centrífuga ACB Labor Dry-Bloch), a 3500 rpm por 15 min. para remover apenas a parte líquida solúvel. Por fim, o efluente resultante foi congelado a uma temperatura entre -18 e -12°C. A carga poluidora foi quantificada através da experiência dos critérios de demanda química de oxigênio (DQO) (mg N L^{-1}), nitrogênio total (mg N L^{-1}) e fósforo total (mg P L^{-1}), nas instalações do Laboratório de Bioprocessos (LABIO), localizado no Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas.

4.1 Espécies de fungos unicelulares e microalgas

Neste estudo a espécie de microalga selecionada foi a *Tetradismus obliquus* LCE-01 (Figura 3). A cultura da microalga foi mantida em meio sólido contendo ágar nutriente esterilizado à 121 °C, 1 atm por 15 min em autoclave (Kasvi®) (Rippka et al., 1979). A levedura utilizada foi *Saccharomyces cerevisiae*, obtida comercialmente (Fleischmann), esta foi ativada previamente no meio YPD (extrato de levedura, peptona e dextrose) e em seguida para o meio YPDA (extrato de levedura, peptona, dextrose e Agar) para favorecer o seu crescimento. Após seu crescimento, durante um período médio de 10 dias, os esporos foram coletados por uma solução estéril para formar a suspensão de esporos, a qual teve sua concentração determinada a partir do procedimento de contagem em câmara de Neubauer.

Figura 2 - Imagem de microscópio óptico da microalga *T. obliquus* LCE-01(A) com aumento de 40x e da levedura *S. cerevisiae* (B) com aumento de 100x.



Fonte: Autora, 2024.

4.2 Sistemas de tratamento

O sistema de tratamento adotado neste estudo foi composto por frascos de vidro cilíndricos *Drechsel* com capacidade de 500 mL (diâmetro externo de 60 mm), utilizados para simular as condições de um reator de coluna de bolhas. Cada frasco foi preenchido com um volume útil de 400 mL. Nos ensaios com microalgas, foi aplicada iluminação artificial constante ao sistema, utilizando um Plafon LED de 25W com temperatura de cor de 6500K. A intensidade luminosa foi medida utilizando um radiômetro modelo Delta Ohm 2302.0 e foi mantida em $100 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A aeração contínua foi realizada utilizando um compressor modelo JEBO 660, com vaz\u00e3o de 2 L min^{-1} , Figura 4.

Figura 3 - Sistema de Tratamento.



Fonte: Autora, 2024.

O desenvolvimento da parte experimental desse estudo foi realizado em etapas. Em todas elas foram utilizadas o efluente real (soro do leite) com cargas org\u00e2nicas diferentes, as quais foram estabelecidas por estudos anteriores que avaliaram a toxicidade da carga org\u00e2nica presente nesse substrato com rela\u00e7\u00e3o a microalga. O pH desses meios foi ajustado conforme a necessidade do microrganismo utilizado, desta forma para a levedura e o cons\u00f3rcio microalga-levedura o pH foi conservado entre 7 e 7,5, sendo controlado diariamente.

Figura 4 – Fluxograma experimental.



Fonte: Autora, 2024.

4.2.1 Avaliação do tratamento do soro do leite por levedura, consórcio microalga-levedura e controle

Foram utilizadas quatro concentrações de carga orgânica do soro do leite (400,11; 815,04; 1610,32 e 3240,39 mg L⁻¹) esterilizado a 121 °C, 1 atm por 15 min em autoclave. Essas concentrações foram determinadas com base em estudos prévios que avaliaram a toxicidade da carga orgânica presente nesse substrato em relação à microalga *Tetradismus obliquus*. O pH dos meios de cultura foram ajustado de acordo com as necessidades específicas dos microrganismos utilizados. Para a levedura e o consórcio microalga-levedura, o pH foi mantido entre 7 e 7,5 e foi monitorado diariamente para garantir condições ótimas de crescimento. Não houve ajuste de pH para os controles. Todos os ensaios foram realizados durante 7 dias com coletas de amostras a cada 24 horas.

A análise do desempenho da levedura *Saccharomyces cerevisiae* na remediação do soro do leite foi realizada com o propósito de avaliar sua habilidade de adaptação e remoção de matéria orgânica e nutrientes. Para esse propósito, as leveduras foram inoculadas em todas as cargas orgânicas do soro do leite (cinco alçadas de leveduras foram adicionadas).

Para a sequência experimental, foram utilizados as espécies de microrganismos *Saccharomyces cerevisiae* e *Tetradismus obliquus* em consórcio (cinco alçadas de cada espécie), para avaliar o efeito sinérgico entre as espécies no tratamento do soro do leite.

Realizaram-se ensaios de controle utilizando as mesmas cargas orgânicas e condições experimentais, com o intuito de avaliar de forma eficaz a contribuição da presença da *Saccharomyces cerevisiae* e da *Tetrademus obliquus* no tratamento, uma vez que o sistema operava em um ambiente aberto. A tabela 1 mostra de forma resumida as condições de operação dos reatores.

Tabela 1 - Condições de operação dos reatores.

Inóculo	Reator	DQO Inicial (mg L ⁻¹)	NT Inicial (mg L ⁻¹)	FT Inicial (mg L ⁻¹)
Controle	CC1	400,11 ± 2,47	8,54 ± 0,07	2,89 ± 0,00
	CC2	815,04 ± 12,35	16,79 ± 0,14	5,91 ± 0,00
	CC3	1610,32 ± 4,94	21,83 ± 0,03	12,26 ± 0,05
	CC4	3240,39 ± 39,52	40,44 ± 0,04	25,16 ± 0,01
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	CL1	400,11 ± 2,47	8,54 ± 0,07	2,89 ± 0,00
	CL2	815,04 ± 12,35	16,79 ± 0,14	5,91 ± 0,00
	CL3	1610,32 ± 4,94	21,83 ± 0,03	12,26 ± 0,05
	CL4	3240,39 ± 39,52	40,44 ± 0,04	25,16 ± 0,01
<i>Tetrademus obliquus</i> - <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	CML1	400,11 ± 2,47	8,54 ± 0,07	2,89 ± 0,00
	CML2	815,04 ± 12,35	16,79 ± 0,14	5,91 ± 0,00
	CML3	1610,32 ± 4,94	21,83 ± 0,03	12,26 ± 0,05
	CML4	3240,39 ± 39,52	40,44 ± 0,04	25,16 ± 0,01

Fonte: Autora, 2024.

4.2.2 Avaliação da relação DQO:N para o tratamento do soro do leite pelo consórcio microalga-levedura

O soro utilizado na etapa anterior apresentava uma relação DQO:N de 50:1. Como foi verificado que concentração de nitrogênio foi limitante na eficiência do tratamento, principalmente na remoção de DQO, o soro foi suplementado com sulfato de amônio nas proporções DQO:N de 25:1 e 12,5:1, como mostra a tabela 2.

Com base nos resultados da etapa descrita no tópico 4.2.2, foram escolhidas duas concentrações de carga orgânica do soro do leite (299,78 e 586,33 mg L⁻¹) esterilizado a 121 °C, 1 atm por 15 min em autoclave. O pH foi mantido entre 7 e 7,5 e foi ajustado diariamente para garantir condições ótimas de crescimento. Todos os ensaios foram realizados durante 4 dias com coletas de amostras a cada 24 horas.

Tabela 2 - Condições de operação dos reatores com diferentes relações DQO:N.

Inóculo	Reator	DQO Inicial (mg L ⁻¹)	NT Inicial (mg L ⁻¹)	FT Inicial (mg L ⁻¹)
<i>Tetradismus</i>	CML1 - 25:1	299,78 ± 17,63	11,99 ± 0,02	2,47 ± 0,02
<i>obliquus</i> -	CML1 - 12,5:1	299,78 ± 17,63	22,57 ± 0,03	2,54 ± 0,06
<i>Saccharomyces</i>	CML2 - 25:1	586,33 ± 22,04	18:34 ± 0,01	5,17 ± 0,15
<i>cerevisiae</i>	CML2 - 12,5:1	586,33 ± 22,04	46,91 ± 0,04	5,09 ± 0,05

Fonte: Autora, 2024.

4.3 Caracterização físico-química

Os efluentes foram caracterizados utilizando-se principalmente três parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT). Uma alíquota de 50 mL foram coletados diariamente, centrifugados a 3500 rotações por minuto (rpm) por 15 minutos, com o objetivo de separar a fase sólida (lodo microbiano) da fase líquida.

Em seguida, principalmente para a determinação da DQO, as amostras foram filtradas em filtros de seringas de 0,45 e 0,22 µm, respectivamente, para eliminar eventualmente sólidos que pudessem não ter sido eficientemente removidos na centrifugação e que afetassem essa análise.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi determinada pelo método de digestão com dicromato com posterior leitura em espectrofotômetro (Shimadzu, UV-mini 1240) a 600 nm. O nitrogênio total foi analisada pelo método Kjeldahl, que consiste na digestão da amostra com ácido sulfúrico concentrado e mistura catalítica (sulfato de sódio, sulfato de cobre e selênio) para nitrogênio total (TECNAL, TE007 MP, bloco digestor), seguido de destilação e coleta em ácido bórico 4% (TECNAL, TE-0363, destilador de nitrogênio) e titulação com HCl 0,01N. A concentração de fósforo total foi determinada pelo método do ácido ascórbico com leitura em espectrofotômetro a 706 nm (Shimadzu, UV-mini 1240) (AOAC, 2002). O peso seco celular foi realizado com a fase sólida resultante do processo de centrifugação.

Para isso, a amostra foi seca a 105 °C por duas horas ou até peso constante em estufa de secagem (MedClave). A relação da massa final seca e o volume utilizado da amostra determinou a concentração de lodo obtida.

Para a contagem de células de microalgas e leveduras, utilizou-se a câmara de Neubauer, o qual envolveu a diluição da amostra para obter uma concentração celular adequada. Em seguida, uma alíquota conhecida dessa diluição foi adicionada à câmara de Neubauer, onde as células foram distribuídas uniformemente em quadrantes específicos. Usando um microscópio

óptico com objetiva de aumento de 40x, as células foram contadas em 5 sub-quadrantes da câmara, 4 dos cantos e o central. A concentração celular total foi calculada com base no número de células contadas e nas dimensões conhecidas das áreas de contagem da câmara de Neubauer.

Para determinar o pH, uma porção da amostra foi transferida para um Becker e, em seguida, medida com um pHmetro previamente calibrado utilizando tampões pH 4,0 e pH 7,0. O pHmetro foi operado de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante (marca TECNAL). Os ajuste dos pH foram realizados com NaOH 0,1 N e HCl 0,1 N.

5. RESULTADO E DISCUSSÃO

Uma abordagem biotecnológica e sustentável para o tratamento terciário envolve o emprego de microalgas, destacadas pela sua capacidade fotossintética, que permite a conversão de energia solar em biomassa e a assimilação de nitrogênio e fósforo presentes na água residual.

Na presente seção, os resultados do estudo foram dispostos em uma ordem sequencial. Primeiramente, foi realizada a caracterização físico-química do efluente. Em seguida, foram discutidos os experimentos conduzidos, abordando a eficiência de remoção dos contaminantes na etapa de polimento (tratamento terciário). Também foi estudado a influência da limitação de nitrogênio no tratamento, no qual realizou-se a suplementação de NT obtendo diferentes relações de DQO:N.

5.1 Caracterização do soro do leite

O soro do leite, subproduto altamente poluente da indústria de laticínios, mostra quantidades significativas de compostos orgânicos. A Tabela 3, apresenta os dados obtidos a partir da caracterização do soro do leite utilizado nesse trabalho em comparação com dados obtidos da literatura. Foram observados altos teores de DQO, assim como dos nutrientes essenciais para o metabolismo microalgal, Nitrogênio e Fósforo. É importante ressaltar que as diferenças observadas dos valores obtidos devem-se, provavelmente, ao tipo de processamento, fonte da matéria-prima, fatores agronomicos, entre outros.

Tabela 3 - Caracterização físico-química do soro do leite.

Tipo do soro	DQO (mgL⁻¹)	NT (mg L⁻¹)	FT (mg L⁻¹)	pH	Referências
Soro de queijo	80.762,87 ± 9,18	1373,72 ± 1,67	602,84 ± 0,02	3,48	Este trabalho
Soro de queijo	57.861,56 ± 1432,76	1.157,23 ± 28,65	506,75 ± 1,52	3,52	
Soro de queijo	87.442,38 ± 2.695,12	1518,50 ± 21,0	601,32 ± 4,98	6,19	De Andrade, 2019
Soro de queijo	147.000 ± 7.000,0	805 ± 48,0	400 ± 20,0	5,26	Salati et al., 2017
Soro de queijo	68,600 ± 3300,0	1120 ± 10,0	500 ± 1,8	4,9 ± 0,27	Saddoud et al., 2007

Fonte: Autora, 2024.

