

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

Iacy Maria Pereira de Castro

**VALORIZAÇÃO DE MICROALGAS PRODUZIDAS A PARTIR DO TRATAMENTO DE  
RESÍDUOS ALIMENTARES: biofertilizante e biogás por codigestão anaeróbia**

Belo Horizonte  
2024

Iacy Maria Pereira de Castro

**VALORIZAÇÃO DE MICROALGAS PRODUZIDAS A PARTIR DO TRATAMENTO DE RESÍDUOS ALIMENTARES: biofertilizante e biogás por codigestão anaeróbia**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de resíduos sólidos

Orientador: Fabiana Lopes Del Rei Passos

Belo Horizonte  
2024

C355v

Castro, Iacy Maria Pereira de.

Valorização de microalgas produzidas a partir do tratamento de resíduos alimentares [recurso eletrônico] : biofertilizante e biogás por codigestão anaeróbia / Iacy Maria Pereira de Castro. – 2024.

1 recurso online (134 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Fabiana Lopes Del Rei Passos.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses.  
3. Resíduos – Tratamento – Teses. 4. Microalga – Teses.  
5. Biodigestão anaeróbica – Teses. 6. Biofertilizantes – Teses.  
7. Biogás – Teses. I. Passos, Fabiana Lopes Del Rei. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



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

### **FOLHA DE APROVAÇÃO**

"Valorização de Microalgas Produzidas A Partir do Tratamento de Resíduos Alimentares: Biofertilizante e Biogás Por Codigestão Anaeróbia"

**IACY MARIA PEREIRA DE CASTRO**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Profª FABIANA LOPES DEL REI PASSOS - Orientadora

Prof. CLÁUDIO LEITE DE SOUZA

Profª PAULA PEIXOTO ASSEMANY

Prof. SERGIO FRANCISCO DE AQUINO

Prof. MARCIO ARÊDES MARTINS

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profª. Priscilla Macedo Moura

Profª. Fabiana Lopes Del Rei Passos

Coordenadora

Orientadora

Belo Horizonte, 08 de abril de 2024.



Documento assinado eletronicamente por **Sérgio Francisco de Aquino, Usuário Externo**, em 08/04/2024, às 12:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fabiana Lopes Del Rei Passos, Usuária Externa**, em 08/04/2024, às 13:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Paula Peixoto Assemany, Usuária Externa**, em 12/07/2024, às 13:38, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Arêdes Martins, Usuário Externo**, em 30/05/2025, às 14:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Claudio Leite de Souza, Professor do Magistério Superior**, em 03/06/2025, às 11:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 26/06/2025, às 07:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **3164439** e o código CRC **68A9A73B**.

*Dedico este trabalho às mulheres da minha família, em especial à minha avó Alaide Fernandes, à minha mãe Maria Aparecida Pereira, às minhas irmãs Aila Castro e Imaculada Castro, à minha tia Maria Cristina e às minhas madrinhas Silvanir e Branca.*

## AGRADECIMENTOS

À minha família, que de todas as maneiras possíveis, me apoiou e compreendeu minha ausência em tantos momentos nos últimos anos. Ao Adenilson, meu parceiro de vida, que esteve comigo em muitos momentos difíceis. Agradeço sua paciência, afeto e incentivo ao longo dessa caminhada.

À Prof<sup>a</sup> Fabiana Passos por aceitar a orientação, pelo apoio constante, direcionamentos e contribuições fundamentais. Agradeço também aos Professores André Rosa, Alisson Borges e Fernando Cunha por fornecerem os espaços físicos essenciais para o desenvolvimento da pesquisa, incluindo laboratório e estufa, além de suas valiosas contribuições na elaboração dos artigos.

À dedicada equipe do Laboratório de Qualidade Ambiental - LQA, especialmente a Iza Maria (Izabelle), Maumau (Guilherme), Eder, Gabi Rosa, Simone e Elisa (*in memoriam*), por toda a amizade, pelos inúmeros dias de trabalho e pelos momentos felizes compartilhados.