5.2 Avaliação do tratamento terciário em batelada pela *S. cerevisiae* e consórcio *T. obliquus* - *S. cerevisiae*

A fim de estimar a carga poluidora, os parâmetros de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (FT), foram avaliados antes e durante o processo de tratamento, seguindo as etapas metodológicas descritas.

5.2.1 Análises da remoção da demanda química de oxigênio (DQO)

O soro do leite foi analisado utilizando cargas orgânicas de $400,11 \pm 2,47 \text{ mg L}^{-1}$, $815,04 \pm 12,35 \text{ mg L}^{-1}$, $1610,32 \pm 4,94 \text{ mg L}^{-1}$ e $3240,39 \pm 39,52 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente. Como mostra a Figura 5, notou-se que no sistema de controle, os valores residuais de DQO foram de $225,25 \pm 1,98 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC1), $523,60 \pm 9,88 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC2), $1017,56 \pm 14,82 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC3) e $1975,85 \pm 19,76 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC4). A porcentagem de remoção nesse sistema foi de 43,70%, 35,76%, 36,81% e 39,02%, respectivamente.

Ao utilizar exclusivamente a levedura *Saccharomyces cerevisiae*, foram obtidos valores de DQO residual de $146,21 \pm 3,95 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL1), $245,01 \pm 1,98 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL2), $350,71 \pm 7,41 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL3) e $785,40 \pm 2,47 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL4), com taxas de remoção de 63,46%, 69,94%, 78,22% e 75,76%. A levedura é um microrganismo heterotrófico que depende do carbono orgânico como sua principal fonte de energia. Embora as taxas de remoção tenham sido relativamente elevadas, durante o processo, a levedura pode ter sido submetida a fatores estressantes, como a acidez do meio, contaminação bacteriana ou a presença de leveduras não *Saccharomyces*, o que pode ter limitado a remoção completa (Pacheco, 2010).

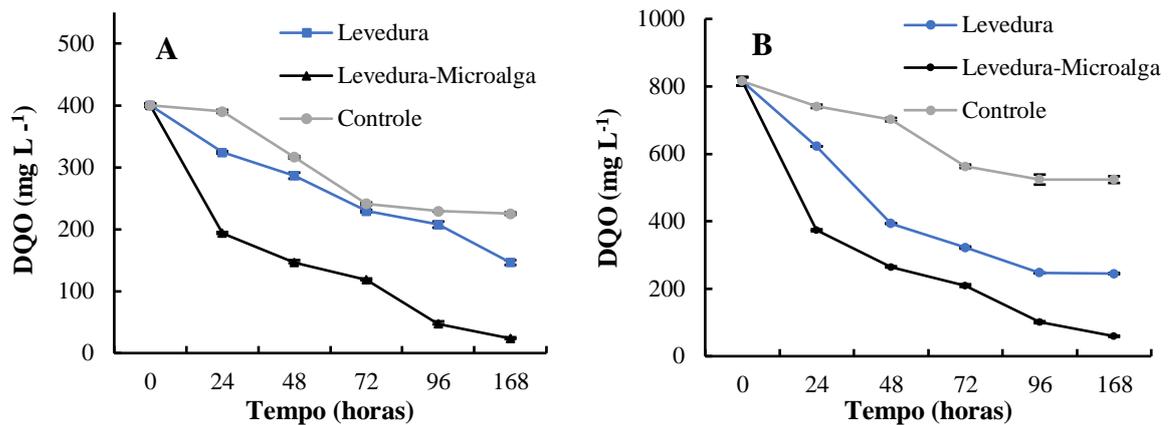
Os resultados alcançados para a DQO residual no sistema de consórcio levedura-microalga foram: $23,71 \pm 1,98 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML1), $59,28 \pm 1,98 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML2), $361,58 \pm 4,94 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML3) e $563,12 \pm 4,94 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML4). Esses valores representam uma taxa de remoção de 94,07%, 92,73%, 77,55% e 82,62% respectivamente.

Os resultados referentes à remoção de DQO indicam que o consórcio microalga-levedura apresenta uma eficiência superior em comparação levedura e controle. Essa observação é coerente com a expectativa, considerando que a simbiose beneficia ambos os microrganismos. Os teores de DQO no permeado de soro de leite fermentado foram determinados como $121,5 \text{ g L}^{-1}$. Após um período de fermentação de 5h, houve uma redução de 41.105 g L^{-1} . Em concordância com a pesquisa de Burlani et al. (2014), a fermentação do permeado com *K. marxianus* e *K. lactis* durante 24h resultou em uma redução de DQO de 133,8

g L⁻¹ para 49,5 g L⁻¹, representando uma redução de 63%. Kumar et al. (2022), realizou um estudo utilizando um co-cultivo de *Saccharomyces cerevisiae* e *Scenedesmus abundans* para tratar um efluente com concentração inicial de DQO de 68.000 ± 720.082 mg L⁻¹. Os resultados mostram uma remoção de 83,15 ± 0,2% para DQO, com uma concentração final de 344,1 ± 2,3 mg L⁻¹ após o tratamento.

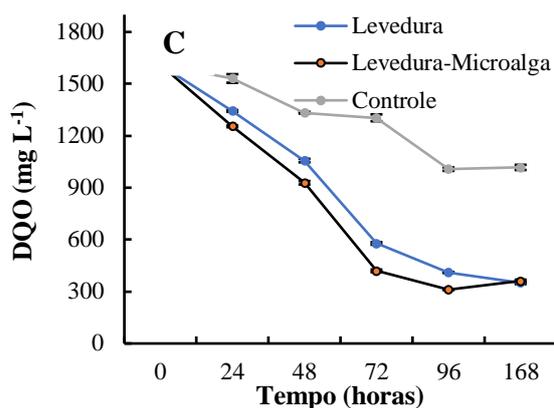
Observa-se que esses resultados apontam para uma redução gradual do efluente, uma vez que, mesmo após o período de análise, a carga poluidora ainda estava elevada. Portanto, o tratamento com microrganismos especializados é a abordagem mais viável, mostrando que o consórcio entre a microalga-levedura obteve o melhor desempenho do controle na remoção de DQO.

Figura 5 – Desempenho levedura *S. cerevisiae*, do co-cultivo *T. obliquus* – *S. cerevisiae* e do controle na remoção de DQO ao longo do tempo em diferentes concentrações: 400,11 mg L⁻¹ (A), 815,4 mg L⁻¹ (B), 1610,31 mg L⁻¹ (C) e 3240,39 mg L⁻¹ (D).

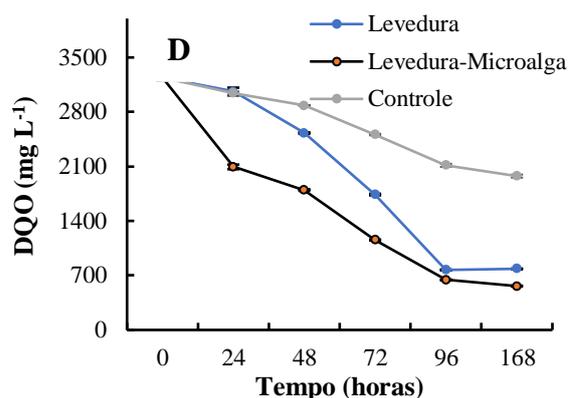


Experimento (DQO = 400,11 mg L ⁻¹)	DQO Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	225,25 ± 1,98	43,70%
<i>S. cerevisiae</i>	146,21 ± 3,95	63,46%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	23,71 ± 1,98	75,83%

Experimento (DQO = 815,04 mg L ⁻¹)	DQO Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	523,60 ± 9,88	35,76%
<i>S. cerevisiae</i>	245,01 ± 1,98	69,94%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	59,28 ± 1,98	83,61%



Experimento (DQO = 1610,32 mg L ⁻¹)	DQO Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	1017,56 ± 14,82	36,81%
<i>S. cerevisiae</i>	350,71 ± 7,41	78,22%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	361,58 ± 4,94	80,83%



Experimento (DQO = 3240,39 mg L ⁻¹)	DQO Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	1975,85 ± 19,76	39,02%
<i>S. cerevisiae</i>	785,40 ± 2,47	75,76%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	563,12 ± 4,94	82,73%

Fonte: Autora, 2024.

Mesmo após o período de tratamento, resultam que algumas remoções não atenderam aos requisitos das legislações vigentes. A Resolução CONAMA 430/2011 tem como função fiscalizar os lançamentos de cargas orgânicas e monitorar a qualidade dos corpos receptores. Além disso, a Resolução CONAMA 357, publicada em 17 de março de 2005, determina os padrões de lançamento de efluentes, tanto diretos quanto indiretos, em corpos hídricos após o tratamento adequado. Essa resolução também autoriza os órgãos ambientais competentes a estabelecerem condições e padrões mais rigorosos de acordo com as características locais. Por exemplo, a COMDEMA 34/2012, no estado do Amazonas, estabelece o limite máximo de DQO em efluentes industriais de 100 mg O₂ L⁻¹, enquanto a Resolução COEMA 02/2017, no Ceará, estabelece um limite de DQO de 200 mg O₂ L⁻¹ (Morais; Santos, 2017). A Diretiva 91/271/CE da União Europeia (1991) abrange o tratamento e lançamento de efluentes residuais e industriais, visando proteger o meio ambiente em contestação aos efeitos adversos desses lançamentos. De acordo com essa diretriz, os padrões de lançamento para DQO devem ser de 125 mg L⁻¹, com eficiência mínima de remoção de 75% (Wessling, 2011).

Com base nessa diretiva, pode-se observar que os valores de DQO obtidos nas cargas orgânicas do sistema com as leveduras e no controle não estão em conformidade com essa legislação. Para o consórcio, as cargas orgânicas de (CML3) e (CML4) também ultrapassaram o valor estabelecido.

5.2.2 Remoção de nitrogênio total e fósforo total

No soro do leite, foram obtidos composições iniciais de ingestão de $8,54 \pm 0,07 \text{ mg L}^{-1}$, $16,79 \pm 0,14 \text{ mg L}^{-1}$, $21,83 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ e $40,44 \pm 0,04 \text{ mg L}^{-1}$ para NT respectivamente. De acordo com a Figura 6, os valores residuais no sistema de controle para NT foram de $6,58 \pm 1,64 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC1), $11,76 \pm 2,94 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC2), $13,01 \pm 3,25 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC3) e $22,39 \pm 5,60 \text{ mg L}^{-1}$ para (CC4), originada em uma taxa de remoção de 60,83%, 65,57%, 70,29% e 72,38%, respectivamente.

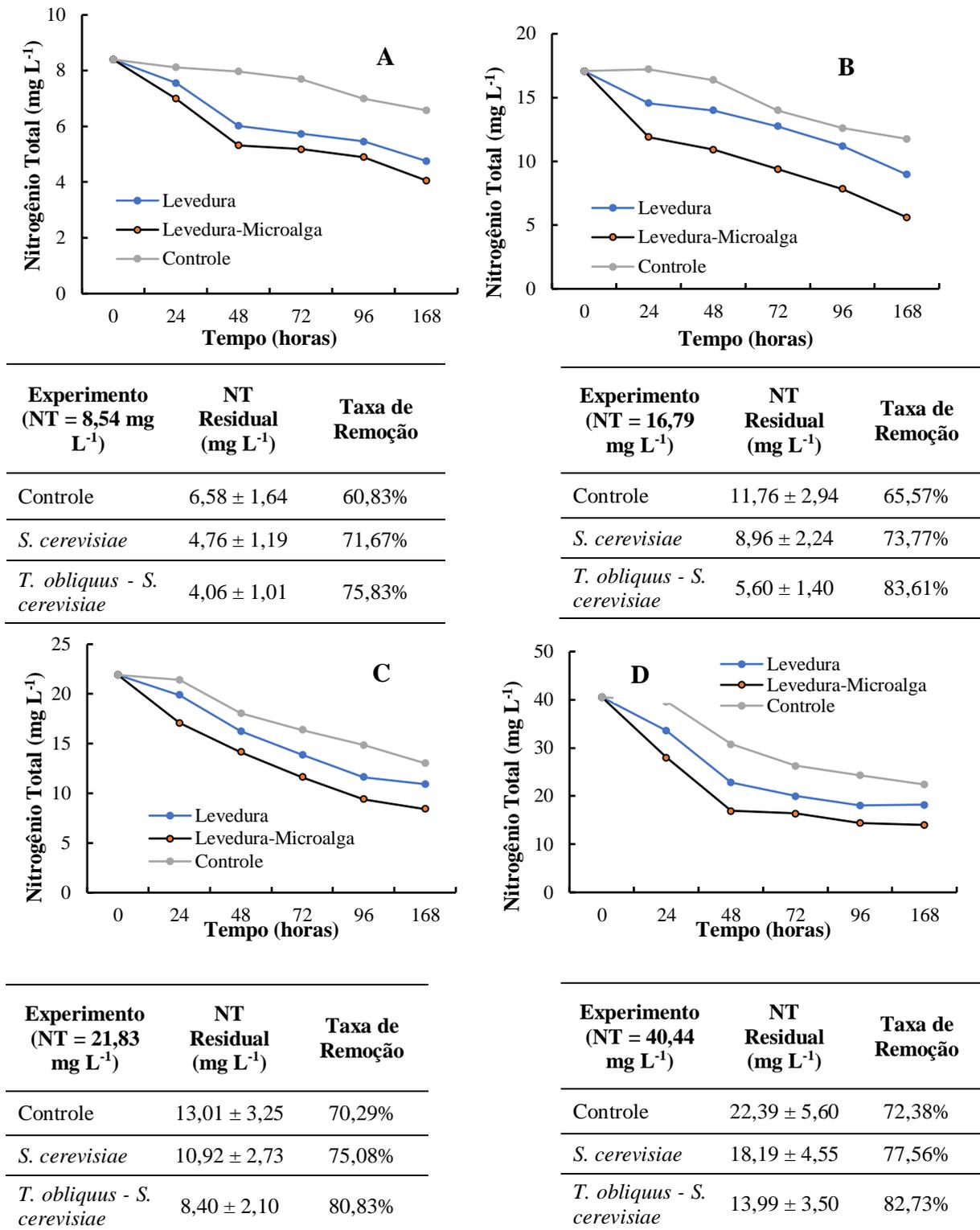
Ao empregar apenas a levedura *Saccharomyces cerevisiae*, foram alcançados valores residuais de contaminação de $4,76 \text{ mg} \pm 1,19 \text{ L}^{-1}$ para (CL1), $8,96 \pm 2,24 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL2), $10,92 \pm 2,73 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL3) e $18,19 \pm 4,55 \text{ mg L}^{-1}$ para (CL4). Esses resultados demonstraram eficiência de remoção de 71,67%, 73,77%, 75,08% e 77,56%, respectivamente. Esses dados indicam que o processo de remoção de atraso foi eficaz. Diversos estudos têm examinado a capacidade das microalgas de remover nutrientes presentes em efluentes, conforme destacado em pesquisas anteriores (Han et al., 2014; Novoveskà et al., 2016; Tang et al., 2018; Ansari et al., 2019; Ling et al., 2019).

No consórcio microalga-levedura, os valores residuais de resíduos totais obtidos foram: $4,06 \pm 1,01 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML1), $5,60 \pm 1,40 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML2), $8,40 \pm 2,10 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML3) e $13,99 \pm 3,50 \text{ mg L}^{-1}$ para (CML4). Esses resultados representam uma eficiência de remoção de 75,83%, 83,61%, 80,83% e 82,73%, respectivamente.

A eficiência de remoção mais alta foi observada no consórcio microalga-levedura, devido à capacidade do microrganismo de assimilar ou desenvolver, o nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento das microalgas. A microalga é capaz de absorver a maior ingestão do que o necessário, adquirida na produção de biomassa como reserva. Embora a eficiência de remoção de NT tenha sido maior no meio de co-cultivo, o sistema com leveduras também demonstrou uma boa capacidade de remoção, com taxas variando entre 71,67% e 77,56% (Cruz et al., 2001).

Percebe-se que esses resultados indicam uma efetividade superior de remoção foi evidenciada no consórcio microalga-levedura, devido à habilidade do microrganismo em assimilar ou sintetizar nitrogênio, um nutriente vital para o crescimento da microalga. Portanto, o tratamento com microrganismos especializados é a abordagem mais viável, mostrando que o consórcio entre a microalga-levedura obteve o melhor desempenho do controle na remoção de NT.

Figura 6 – Desempenho *S. cerevisiae*, do co-cultivo *T. obliquus* – *S. cerevisiae* e do controle na remoção de NT ao longo do tempo em diferentes concentrações: 8,54 mg L⁻¹ (A), 16,79 mg L⁻¹ (B), 21,83 mg L⁻¹ (C) e 40,44 mg L⁻¹ (D).



Fonte: Autora, 2024.

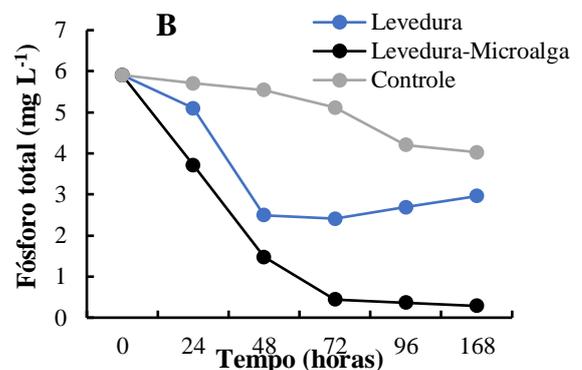
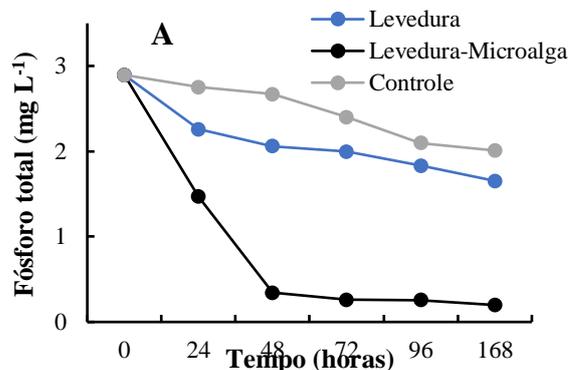
Os níveis iniciais de fósforo total encontrados no soro do leite foram $2,89 \pm 0,00$ mg L⁻¹, $5,91 \pm 0,00$ mg L⁻¹, $12,26 \pm 0,05$ mg L⁻¹ e $25,16 \pm 0,01$ mg L⁻¹. No sistema de controle, para

FT foram observadas concentrações residuais de 2,01 mg L⁻¹ para (CC1), 4,03 mg L⁻¹ para (CC2), 7,91 mg L⁻¹ para (CC3), e 16,20 mg L⁻¹ para (CC4). Essas concentrações resultaram em eficiências de remoção de 30,58%, 31,78%, 35,48% e 35,59%, respectivamente.

No sistema com as leveduras utilizando a *Saccharomyces cerevisiae*, foram observados valores residuais de fósforo de 1,65 ± 0,01 mg L⁻¹ para (CL1), 2,97 ± 0,01 mg L⁻¹ para (CL2), 5,14 ± 0,03 mg L⁻¹ para (CL3) e 12,42 ± 0,01 mg L⁻¹ para (CL4), com uma eficiência de remoção de 42,88%, 49,78%, 58,09% e 50,61%, respectivamente.

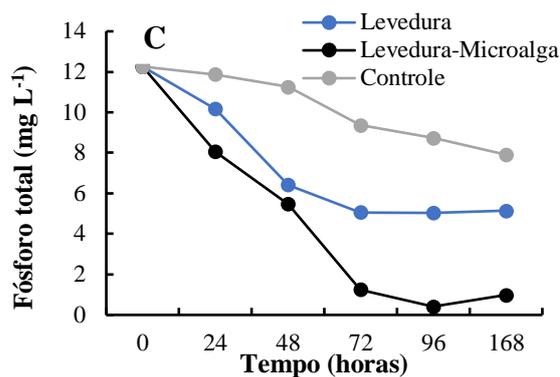
No sistema de consórcio microalga-levedura, foram alcançados valores residuais de fósforo total de 0,20 ± 0,00 mg L⁻¹ para (CML1), 0,28 ± 0,02 mg L⁻¹ para (CML2), 0,98 ± 0,01 mg L⁻¹ para (CML3) e 3,79 ± 0,01 mg L⁻¹ para (CML4), resultando em uma eficiência de remoção de 93,15%, 95,18%, 92,01% e 84,93%, respectivamente Figura 7. Kumar et al., (2022) realizou um estudo utilizando a levedura *Saccharomyces cerevisiae* e a microalga *Scenedesmus abundans* para tratar o efluente de uma indústria de laticínios. As concentrações de fósforo no efluente inicial foram de 18,11 ± 0,3 mg L⁻¹, e após o tratamento, o efluente apresentou uma concentração reduzida de 6,09 ± 0,3 mg L⁻¹, produzida em uma remoção de 60,96 ± 0,5%.

Figura 7 – Desempenho *S. cerevisiae*, do co-cultivo *T. obliquus* – *S. cerevisiae* e do controle na remoção de FT ao longo do tempo em diferentes concentrações: 2,89 mg L⁻¹ (A), 5,91 mg L⁻¹ (B), 12,26 mg L⁻¹ (C) e 25,16 mg L⁻¹ (D).

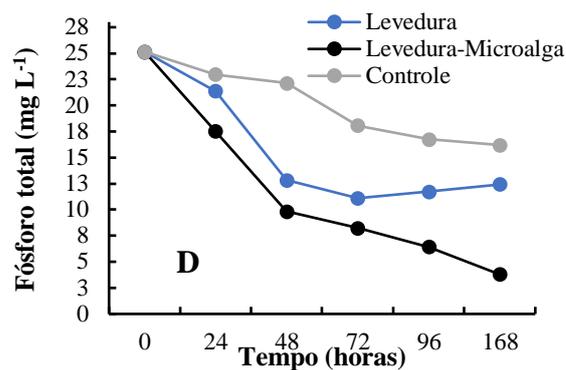


Experimento (FT = 2,89 mg L ⁻¹)	FT Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	2,01 ± 0,01	30,58%
<i>S. cerevisiae</i>	1,65 ± 0,01	42,88%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	0,20 ± 0,00	93,15%

Experimento (FT = 5,91 mg L ⁻¹)	FT Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	4,03 ± 0,01	31,78%
<i>S. cerevisiae</i>	2,97 ± 0,01	49,78%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	0,28 ± 0,02	95,18%



Experimento (FT = 12,26 mg L ⁻¹)	FT Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	7,91 ± 0,01	35,48%
<i>S. cerevisiae</i>	5,14 ± 0,03	58,09%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	0,98 ± 0,01	92,01%



Experimento (FT = 25,16 mg L ⁻¹)	FT Residual (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção
Controle	16,20 ± 0,01	35,59%
<i>S. cerevisiae</i>	12,42 ± 0,01	50,61%
<i>T. obliquus</i> - <i>S. cerevisiae</i>	3,79 ± 0,01	84,93%

Fonte: Autora, 2024.

Entre os sistemas avaliados, o consórcio microalga-levedura obteve o resultado mais altos em termos de remoção de fósforo. Isso é atribuído à importância desse macronutriente para o crescimento e divisão celular da microalga, bem como para a produção de ATP, essencial para a conversão do fósforo em polifosfato (Yaakob et al., 2021).

Portanto, o sistema microalga-levedura mostrou uma ação melhor em comparação aos demais sistemas avaliados. Essa eficiência é resultado da relação simbiótica estabelecida no meio de cultivo, uma vez que o carbono, fósforo e nitrogênio, dentre outros minerais, são indispensáveis para o crescimento e metabolismo da microalga, enquanto a levedura se beneficiou do oxigênio liberado pela microalga para suas funções metabólicas.

Segundo Zimmermann, (2019) esse comportamento pode ser atribuído ao esgotamento das curvas uma redução em todos os parâmetros analisados ao longo do período de estudo, com uma variação mais significativa durante as primeiras 72h. Essa variação pode ser um indício de esgotamento de nutrientes no meio de cultura ou sombreamento celular, o que caracteriza o início da fase estacionária.

Percebe-se que esses resultados indicam que o consórcio microalga-levedura obteve o resultado mais forte em termos de remoção de fósforo. Portanto, o tratamento com microrganismos especializados é a abordagem mais viável, mostrando que o consórcio entre a microalga-levedura obteve o melhor desempenho do controle na remoção de FT.

5.2.3 Crescimento celular

Com a finalidade de monitorar o desenvolvimento dos microrganismos no meio de cultura, a contagem celular foi realizada diariamente, durante um período de 6 dias. Verificou-se que essa fase lag (latência) teve início nas primeiras 24h, seguida, essa fase log (crescimento) após 48h. Após 72h, os microrganismos entraram na fase estacionária e, posteriormente, passaram para as fases de declínio celular, de acordo com a Tabela 4.