Aos estagiários voluntários Antonio, Vitor, Júlio e Amanda, que participaram do projeto, pela contribuição na montagem e monitoramento dos experimentos.

Agradeço ao Professor Marcio Arêdes por autorizar a coleta de microalgas no tanque de cultivo do laboratório de biocombustíveis, ao Dilson Rocha pela organização logística das coletas e ao Policarpo por toda assistência nos experimentos agronômicos.

À Professora Ivet Ferrer, do *Group of Environmental Engineering and Microbiology* (GEMMA), por aceitar me receber. Às Professoras Enrica Uggetti e Marianna Garfi, pelas orientações e contribuições durante as atividades de pesquisa. Agradeço a todos os membros do GEMMA, especialmente a Ana Gonzalez, Sandra, Ana Maria, Evelyn, Marta, Kurt, Etiele e Rosa, por todo o carinho, vivências e aprendizados durante o período sanduíche.

Expresso minha sincera gratidão aos professores que participaram das bancas de qualificação e/ou defesa de doutorado, incluindo Irene Cardoso, Bruno Baeta, André Rosa, Paula Assemany, Sergio Aquino, Claudio Souza, Maria de Lourdes Santos e Marcio Arêdes pela disponibilidade e leitura crítica do trabalho.

A todos os professores com quem tive a oportunidade de aprender e aos funcionários do DESA e da UFMG, meu reconhecimento pela ajuda prestada. Em especial ao Professor Thiago Neves por sua fundamental ajuda e treinamento nas análises cromatográficas. Aos amigos da pós-graduação, em especial a Brenda Piteira e Diogo André, por compartilharem os vários desafios e por todos os conselhos.

Agradecimentos à UFMG, UFV, CNPq, CAPES e FAPEMIG pelo amparo concedido para o desenvolvimento da pesquisa.

## RESUMO

O atual modelo de saneamento está evoluindo para um conceito operacional circular e autossustentável. Sistemas integrados de tratamento de resíduos alimentares com produção de microalgas apresentam-se como alternativa promissora para incorporar essa nova abordagem, caracterizada por baixa demanda energética e geração de subprodutos de interesse. Entretanto, existem lacunas de conhecimento sobre as estratégias ideais para valorizar a biomassa de microalgas gerada nesse contexto. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a valorização das microalgas na produção de biogás, por meio de codigestão anaeróbia com resíduos alimentares, e como biofertilizante agrícola. A pesquisa foi dividida em três partes: i) investigação da monodigestão e codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas em reatores semicontínuos, com avaliação de diferentes cargas orgânicas e tempos de detenção hidráulica; ii) análise do potencial uso de microalgas no solo como biofertilizante agrícola em vasos, utilizando a cultura de *Brachiaria híbrida cv. Sabiá*, identificando resultados quantitativos e qualitativos no solo e na planta; e iii) estimativa e comparação da recuperação de nutrientes e energia em reator escala demonstração operado em monodigestão e codigestão anaeróbia, com base nos melhores indicadores de desempenho obtidos em experimento laboratorial. Os resultados mostraram que o reator em monodigestão de resíduos alimentares apresentou instabilidade ao longo das fases operacionais. A relação entre alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) aumentou de 0,1 para 2,5, acompanhada por um consumo de alcalinidade até valores inferiores a 0,9 gCaCO<sub>3</sub>/L. O pH caiu para valores inferiores a 5,0, e o rendimento de metano foi drasticamente afetado, diminuiu de 0,22 LCH<sub>4</sub>/gSV para 0,04 LCH<sub>4</sub>/gSV. Por outro lado, a codigestão com microalgas manteve condições de estabilidade, com o pH neutro, a relação AI/AP inferior a 0,3 e o rendimento de metano variou entre 0,2 e 0,3 LCH<sub>4</sub>/gSV. Os biofertilizantes à base de microalgas melhoraram a qualidade do solo, proporcionaram aporte de matéria orgânica, macro e micronutrientes. Além disso, a produtividade da planta forrageira, em termos de matéria seca, aumentou 12% e 19% para as microalgas frescas e codigeridas com resíduos alimentares, respectivamente. A codigestão com microalgas proporcionou um ganho energético positivo, 60% maior que a monodigestão. Além disso, a produção anual de biofertilizante correspondeu ao equivalente a 1,2 toneladas de fertilizante inorgânico. Os resultados demonstraram que a incorporação das microalgas como substrato secundário para a digestão anaeróbia de resíduos alimentares pode representar uma estratégia eficaz para manter a operação contínua desse processo. Ademais, essa abordagem contribui para a promoção da reutilização circular de recursos nos sistemas de tratamento de resíduos orgânicos, dentro de uma perspectiva de agricultura sustentável. Isso se traduz na geração de energia positiva e na otimização dos fluxos de nutrientes.