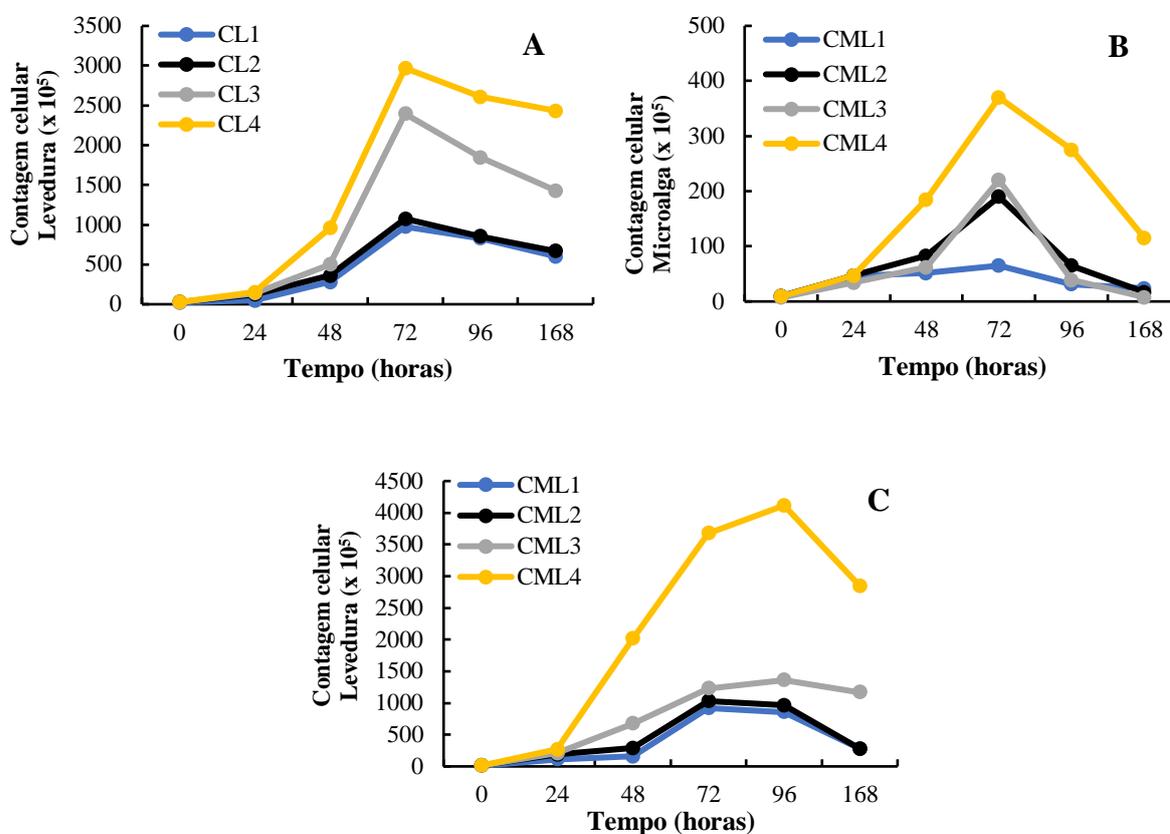
Tabela 4 - Valores máximos encontrados na contagem celular nos meios estudados.

<i>Saccharomyces cerevisiae</i>		
Reator	Número de células	
CL1	3,90 x10 ⁶	
CL2	4,30 x10 ⁶	
CL3	5,58 x10 ⁶	
CL4	11,9 x10 ⁶	
<i>Tetrademus obliquus</i> - <i>Saccharomyces cerevisiae</i>		
Reator	Número de células	
	<i>S. cerevisiae</i>	<i>T. obliquus</i>
CML1	3,68x10 ⁶	2,60 x10 ⁵
CML2	4,12 x10 ⁶	7,60 x10 ⁵
CML3	5,44 x10 ⁶	8,80 x10 ⁵
CML4	16,5 x10 ⁶	1,48 x10 ⁶

Fonte: Autora, 2024.

A análise da contagem celular permitiu traçar a curva de crescimento para as concentrações avaliadas, e os resultados foram apresentados na Figura 8. Verificou-se que as leveduras mostraram um aumento mais significativo em comparação com a microalga em todas as condições de tratamento. Essa observação indica que os nutrientes disponíveis no meio são consideradas para sustentar o crescimento das leveduras.

Figura 8 – Contagem celular da levedura *Saccharomyces cerevisiae* (A), contagem celular da levedura e da microalga no co-cultivo *T. obliquus* - *S. Cerevisiae* (B) e (C).



Fonte: Autora, 2024.

Observa-se que durante o co-cultivo, a contagem de leveduras foi consideravelmente maior do que a da microalga, especialmente no meio com maior carga orgânica. Essa disparidade é resultado da concentração elevada de células de levedura, que pode agir como uma barreira que prejudica a distribuição uniforme da luz, afetando as microalgas. Estudos anteriores, como o de Cheirsilp et al. (2012), também observaram a predominância de leveduras no co-cultivo, indicando que a relação mutualística foi mais produtiva para o crescimento desses microrganismos. Yen et al. (2015) também obtiveram resultados semelhantes, alcançando uma biomassa de aproximadamente 10 g L^{-1} no co-cultivo, com cerca de 78% desse composto total por leveduras e 22% por microalga.

Em estudo desenvolvido por Rodrigues (2010), O crescimento da levedura persistiu como o único desenvolvimento microbiano, mostrando-se semelhante ao observado no consórcio. Após 72h de experimento, ambos os sistemas apresentaram um crescimento exponencial. Esse crescimento da levedura favorecido pela disponibilidade abundante de nutrientes, que são utilizados como fonte de alimento durante o desenvolvimento do

microrganismo. Além disso, a levedura possui a capacidade de sintetizar diferentes fontes de carbono e excretar produtos metabólicos ao longo do processo de crescimento.

Bach et al. (2014) atribuíram o crescimento de *S. cerevisiae* observado à presença inicial de carboidratos no mosto, bem como à disponibilidade de substratos condizentes para o crescimento e desenvolvimento da levedura como fonte de carbono e nitrogênio orgânico.

5.2.4 Peso seco celular

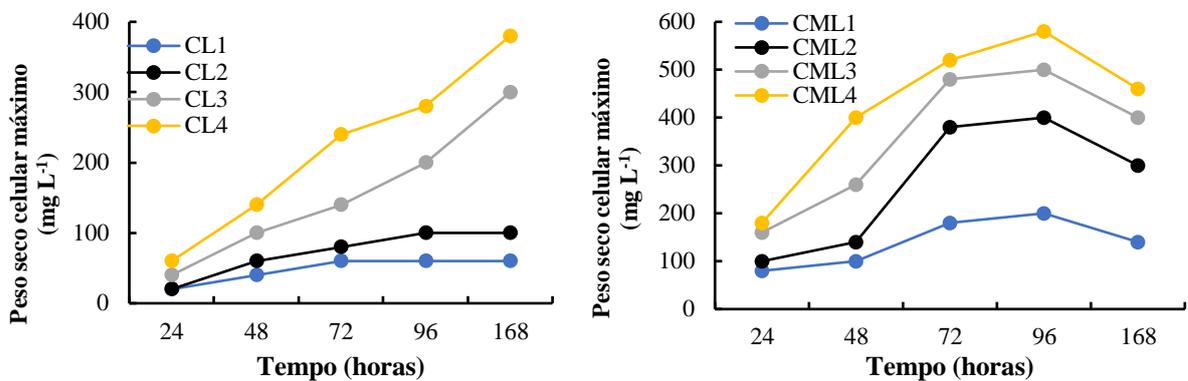
Os resultados do estudo indicaram que o consórcio microalga-levedura apresentou concentrações de biomassa superiores quando comparado a levedura sozinha no sistema. Nos sistemas com leveduras, as concentrações máximas de biomassa foram de 60 mg L⁻¹ para CL1, 100 mg L⁻¹ para CL2, 300 mg L⁻¹ para CL3 e 380 mg L⁻¹ para CL4 após 72, 96 e 168 horas de estudo, respectivamente. No entanto, nos sistemas com a simbiose foram observados pesos máximos de 200 mg L⁻¹ para CML1, 400 mg L⁻¹ para CML2, 500 mg L⁻¹ para CML3 e 580 mg L⁻¹ para CML4, após 96 horas.

Os resultados alcançados neste estudo estão em conformidade com pesquisas anteriores, como o estudo realizado por Mirzaei et al. (2016), para analisar o crescimento da *Chlorella vulgaris* e a produção de lipídios em diferentes condições de cultivo: autotrófico (são capazes de produzir seu próprio alimento a partir de substâncias inorgânicas simples, como água, dióxido de carbono e minerais, utilizando energia de fontes como luz solar (fotossíntese) ou reações químicas (quimiossíntese)); heterotrófico (não podem produzir seu próprio alimento e definição dependente da ingestão de matéria orgânica já formada para obter energia e nutrientes essenciais para o crescimento e a reprodução); e mixotrófico (são capazes de usar tanto fontes de definição de carbono orgânico (como os heterotróficos) quanto inorgânicas (como os autotróficos). Isso lhes confere uma maior flexibilidade em termos de fontes de nutrientes e energia.). Os pesquisadores observaram que o crescimento mixotrófico resultou em um maior peso seco e concentração de lipídios. O peso seco máximo alcançado foi de 2,62 g L⁻¹, enquanto a concentração de lipídios consumidos foi de 0,864 g L⁻¹. Comparado aos cultivos autotróficos e heterotróficos, o crescimento mixotrófico apresentou um peso seco 2,5 e 4 vezes maior em relação ao autotrófico e uma concentração de lipídios 170% superior ao autotrófico e 1200% superior ao heterotrófico.

Qin et al. (2018), obtiveram uma produção máxima de biomassa em um consórcio formado pela levedura *Yarrowia lipolytica* e a microalga *Chlorella vulgaris*. Observaram que a co-cultura apresentou uma produção de biomassa maior em comparação à cultura pura de

levedura, com valores de aproximadamente $1,62 \text{ g L}^{-1}$, $0,92 \text{ g L}^{-1}$ e $0,85 \text{ g L}^{-1}$ para co-cultura, microalga e levedura, respectivamente, segundo os autores.. Por meio da simbiose e da troca de O_2/CO_2 , ocorre um efeito sinérgico que também influencia o ajuste do pH, causado em uma maior produção de biomassa celular na co-cultura em comparação ao sistema de leveduras. Portanto, o uso de culturas mistas apresenta potencial para melhorar a produção de biomassa microbiana, de acordo com a Figura 9.

Figura 9 – Produção de biomassa obtida da levedura *S. cerevisiae* (A) e do consórcio *T. obliquus* - *S. cerevisiae* (B) em diferentes cargas orgânicas do soro do leite.



Fonte: Autora, 2024.

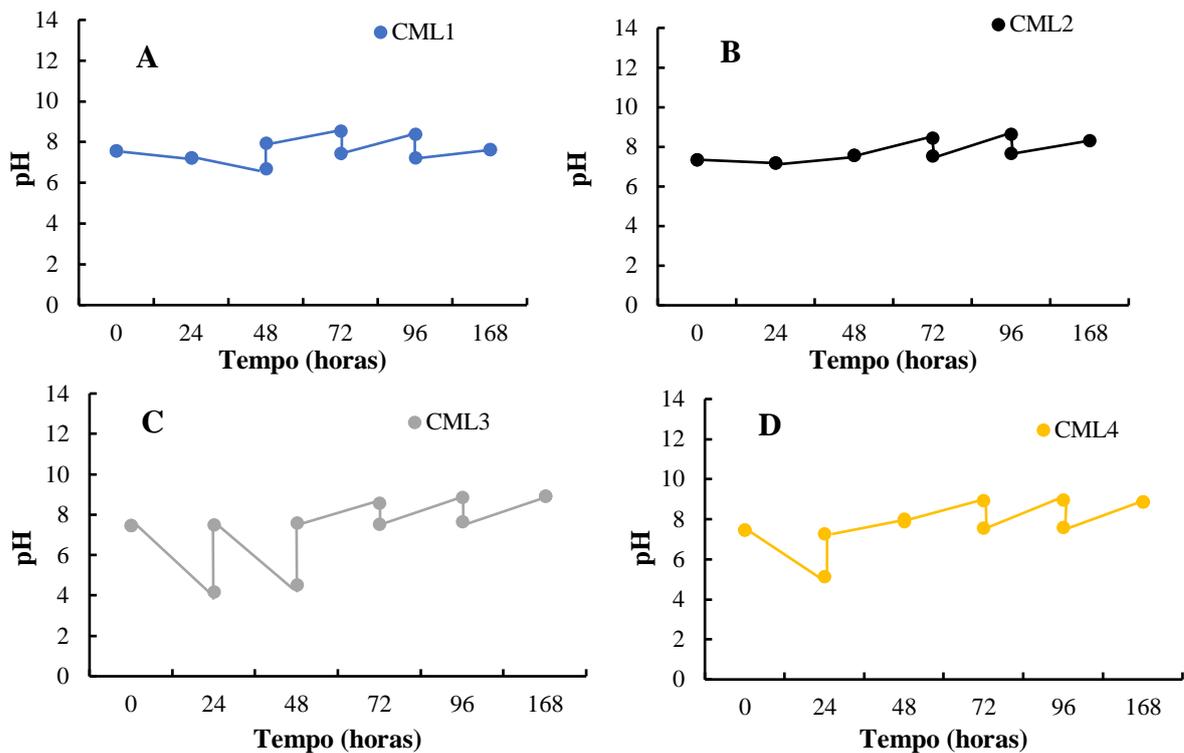
Com base na Figura 9, foi observado que a carga orgânica de 580 mg L^{-1} no consórcio obteve um maior peso seco celular. Essa concentração mais elevada do meio recebeu condições mantidas para o crescimento dos microrganismos, graças à alta disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes, conforme evidenciado pelos estudos acima mencionados.

5.2.5 pH

O controle adequado do pH é essencial para o desenvolvimento do sistema microbiano. No caso das microalgas, o pH pode ser um fator limitante para o crescimento celular e a produção de produtos. É necessário manter o pH dentro da faixa de 7,0 a 9,0 para garantir um ambiente estimulado ao crescimento e à formação de produtos desejados. Por outro lado, a levedura tem um pH ótimo de crescimento entre 4,0 e 5,0, embora seja capaz de tolerar variações mais amplas. No entanto, valores de pH acima de 9,0 interrompem o crescimento da levedura. Portanto, o cuidado com o pH é um fator primordial para o crescimento eficaz desses microrganismos (Pacheco, 2010; Doigénes, Carmo, 2021; Ortega, 2021;).

No entanto, após os ajustes realizados e com o pH mantido na faixa de 7,5 a 9,0, observou-se a predominância do crescimento da microalga. A Figura 10 apresenta um gráfico comparativo do pH nos diferentes sistemas em co-cultivo analisados.

Figura 10 - Controle de pH do co-cultivo *T. obliquus* - *S. cerevisiae*.



Fonte: Autora, 2024.

Durante o tratamento do soro do leite, foi realizado o monitoramento diário do pH no sistema microalga-levedura, ajustando-o para manter a faixa ótima de desenvolvimento dos microorganismos. Verificou-se que, no caso do co-cultivo, ocorreram variações consideráveis no pH ao longo do tempo. Inicialmente, o meio era ácido (com pH de 3,51), progredindo para neutro (variando entre pH 7,36 – 7,59) e, ao final do período de estudo (entre 7,63 – 8,96), resultando em alcalino. Essas flutuações no pH, especialmente nas primeiras 72h, podem indicar a presença de contaminação bacteriana ou a predominância do crescimento da levedura.

De acordo com as regras de Ashtiani et al. (2021), uma simbiose estabelecida entre a microalga e a levedura permite que os ácidos orgânicos produzidos pela levedura sejam utilizados pela microalga. Isso resulta na redução da concentração desses tolerados no meio de cultivo e, por sua vez, no aumento do pH, devido ao crescimento das microalgas. Além disso, as leveduras têm a capacidade de catabolizar açúcares complexos em açúcares simples, que são

consumidos pela microalga como fonte de nutrientes. Essa interação entre os microrganismos cria um equilíbrio de O₂, CO₂ e pH, favorecendo o crescimento simultâneo de ambos.

A análise dos resultados revelou que os sistemas satisfatórios apresentaram valores de pH semelhantes no início do tratamento e, ao final, alcançaram valores em torno de uma média de 8,45. É importante destacar que, de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, o pH do efluente deve estar dentro da faixa de 5,0 a 9,0 para permitir o lançamento em corpos hídricos. Nesse sentido, tanto o tratamento com a levedura quanto o tratamento com o consórcio foram eficazes, não sendo necessário realizar configurações adicionais para controlar esse parâmetro.

5.3 Avaliação da relação DQO:N para o tratamento terciário do soro do leite pelo consórcio *T. obliquus* - *S. cerevisiae*

Nesta etapa, afim de avaliar a influencia da relação DQO:N no tratamento do soro do leite, realizou-se a suplementação do efluente com sulfato de amônio obtendo as relações 25:1 e 12,5:1 de DQO:N. Com base nos resultados obtidos na etapa anterior, optou-se as diluições de 0,5 e 1% para evitar a inibição do crescimento das microalgas, obtendo cargas orgânicas de 299,78 e 586,33 mg L⁻¹ de DQO.

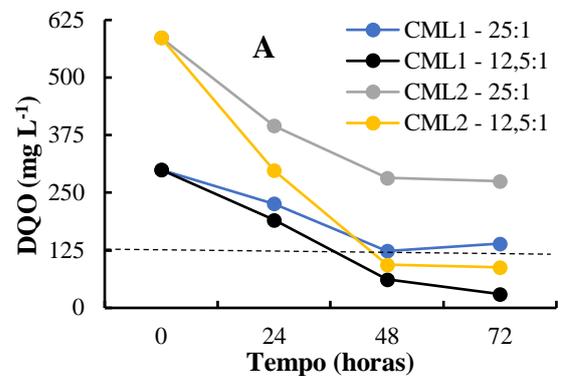
De acordo com o gráfico de remoção de DQO (Figura 11A), os reatores CML1 - 12,5:1 e CML2 - 12,5:1 demonstraram taxas de remoção de 79,41% e 84,06%, respectivamente, em 48 horas, com DQO residual de $61,72 \pm 1,76$ mg L⁻¹ e $93,46 \pm 8,82$ mg L⁻¹. O reator CML1 - 25:1 alcançou uma taxa de remoção de 58,82% e DQO residual de $123,44 \pm 3,53$ mg L⁻¹ em 48h. Em contrapartida, o reator CML2 - 25:1 apresentou eficiência de remoção de 51,88% e DQO residual de $284,14 \pm 4,67$ mg L⁻¹. Esses resultados indicam que os reatores com menor razão DQO:N (12,5:1) obtiveram uma eficiência de tratamento superior, atendendo aos limites estabelecidos pela legislação europeia de 125 mg DQO L⁻¹ e uma eficiência mínima de 75% (EEC, 1991).

De acordo com a legislação europeia, as concentrações finais de Nitrogênio Total (NT) devem estar abaixo do limite admissível de 15 mg L⁻¹, com uma taxa mínima de remoção de 70-80% (CEE 1991). Observando o gráfico de remoção de NT (Figura 11B), os reatores CML2 - 25:1 e CML1 - 12,5:1 alcançaram concentrações de NT abaixo do limite estabelecido em 24 e 48 h de tratamento, respectivamente, com concentrações residuais de NT de $6,88 \pm 0,01$ mg L⁻¹ para CML2 - 25:1 e $14,36 \pm 0,03$ mg L⁻¹ para CML1 - 12,5:1. O reator CML1 - 25:1 iniciou o tratamento com uma concentração abaixo do limite exigido, registrando $11,99 \pm 0,02$ mg L⁻¹. No entanto, apresentou uma queda substancial para 4,5 mg L⁻¹ em 24h, resultando em uma

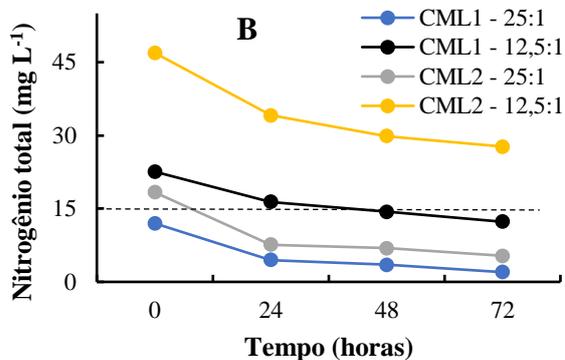
eficiência de remoção de 70,83% em 48h. Por outro lado, o reator CML2 - 12,5:1, com uma razão DQO:N de 12,5:1, não demonstrou eficiência na remoção, mantendo uma concentração residual de NT de $29,85 \pm 0,04 \text{ mg L}^{-1}$.

De acordo com o gráfico de remoção de Fósforo Total (Figura 11C), todos os reatores apresentaram uma queda substancial em 24h, com valores entre $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,79 \text{ mg L}^{-1}$. Após 48h, as taxas de remoção foram de 88,30%, 94,41%, 96,67% e 96,32% para os reatores CML1 - 25:1, CML1 - 12,5:1, CML2 - 25:1 e CML2 - 12,5:1, respectivamente. Em todas as condições, os limites estabelecidos pela legislação europeia de um máximo entre 1 - 2 mg L^{-1} e uma eficiência mínima de remoção de 80% foram atendidos (EEC, 1991).

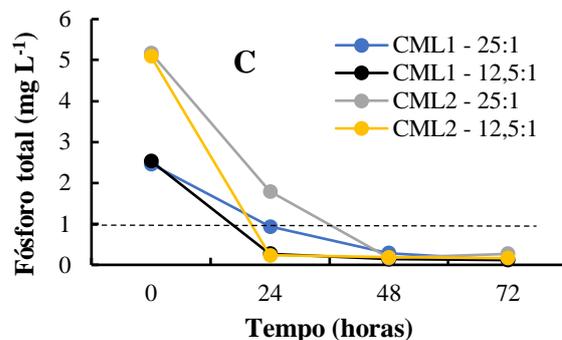
Figura 11 – Desempenho da remoção de DQO (A), NT (B) e FT (C).



Experimento (DQO = 12,26 mg L^{-1})	DQO Residual (mg L^{-1})	Taxa de Remoção
CML1 - 25:1	$123,44 \pm 3,53$	58,82%
CML1 - 12,5:1	$61,72 \pm 1,76$	79,41%
CML2 - 25:1	$282,14 \pm 0,00$	51,88%
CML2 - 12,5:1	$93,46 \pm 8,82$	84,06%



Experimento (NT = 12,26 mg L^{-1})	NT Residual (mg L^{-1})	Taxa de Remoção
CML1 - 25:1	$3,50 \pm 0,02$	70,83%
CML1 - 12,5:1	$14,36 \pm 0,03$	36,36%
CML2 - 25:1	$6,88 \pm 0,01$	62,50%
CML2 - 12,5:1	$29,85 \pm 0,04$	36,36%



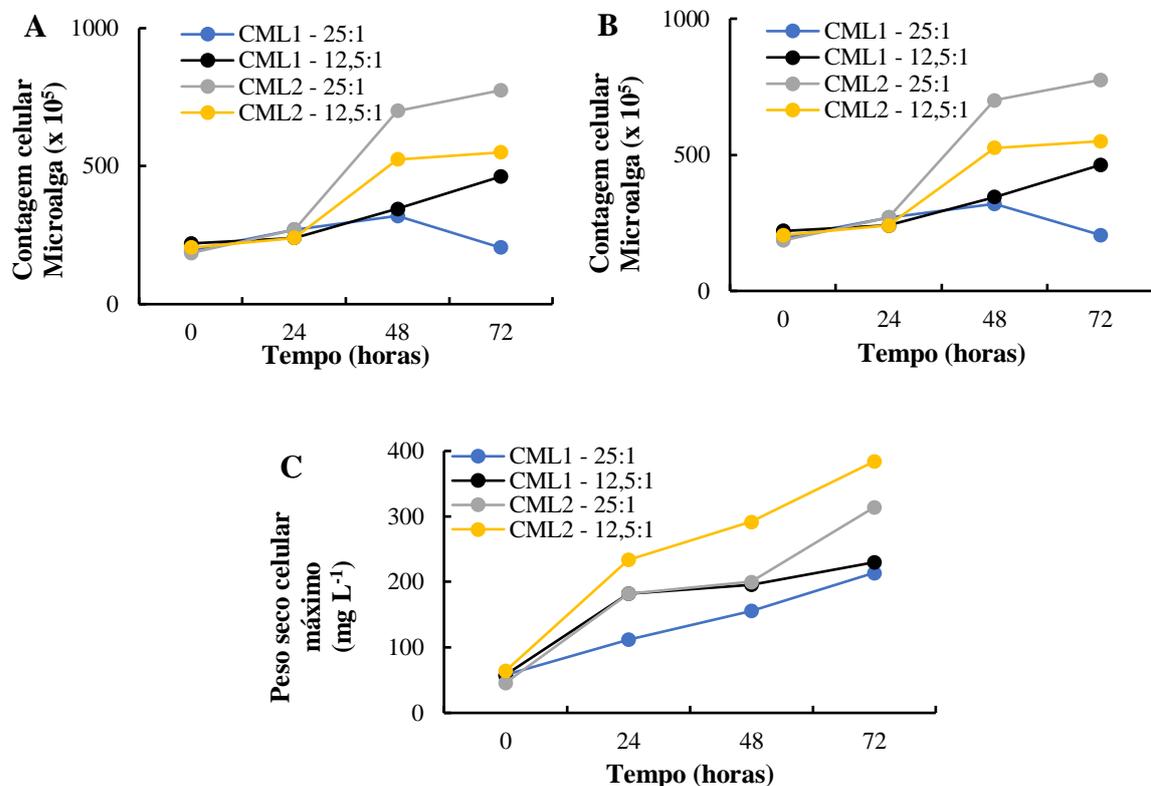
Experimento (FT = 12,26 mg L^{-1})	FT Residual (mg L^{-1})	Taxa de Remoção
CML1 - 25:1	$0,29 \pm 0,02$	88,30%
CML1 - 12,5:1	$0,14 \pm 0,00$	94,41%
CML2 - 25:1	$0,17 \pm 0,04$	96,67%
CML2 - 12,5:1	$0,19 \pm 0,01$	96,32%

Fonte: Autora, 2024.