Palavras-chaves: bioprodutos; economia circular; agricultura sustentável; biometano; energia positiva.

## ABSTRACT

The current sanitation model is evolving toward a circular and self-sustaining operational concept. Integrated systems for food waste treatment coupled with microalgae production have emerged as a promising alternative for implementing this new approach, characterized by low energy demand and the generation of valuable by-products. However, knowledge gaps remain regarding optimal strategies for valorizing the microalgal biomass produced in such systems. Therefore, the objective of this study was to evaluate microalgae valorization through biogas production via anaerobic co-digestion with food waste, and as an agricultural biofertilizer. The study was structured into three parts: (i) investigation of mono- and co-anaerobic digestion of food waste and microalgae in semicontinuous reactors, assessing different organic loading rates and hydraulic retention times; (ii) evaluation of the potential use of microalgae as a soil biofertilizer in pot experiments using *Brachiaria hybrid cv. Sabiá*, with quantitative and qualitative assessments of soil and plant responses; and (iii) estimation and comparison of nutrient and energy recovery in a demonstration-scale reactor operated under mono- and co-digestion conditions, based on the best performance indicators from laboratory experiments. Results showed that the reactor operated with mono-digestion of food waste exhibited instability throughout the operational phases. The intermediate-to-partial alkalinity ratio (IA/PA) increased from 0.1 to 2.5, accompanied by a decrease in alkalinity to values below 0.9 gCaCO<sub>3</sub>/L. The pH dropped below 5.0, and methane yield was significantly reduced from 0.22 LCH<sub>4</sub>/gVS to 0.04 LCH<sub>4</sub>/gVS. In contrast, co-digestion with microalgae maintained stable conditions, with neutral pH, IA/PA ratio below 0.3, and methane yield ranging from 0.2 to 0.3 LCH<sub>4</sub>/gVS. Microalgae-based biofertilizers improved soil quality by supplying organic matter, macro- and micronutrients. Additionally, dry matter productivity of the forage crop increased by 12% and 19% when treated with fresh and co-digested microalgae, respectively. Co-digestion with microalgae also resulted in a positive energy gain, 60% higher than that observed in mono-digestion. Furthermore, the annual production of biofertilizer was equivalent to 1.2 tons of inorganic fertilizer. The results demonstrate that incorporating microalgae as a secondary substrate in the anaerobic digestion of food waste can be an effective strategy for maintaining stable process operation. Moreover, this approach promotes the circular reuse of resources in organic waste treatment systems, contributing to sustainable agriculture by enabling positive energy generation and optimizing nutrient cycling.