Nos gráficos de contagem celular (Figura 12A,B), foi observado um crescimento constante em todas as condições estudadas, superando os valores obtidos na etapa anterior com uma razão DQO:N de 50 ($1,5 \times 10^7 - 2,86 \times 10^7$ de leveduras e $5,15 \times 10^6 - 8,3 \times 10^6$ de microalgas para os reatores com menores cargas orgânicas, (CML1) e (CML2). No entanto, para o reator CML1 - 25:1, ocorreu uma diminuição no número de células de microalga após 48h de tratamento, possivelmente devido à limitação de fósforo e nitrogênio, enquanto o número de células de levedura permaneceu constante a partir de 24h. Como na etapa anterior, o número de células de levedura ($1,95 \times 10^8 - 3,24 \times 10^8$) foi significativamente superior ao das microalgas ($3,2 \times 10^7 - 7 \times 10^7$).

Em relação ao peso seco celular (Figura 12C), todas as condições apresentaram um aumento constante nas concentrações de biomassa, alcançando valores de 150-300 mg L⁻¹ em até 48h, superando a biomassa obtida pelos reatores CML1, CML2 e CML3 (100-260 mg L⁻¹) no mesmo período de tempo. O reator CML2 - 12,5:1 apresentou o maior peso seco celular entre as condições avaliadas, provavelmente devido à maior disponibilidade de carga orgânica e nutrientes, tornando o ambiente mais favorável ao crescimento celular.

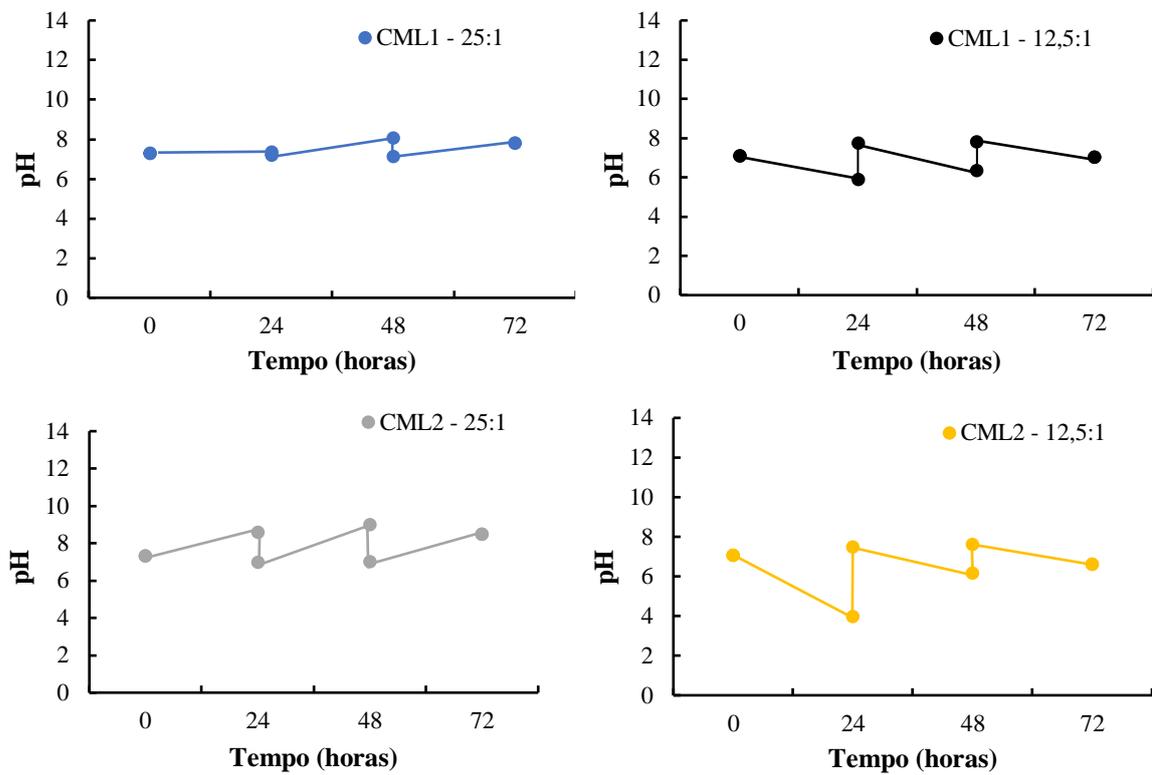
Figura 12 - Contagem celular da microalga *T. Obliquus* (A), da levedura *S. cerevisiae* (B), e peso seco celular do consórcio *T. Obliquus* - *S. cerevisiae*.



Fonte: Autora, 2024.

Como mencionado anteriormente, o controle de pH é um fator essencial para o crescimento microbiano. Na Figura 13, percebe-se um comportamento similar aos experimentos da etapa anterior, no entanto, houve uma maior instabilidade do pH ocasionado pela suplementação de nitrogênio, necessitando de maior ajuste de pH. De qualquer modo, os processos conseguiram ser conduzidos com eficiência.

Figura 13 – Controle de pH do consórcio *T. obliquus* - *S. cerevisiae*.



Fonte: Autora, 2024.

6. CONCLUSÃO

A implementação de estratégias biotecnológicas e sustentáveis para o tratamento terciário de efluentes industriais é um avanço significativo em direção à preservação ambiental e ao uso responsável dos recursos naturais. Este estudo destacou a eficácia do uso de microalgas no tratamento de efluentes em especial, no tratamento terciário de soro do leite. O consórcio microalga-levedura mostrou-se mais eficiente na remoção de contaminantes em comparação com a levedura isolada ou o sistema de controle. Embora tenham sido observadas taxas de remoção mais elevadas de DQO, NT e FT com o consórcio, em algumas condições essas taxas não atingiram os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação. A análise do crescimento celular e do peso seco celular também apoiou a eficácia do consórcio, indicando uma melhor utilização dos nutrientes presentes no efluente. O estudo ressalta a importância de considerar a relação DQO:N no tratamento do soro do leite.

Futuras pesquisas devem explorar a otimização do sistema batelada, considerando a transição para métodos semicontínuos e contínuos, bem como investigar estratégias de adaptação de microrganismos ao fotoperíodo e tempo de residência. Em resumo, os resultados deste estudo apontam para o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de efluentes mais eficientes e sustentáveis, com base em abordagens biotecnológicas baseadas em microalgas e seu co-cultivo com levedura, com potencial para melhorar a gestão de recursos hídricos e reduzir o impacto ambiental das atividades industriais.

REFERÊNCIAS

ABREU, A. P.; MORAIS, R. C.; TEIXEIRA, J. A. e 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.; MOLINA, E.; REIS, A.; TORZILLO, G.; ZITTELLI, G. C.; SEPÚLVEDA, C.; MASOJÍDEK, J. Photobioreactors for the production of microalgae. *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*, p. 1 – 44, 2017.

AHMAD, T.; AADIL, R.M.; AHMED, H.; RAHMAN, U.; SOARES, B.C.V.; SOUZA, S.L.Q.; PIMENTEL, T.C.; 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*, v. 88, p. 361-372, 2019.

AKANSHA, J.; NIDHEESH, P.V.; GOPINATH, A.; ANUPAMA, K.V.; KUMAR, M.S. Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation and phytoremediation process. *Chemosphere*, v. 253, 2020.

ALAMI, A. H., ALASAD, S., ALI, M.; ALSHAMSI, M. (2021). Investigating algae for CO₂ capture and accumulation and simultaneous production of biomass for biodiesel production. *Sci. Total Environ.* 759, 143529. Doi:10.1016/j.scitotenv. 2020.143529.

ALVES, F. G. Produção de β -galactosidase de *Kluyveromyces marxianus* CCT 7082 em fermentador e caracterização parcial da enzima livre e *American Family Physician*, v. 65, n. 9, p. 1845-1850, 2018.

ALVES, M. P., MOREIRA, R. O., RODRIGUES, P. H. Jr., MARTINS, M. C. F., PERRONE, I. T., & CARVALHO, A. F. (2014). Soro de leite: Tecnologias para o processamento de coprodutos. *Revista. Inst. Laticínios Cândido Tostes*. <https://doi.org/10.14295/2238-6416.v69i3.341>.

ANDRADE, R. L. P.; MARTINS, J. F. P. Influência da adição da fécula de batata doce (*Ipomoea batatas* L.) sobre a viscosidade do permeado de soro de queijo. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas - São Paulo, v. 22, n. 3, p. 249-253, set. – dez. 2002.

ANDRADE, R. S. et al. Valorização biotecnológica de soro de leite por fermentação utilizando *Saccharomyces cerevisiae*. *Estudos Tecnológicos em Engenharia*, Ilhéus - Bahia, v. 11, n. 2, p. 82-91, fev. 2015.

ANSARI, A.; RAVINDRAN, B.; GUPTA, S.K.; NARS, M.; RAWAT, I.; BUX, F. Techno-economic estimation of wastewater phycoremediation and environmental benefits using *Scenedesmus obliquus* microalgae. *Journal of Environmental Management*, v. 240, p. 293-302, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.123>.

AOAC. *Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemistry*. 17th ed. Gaithersburg: Ed. William Horwitz, 2002.

ASHTIANI, P. R., JALILI, H., RABAIE, M., SEDIGHI, M., ARRANE, A.; Effect of mixed culture of yeast and microalgac on acetyl. Cod carbonylase and Glyccrol-3-phosphate acyluansferase expression, *J.Biosci Bioeng*. 131 (4) (2021) 364-372, brtpst//dol.

ASSUNÇÃO, G. M. Cultivo de biomassa de leveduras utilizando o permeado de soro de queijo. Dissertação. Programa de Pós-graduação “*Stricto Sensu*” em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, Paraná, 2014.

BALDASSO, C.; TESSARO, I. C.; RUVEN, G. S. Desmineralização do soro de leite através da eletrodialise. In: Seminário do programa de pós-graduação em Engenharia Química, 2009, Porto Alegre – RS. *Anais VIII Oktoberforum – PPGEQ*, 2009.

BALDEV, E.; MUBARAKALI, D.; KUMAR, K. S.; ARUTSELVAN, C.; ALHARBI, N. S.; ALHARBI, S. A. Unveiling algal cultivation using raceway ponds for biodiesel production and its quality assessment. *Renew Energy*, v.123, p. 486-498, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.032>.

BACH, F.; FIORESE, M. L.; HASAN, S. D. M.; MOREJON, C.F.M. Estudo da influência de variáveis no processo de bioetanol de soro de leite. ENGEVISTA, v. 16, n.3, p.392-409, 2014.

BANI, A.; FERNANDEZ, F. G. A.; D'IMPORZANO, G.; PARATI, K. e ADANI, F. Influence of photobioreactor set-up on the survival of microalgae inoculum. Bioresource Technology. Vol. 320, Parte B, n. 124408. 2021.

BARCIA, G.E.C.; CERVANTES, R. A.I.; ZUNIGAB, I. T.; HENDE, S.V.D. Converting tequila vinasse diluted with tequila process water into microalgae-yeast flocs and dischargeable effluente. Bioresource Technology, v. 300, 2020.

BEHERA, B.; ACHARYA, A.; GARGEY, I. A.; ALY, N.; BALASUBRAMANIAN, P. Bioprocess engineering principles of microalgal cultivation for sustainable biofuel production. Bioresource Technology Reports, 2018.

BELEM, M. A. F.; LEE, B. H. Production of bioingredients from *Kluyveromyces marxianus* grown on whey: An alternative. Critical Reviews in Food Science and Nutrition, Londres – Inglaterra, v. 38, n. 7, p. 656-698, set.1998.

BELLOLI, O. B., SANTOS, J. S., SILVA, J.R., SCACHETTI, I. S. C., COSTA, G. N., & CASTRO-GOMES, R. J. H. (2020). Suplemento alimentar à base de isolado proteico do soro de leite, probiótico e β -glucana: efeitos nas medidas antropométricas e imunidade em mulheres. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i12.11116>.

BENNOUNA, C. Escolher o seu sistema de cultura de microalgas. Synoxis Algae, 2020. Disponível em: <<https://www.synoxis-algae.com/escolher-o-seu-sistema-de-cultura-de-microalgas>>. Acesso em: 16 de fev. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre 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. 2011.

BURLANI, E. L. Avaliação do potencial da levedura *Kluyveromyces* spp. para biotransformação da lactose do soro de ricota e permeado de soro de queijo em etanol. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de pós-graduação em Biotecnologia, Centro Universitário Univates, Lajeado - Rio Grande do Sul, 2014.

CARRERES, B. M.; JAEGER, L.; SPRINGER, J.; BARBOSA, M. J.; BREUER, G.; END, E. J.; KLEINEGRIS, D. M. M., SCHFFERS, I.; WOLBERT, E. J. H.; ZHANG, H.; LAMERS, P. P.; DRAAISMA, R. B.; MARTINS DOS SANTOS, V. A. P.; WIJFFELS, R. H.; EGGINK, G., SCHAAP, P. J.; MARTENS, D. E. Draft Genome Sequence of the Oleaginous Green Alga *Tetrademus obliquus* UTEX 393. *Genome Announcements*, Volume 5, 2017.

CHEIRSILP, B.; KITCHA, S.; TORPEE, S. Co-culture of an oleaginous yeast *Rhodotorula glutinis* and a microalga *Chlorella vulgaris* for biomass and lipid production using pure and crude glycerol as a sole carbon source. *Annals of Microbiology*, v. 62, p. 987-993, 2012.

CHOI, H. J. Dairy wastewater treatment using microalgae for potential biodiesel application. *Environmental Engineering*, Volume 21, pages 393 – 400, 2016.

Conselho da CEE. 91/271/CEE, de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. Conselho da CEE. Dir. 1991; 10. <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/2014-01-01>.

CONSEMA- Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução nº 128, de 07 de dezembro de 2006.

CRUZ, H. R.; Avaliação da relação C/N no desempenho da levedura *Saccharomyces cerevisiae* CAT-1. Piracicaba, 2021.

CRUZ, S.H.; CASSIO, F.; LEÃO, C.; ERNANDES, J. R.; The effect of structural complexity of nitrogen source on the ammonium transport in *Saccharomyces cerevisiae*. Pós-Graduação em Biotecnologia. Departamento de Bioquímica e Tecnologia Química, Instituto de Química, UNESP, Araraquara, São Paulo, (2001).

DE ANDRADE, F. P. de. Produção de biomassa microalgal a partir do soro do leite visando a produção de bioetanol. Orientador: Renata Maria Rosas Garcia Almeida. 2019. 81 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Energia da Biomassa) - Universidade de Federal de Alagoas, Rio Largo, AL, 2019.

DE ANDRADE, F. P.; DE FARIAS SILVA, C. E.; MEDEIROS, J. A.; VIEIRA, R. C.; DE SÁ FILHO, M. L. F.; SANTOS, G. K. S. Consortium between microalgae and other microbiological groups: A promising approach to emphasise the sustainability of open cultivation systems for wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103211>.

DE ANDRADE F. P.; SILVA C. E. F.; dairy wastewater treatment by *tetrademus sp.* in open system: molecular identifications and the effect of light intensity and organic load in the process. *Energy, Ecology and Environment*. 8, 356 – 369, 2023. <https://doi.org/10.1007/s40974-023-00278-5>.

DE AZEREDO, V. Produção de Biodiesel a partir do cultivo de microalgas: estimativa de custos e perspectivas para o Brasil. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

DIAS, C., SANTOS, J., REIS, A., SILVA, T.; Yeast and microalgal symbiotic cultures using low cost substrates for lipid production, *Bioresour. Technol. Rep.* 7 (2019).

DIAS, C.; SANTOS, J.; REIS, A.; SILVA, T. L. Yeast and microalgal symbiotic cultures using low-cost substrates for lipid production. *Bioresource Technology Reports*, v7; 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100261>.

DINIZ, G. S.; SILVA, A. F.; ARAÚJO, O. Q. F. e 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.

EMBRAPA – Anuário do leite – Pecuária leiteira de precisão. Edição Digital em embrapa.br/gado-de-leite, 2023.

ELIA, S.; STYLIANOU, M. e AGAPIOU, A. Combined EC/EO processes for treating goat cheese whey wastewater. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*. Vol. 32, n. 100963. 2023.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Nutrition and livestock– Technical guidance to harness the potential of livestock for improved nutrition of vulnerable populations in programme planning. Rome, 2023. <https://doi.org/10.4060/ca7348en>.

FERNANDÉZ, F. G. A.; SEVILLA, J. M. F. e GRIMA, E. M. Costs analysis of microalgae production. In: PANDEY, A.; CHANG, J.-S. SOCCOL, C. R.; LEE, D.-J. e CHISTI, Y. *Biofuels from Algae*. Elsevier. 2. ed., p. 551-566. 2019.

FERREIRA, A.; RIBEIRO, B.; MARQUES, A. S. S.; FERREIRA, A. F.; DIAS, A. P.; PINHEIRO, H. M.; REIS, A.; GOUVEIA, L. *Scenedesmus obliquus* mediated brewery wastewater remediation and CO₂ biofixation for green energy purposes. *Journal of Cleaner Production*, Volume 165, Pages 1316-1327, 2018.

FIORI, C.S.; Relatório de biossegurança da levedura *Saccharomyces cerevisiae* linhagem rn1016. São Paulo, 2013.

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*, Volume 111, Pages 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. e MARIANO, A. B. Imobilização de *Tetrademus obliquus* em matriz de alginato para biorremediação de efluentes. In: SEVERO, I. A; NASCIMENTO, T. C. e FAGUNDES, M. B. *Microalgas: potenciais aplicações e desafios*. Mérida Publishers. P. 170-184. 2021.

FURLAN, B. J.; ZATTA, P. H. S.; ANTEZANA, V. C. P.; MARTINS, L. S. e 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. 2021.

GALÈS, A.; BONNAFOUS, A.; CARRÉ C.; JAUZEIN, V.; LA NOUGUÈRE; E.; Le FLOC'H, E.; PINOIT, C.; ROQUES, C.; SIALVE, B.; SIMIER, M.; STEYER, J.; FOUILLAND, E. Importance of ecological interactions during wastewater treatment using High Rate Algal Ponds under different temperate climates. *Algal Research*, v. 40, p. 101-508, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.10150>.

GÓES-FAVONI, S. P.; Ethanol production by alcoholic fermentation and its yield determining factors. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 2018.

HAN, L.; PEI, H.; HU, W.; HAN, F. SONG, M.; ZHANG, S. Nutrient removal and lipid accumulation properties of newly isolated microalgal strains. *Bioresour. Technol.*, v. 165, p. 38-41, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.131>.

HEISING, M., et al. Production of extracellular inulinase in high-cell-density fed-batch cultures of *Kluyveromyces marxianus*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 42, n. 4, p. 516-521, dez. 1994.

HESNI, M. A.; HEDAYATI, A.; QADERMARZI, A.; POULADI, M.; ZANGIABADI, S. e NAQSHBANDI, N. Using *Chlorella vulgaris* and iron oxide nanoparticles in a designed bioreactor for aquaculture effluents purification. *Aquacultural Engineering*. Vol. 90, n. 102069. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Produção e vendas dos produtos e/ou serviços industriais, segundo as classes de atividades e a descrição dos produtos – Brasil – 2010. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<https://ibge.gov.br/estatisticas/economicas/industria/9044-pesquisa-industrial-anual-produto.html?=&t=sobre>>. Acesso em: 05 de jan. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa da Pecuária Municipal – PPM. CANAL DO LEITE: Alagoas é o estado do nordeste que mais produz leite, (2022). Disponível em: <<https://canaldoleite.com/destaques/ibge-alagoas-e-o-estado-do-nordeste-que-mais-produz-leite#:~:text=IBGE%3A%20Alagoas%20%C3%A9%20o%20estado,produz%20leite%20%2>>

D%20Canal%20do%20Leite&text=Em%202019%2C%20as%20mais%20de,m%20C3%A9dia%20brasileira%20(2.141%20litros)>. Acessado em: 20 de Fev. de 2023.

JÚNIOR, C. G. de. Aplicação de células recombinantes da levedura *Kluyveromyces marxianus* em soro de queijo. 83 f. Tese (Doutorado) - Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2004.

KARAGOZ, P.; BILL, R. M.; OZKAN, M. Lignocellulosic ethanol production: Evaluation of new approaches, cell immobilization and reactor configurations. *Renewable Energy*, v.143, p. 741-752, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.045>.

KARIM, A.; ISLAM, M. A.; KHALID, Z.B.; YOUSUF, A.; KHAN, M.R.; FAIZAL, C. K. M.; Microbial lipid accumulation through bioremediation of palm oil mill effluent using a yeast-bacteria co-culture. *Renewable Energy*, v.176, p. 106-114, 2021.

KASVI, *Microalgas: um potencial biotecnológico*. (2020). Disponível em: < [Microalgas: um potencial biotecnológico \(kasvi.com.br\)](http://kasvi.com.br)>. Acessado em: 22 de fev. de 2023.

KIM, G.; YUN, Y.; SHIN, H.; KIM, H., HAN, J. Scenedesmus-based treatment of nitrogen and phosphorus from effluent of anaerobic digester and bio-oil production. *Bioresource Technology*, Volume 196, Pages 235-240, 2015.

KUBE, M.; FAN, L. e RODDICK, F. Alginate-immobilised algal wastewater treatment enhanced by species selection. *Algal Research*. Vol. 54, n. 102219, 2021.

KUMAR, P.K.; KRISHNA, S.V.; VERMA, K.; POOJA, K.; HIMABINDU, V. Phycoremediation of sewage wastewater and industrial flue gases for biomass generation from microalgae. *South African Journal of Chemical Engineering*, v. 25, p. 133-146, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2018.04.006>.

KUMAR, V. et al., Dairy Industry wastewater and stormwater energy valorization: effect of wastewater nutrients on microalgae-yeast biomass. *Biomass Conversion and Biorefinery*, (2022). <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02947-7>.

LAM, T. P.; LEE, T.; CHEN, C.; CHENG, J. Strategies to control biological contaminants during microalgal cultivation in open ponds. *Bioresource Technology*, v. 252, p. 180-187, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.088>.

LEGRAMANTI, G. Biorremediação é uma das técnicas utilizadas com eficácia no tratamento de efluentes. *Tratamento de resíduos – Revista Leite*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, p. 28, mar. /abr., 2020. Disponível em: <https://enzilimp.com.br/5502-2>. Acesso em: 19 de out. 2022.

LEHMUSKERO, A.; CHAUTON, M. S. e 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.; PENG, J.L.; ZHOU, W.; HUANG, H. Co-culture of fungi-microalgae consortium for wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, v. 330, 2021.

LI, T.; JIANG, L.; HU, Y.; PAUL, J.T.; ZUNIGA, C.; ZENGLER, K.; BETENBAUGH, M.J. Creating a synthetic lichen: Mutualistic co-culture of fungi and extracellular polysaccharidesecreting cyanobacterium *Nostoc* PCC 7413. *Algal Research*, v. 45, 202, 2020.

LI, B.; ZHANG, T.; YANG, Z. Immobilizing unicellular microalga on pellet-forming filamentous fungus: Can this provide new insights into the remediation of arsenic from contaminated water? *Bioresource Technology*, v284; 2019, p. 231-239. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.128>.

LIANG, M-H et al. High-value bioproducts from microalgae: Strategies and progress. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, v. 59, p. 2423-2441, 2019. <https://doi.org/10.1080/10408398.2018.1455030>.

LING, Y.; SUN, L.; WANG, S.; LIN, C.S.K.; ZHOU, Z. Cultivation of oleaginous microalga *Scenedesmus obliquus* coupled with wastewater treatment for enhanced biomass and lipid production. *Biochemical Engineering Journal*, v. 148, p. 162-169, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.05.012>.

LIYANAARACHCHI, V. C.; PREMARATNE, M.; ARIYADASA, T. U.; NIMARSHANA, P. H. V. e MALIK, A. Two-stage cultivation of microalgae for production of high-value compounds and biofuels: A review. *Algal Research*. Vol. 57, n. 102353. 2021.

LUO, Y.; LE-CLECH, P.; HENDERSON, R. K. Simultaneous microalgae cultivation and wastewater treatment in submerged membrane photobioreactors: A review. *Algal Research*, v. 24, p. 425–437, 2017.

MA S.; YU Y.; CUI H. YADAV R. S.; LIB J.; FENG Y. Unsterilized sewage treatment and carbohydrate accumulation in *Tetradismus obliquus* PF3 with CO₂ supplementation. *Science Direct. Algal Research*. V 45, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101741>.

MALINOSKI, L. O que são microalgas?: as microalgas representam diversos processos inovadores para a geração de produtos biotecnológicos e energia de forma sustentável. As microalgas representam diversos processos inovadores para a geração de produtos biotecnológicos e energia de forma sustentável, 2018.

MANTOVANI, J. R.; CARRERA, M.; LANDGRAF, P. R. C.; JOSÉ, M.; MIRANDA, J. M. Soro ácido de leite como fonte de nutrientes para o milho. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.19, n.4, p.324–329, 2015.

MAPA, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Mapa do leite: Políticas públicas e privadas. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/ptbr/assuntos/producao-animal/mapa-do-leite>. Acesso em 05 de out. 2022.

MARTINS, D. B. G. produção de β -galactosidase e biomassa por *Kluyveromyces marxianus* sob diferentes condições de cultivo. 169 f. Tese (Doutorado) - Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pernambuco, Recife - Pernambuco, 2005.

MUJTABA, G. e 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.

MIRZAEI. M. A. M.: KALBASI, M.: MOUSAVI, S. M.; GHOBADIAN, B. Investigation of mixotrophic, heterotrophic, and autotrophic growth of *Chlorella vulgaris* under agricultural

waste medium. *Preparative Biochemistry And Biotechnology*, Volume 46, Número 2, Pages 150-156, (2016).

MONDAL, M. et al. Production of biodiesel from microalgae through biological carbon capture: a review. *3 Biotech*, v. 7, n. 2, p. 1–21, 2017.

MOREIRA, R. W. M. et al. Avaliação sensorial e reológica de uma bebida achocolatada elaborada a partir de extrato hidrossolúvel de soja e soro de queijo. *Acta Scientiarum. Technolog y*, v. 32, n. 4, p. 435-438, 2010.

MORENO, O. J. H.; PINTO, G. A.; POLLIO; FRUNZO, L.; LENS, P. N. L.; ESPOSITO, G. Start-up of a nutrient removal system using *Scenedesmus vacuolatus* and *Chlorella vulgaris* biofilms. *Bioresour Bioprocess*, v. 6, p. 27, 2019.

MORONE, J.; ALFEUS, A.; VASCONCELOS, V.; MARTINS, R. Revealing the potential of cyanobacteria in cosmetics and cosmeceuticals – A new bioactive approach. *Algal Research*, v. 41, 2019.

MUNIZ, C. B. DE O. Avaliação Da Influência De Quitosana Na Porosidade E Resistência De Microesferas De Alginato/Quitosana Para Imobilização De Microrganismos E Posterior Uso No Tratamento De Águas Residuárias. *UFCG*, p. 47, 2018.

NOVOVESKÁ, L.; ZAPATA, A.K.M.; Zabolotney, J.B.; ATWOOD, M.C.; SUNDSTROM, E.R. Optimizing microalgae cultivation and wastewater treatment in large-scale offshore photobioreactors. *Algal Research*, v. 18, p. 86-94, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.05.033>.

NUNES, L. A., GERBER, J. Z., COSTA, F. P., SOUZA, R. J. S., & KALID, R. A. (2018). O soro do leite, seus principais tratamentos e meios de valorização. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*. <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p301-326>.

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*, v. 45, p. 101731, 2020.

ORTEGA, J. A. S. Avaliação do desempenho da microalga *Tetrademus obliquus* como fonte para a produção de biodiesel. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2021.

PACHECO, T. F. Fermentação alcoólica com leveduras de características flocculantes em reator tipo torre com escoamento ascendente. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

PADRI, M.; BOONTIAN, N.; PIASAI, C.; TAMZIL, M. S. Construction of co-culture of microalgae with microorganisms for enhancing biomass production and wastewater treatment: a review. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, v623; 2021. doi:10.1088/1755-1315/623/1/012024.

PALADINI, O. e NEVIANI, M. Scale-up of photo-bioreactors for microalgae cultivation by theorem. Biochemical Engineering Journal. Vol. 153, n. 107398. 2020.

PAULA, L. DE; ROLIM, M. M.; BEZERRA NETO, E.; SOARES, T. M.; PEDROSA, E. M. R.; SILVA, E. F. F. Crescimento e nutrição mineral de milho forrageiro em cultivo hidropônico com soro de leite bovino. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.931-939, 2011.

PEREIRA, T. F.; Biossorção de corante vermelho 40 por leveduras magnetizadas com nanopartículas de óxido de ferro. Curitiba, 2019.

PIGNATI, W. A., LIMA, F. A. N., DE S. E LARA, S. S., DE CORREA, M. L. M., BARBOSA, J. R., LEO, L. H. C., PIGNATTI, M. G., 2017. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. *Ciência Saúde Coletiva* 22, 3281–3293, 2017.

PIRES, J. C. M.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G. Photobioreactor design for microalgae production through computational fluid dynamics: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 79, p. 248–254, 2017.

PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; RIVAS, J. Cheese whey management: a review. *Journal of Environmental Management*, v. 110, p. 48-68, 2012.

QIN, L.; LIU, L.; WANG, Z.; CHEN, W.; WEI, D. Efficient resource recycling from liquid digestate by microalga-yeast mixed culture and the assessment of key gene transcription related to nitrogen assimilation in microalgae. *Bioresource Technology*, v. 264, p.90-97, 2018.

RAD, S. J.; LEWIS, M. J. Water utilisation, energy utilisation and waste water management in the dairy industry: A review. *International Journal of Dairy Technology*, v. 67, n. 1, 2014.

RAMOS, R. e 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.

RIVAS, J. K.S.; ALTAMIRANO, R.H.; CERVANTES, V. Y.M.; GÓMEZ, E.J.B.; CHAIREZ, I. Biodiesel production, through intensification and profitable distribution of fatty acid methyl esters by a microalgae-yeast co-culture, isolated from wastewater as a function of the nutrients composition of the culture media. *Fuel*, v. 280, 2020.

RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WAERBURY, J. B.; HERDMAN, M.; STAINER, R. V. Genetic assignment, strain histories and properties of pure culture of cyanobacteria. *J Gen Microbiol*, v. 111, p. 1–61, 1979.

RODRIGUES, H.D.P.; Potencial Biossorbitivo e biodegradativo das células de “*Saccharomyces cerevisiae*” livre e imobilizadas em alginato de cálcio na remoção de corantes têxteis. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências 42 Biológicas Microbiologia Aplicada. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.

RODRÍGUEZ-JASSO, R. M.; ROSERO-CHASOY, G.; AGUILAR, C. N.; BUITRON, G.; CHAIREZ, I.; RUIZ, H. A. Microbial co-culturing strategies for the production high value

compounds, a reliable framework towards sustainable biorefinery implementation – an overview. *Bioresource Technology*, v. 321, 2021.

RUGNINI, L.; ELLWOOD, E. T. W.; COSTA, G.; FALSETTI, A.; CONGESTRI, R. e BRUNO, L. Scaling-up of wastewater bioremediation by *Tetrademus obliquus*, sequential biotreatments of nutrients and metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 172, p. 59-64. 2019.

SADDOUD, A.; HASSAIRI, I.; SAYADI, S. Anaerobic membrane reactor with phase separation for the treatment of cheese whey. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 11, p. 2102-2108. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.08.013>.

SALATI, S.; D'IMPORZANO, G.; MENIN, B.; VERONESI, D.; SCAGLIA, B.; ABBRUSCATO, P.; MARIANI, P.; ADANI, F. Mixotrophic cultivation of *Chlorella* for local protein production using agro-food by-products. *Bioresource Technology*, v. 230, p. 82-89, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.030>.

SANSUY BLOG. Vantagens do sistema de cultivo de microalgas para o aquanegócio, 2021. Disponível em: Disponível em: <[Project » AquaVitae \(aquavitaeproject.eu\)](http://Project»AquaVitae(aquavitaeproject.eu))>. Acessado em: 05 de mar. de 2023.

SANTOS, L. E. Minimização de emissões de óxidos de nitrogênio (NOX) pelo uso de fotocatalise e biofixação por microalgas. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) — Universidade Federal do Paraná, Curitiba/PR, 2018.

SANTOS, A. M. dos. Estudo da influência da complementação de nutrientes no mosto sobre o processo de fermentação alcoólica em batelada. Dissertação, Universidade Federal de Alagoas, Maceió – AL, 2008.

SANTOS, C. M. Simulação Tridimensional com Sistema Gás-Líquido em Colunas de Bolhas. Universidade Estadual de Campinas, 2005.

SALAMA, E.; KURADE, M. B.; ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; YANG I.; MIN, B., JEON, B. Recent progress in microalgal biomass production coupled with

wastewater treatment for biofuel generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 79, Pages1189-1211, 2017.

SALAZAR J.; SANTANA-SÁNCHEZ A.; NÄKKILÄ J.; SIRIN S.; ALLAHVERDIYEVA Y. Complete N and P removal from hydroponic greenhouse wastewater by *tetrademus obliquus*: A strategy for algal bioremediation and cultivation in Nordic countries. *Science Direct. Algal Research*. V 70, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2023.102988>.

SILVA, C. E. F; BERTUCCO, A.; VIEIRA, R.C.; ABUD, A. K. S.; ALMEIDA, F. B. P. S. *Synechococcus* PCC 7002 to produce a carbohydrate-rich biomass treating urban wastewater. *Biofuels*, 2020.

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. *Application of Microalgae in Wastewater Treatment*, Volume 2, Cap. 21, Pages 495-529, 2019.

SOLIMENO, A.; ACÍEN, F. G.; GARCÍA, J. Mechanistic model for design, analysis, operation and control of microalgae cultures: Calibration and application to tubular photobioreactors. *Algal Research*, v. 21, p. 236–246, 2017.

TANG, D. Y. Y.; KHOO, K. S.; CHEW, K. W.; TAO, Y.; HO, S. H.; SHOW, P. L. Potential utilization of bioproducts from microalgae for the quality enhancement of natural products *Doris*. *Bioresource Technology journal*, v. 304, 2020.

TING, H.; HAIFENG, L.; SHANSHAN, M.; ZHANG, Y.; ZHIDAN, L.; N., D. Progress in microalgae cultivation photobioreactors and applications in wastewater treatment: a review. *International Journal Agric Biology Energy*, v. 10, p. 1- 29, 2017. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20171001.2705>.

TEBBANI, S.; LOPES, F.; FILALI, R.; DUMUR, D.; PAREAU, D. CO₂ biofixation. In: *CO₂ Biofixation by Microalgae*. [S.l.]: WileyBlackwell, p. 23– 32. 2014.

TORTORA, G. J; FUNKE, B. R; CASE, C. L. *Microbiologia*. 10. ed. Porto Alegre - Rio Grande do Sul: 967 p., Artmed, 2012.

WALKER, G. M. *Yeast Physiology and Biotechnology*. John Wiley and Sons Ltd. England, 362 p., abr. 1998.

WALLS, L.E.; VELASQUEZ-ORTA, S.B.; ROMEROFRASCA, E.; LEARY, P.; NOGUEZ, I.Y.; LEDESMA, M.T.O. Non-sterile heterotrophic cultivation of native wastewater yeast and microalgae for integrated municipal wastewater treatment and bioethanol production. *Biochemical Engineering Journal*, v. 151, n. 15, p. 107319, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107319>.

WANG, N.; LASCA.; ZOU, Y.; XU, Y.; XU, S.; BILAL, M.; FICKERS, P.; CHENG, H. Engenharia metabólica de *Yarrowia lipolytica* para termorresistência e maior produtividade de eritritol. *Biotecnologia. Biocombustíveis* 2020 , 13 , 176.

WESSLING, C.S. Avaliação comparativa entre os procedimentos técnicos, legais e administrativos de outorga para lançamento de efluentes em rios adotados no Brasil e Alemanha. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

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: na overview. *Cells*, v.10, Ed. 2, p. 393, 2021.

YEN, H. W.; CHEN, P.W.; CHEN L. J. The synergistic effects for the co-cultivation of oleaginous yeast-Rhodotorula glutinis and microalgae-Scenedesmus obliquus on the biomass and total lipids accumulation. *Bioresource Technology*, 184, p. 148-152, 2015.

YIN Z, ZHU L, LI S, HU T, CHU R, MO F, HU D, LIU C, LI B. A comprehensive review on cultivation and harvesting of microalgae for biodiesel production: Environmental pollution control and future directions. *Bioresource Technology*, v. 301, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122804>.

ZIMERMANN, J.D.F. Cultivo da microalga *Galdieria sulphuraria* em permeado de soro de leite. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia. Universidade Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2019.

ZKERI, E.; LLIOPOULOU, A.; KASTSARA, A.; KORDA, A.; ALOUPI, M.; GATIDOU, G.; FOUNTOULAKIS, M.S.; STASINAKIS, S. Comparing the use of a two-stage MBBR system with a methanogenic MBBR coupled with a microalgae reactor for medium-strength dairy wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 323, 2021.

ZHUANG, L.; YU, D.; ZHANG, J.; LIU, F.; WU, Y.; ZHANG, T.; DAO, G.; HU, H. The characteristics and influencing factors of the attached microalgae cultivation: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 94, p. 1110-1119, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.006>.