Keywords: bioproducts; circular economy; sustainable agriculture; biomethane; positive energy.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia .....	19
Figura 2 - Rotas físico-químicas e bioquímicas de recuperação de nutrientes da biomassa de microalgas.....	33
Figura 3 - Rotas de processamento simplificadas da biomassa de microalgas produzida a partir do tratamento de resíduos alimentares (C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; CH <sub>4</sub> : metano).....	34
Figura 4 - Diferentes métodos de aplicação das microalgas como biofertilizante no solo.....	47
Figura 5 - Delineamento experimental proposto.....	55
Figura 6 - Esquema do sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares e aproveitamento de subprodutos da UFMG .....	56
Figura 7 – Reatores semicontínuos em monodigestão de resíduos alimentares e codigestão de resíduos alimentares e microalgas .....	62
Figura 8 - Indicadores de estabilidade e desempenho do reator em digestão anaeróbia de resíduos alimentares (monodigestão) e em codigestão de resíduos alimentares e biomassa de microalgas (codigestão) em diferentes condições de COV e TDH. ....	68
Figura 9 - Composição e concentração dos ácidos orgânicos voláteis – AOVs totais nos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia sob diferentes cargas orgânicas volumétricas (COV – gSV/L.d) e tempo de detenção hidráulica (TDH - dia).....	71
Figura 10 – Conteúdo de macronutrientes foliares (N, P, K, Ca, Mg) em <i>Brachiaria</i> híbrida cv. <i>Sabiá</i> cultivada com diferentes tratamentos: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA-dig), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-codig); e controle (solo sem fertilização). As barras de erro correspondem ao erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis (*) ( $\alpha = 0,05$ ). ....	91
Figura 11 - Parâmetros de crescimento da <i>Brachiaria híbrida</i> cv. <i>Sabiá</i> com diferentes tratamentos: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA-dig), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-Codig); e controle (solo sem fertilização). As barras de erro correspondem ao erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). ....	93
Figura 12 – Limites das configurações estudadas do reator anaeróbio em escala demonstração .....	103
Figura 13- Estimativa da recuperação de nutrientes em reator escala demonstração operado em condições de monodigestão e codigestão anaeróbia. ....	106
Figura 14 - Comparação entre a energia elétrica e térmica recuperada nos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia em diferentes formas de conversão. ....	109

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização orgânica dos resíduos alimentares.....	18
Tabela 2 - Caracterização macromolecular dos resíduos alimentares (% de massa seca).....	18
Tabela 3 - Reatores anaeróbios em contínuo tratando resíduo alimentar em condições de estabilidade e desequilíbrio.....	27
Tabela 4- Concentração da biomassa e eficiência dos sistemas a base de microalgas no tratamento de digestato de resíduos alimentares .....	32
Tabela 5 - Resultados de rendimento de metano a partir da codigestão de resíduos alimentares (RA) e microalgas (MA). .....	37
Tabela 6 - Efeitos do uso de microalgas como biofertilizante no solo .....	42
Tabela 7 - Efeitos do uso de microalgas como biofertilizante na cultura .....	43
Tabela 8 - Síntese das análises estatísticas realizadas .....	57
Tabela 9 - Propriedades Físicas e químicas dos resíduos alimentares e da biomassa de microalgas (média $\pm$ desvio padrão) .....	61
Tabela 10 - Parâmetros avaliados, frequência amostral e método empregado .....	63
Tabela 11 - Eficiência de remoção de sólidos voláteis (SV), concentração de nitrogênio (N) amoniacal, produção de biogás e rendimento de metano nos reatores em monodigestão de resíduos alimentares e codigestão de resíduos alimentares e biomassa microalgal sob diferentes OLR e HRT. ....	75
Tabela 12 – Propriedades agronômicas do digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduos alimentares e microalgas. Valores médios $\pm$ desvio padrão .....	76
Tabela 13 - Propriedades físico-químicas da biomassa de microalgas fresca, digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduo alimentar e microalgas. Valores médios $\pm$ desvio padrão.....	82
Tabela 14 - Parâmetros avaliados, frequência amostral e método empregado para amostras de solo e planta .....	85
Tabela 15 - Valores médios da caracterização do solo após 40 dias de cultivo da planta com diferentes tratamentos de fertilizantes: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-codig); e controle (solo sem fertilização). Letras diferentes em uma mesma coluna indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis (*) ( $\alpha = 0,05$ ).....	89
Tabela 16 – Teor de micronutrientes e sódio nas plantas após aplicação de diferentes tratamentos fertilizantes e o controle.....	92
Tabela 17 - Influência de diferentes tratamentos nos atributos de rendimento da gramínea híbrida <i>brachiaria híbrida</i> cv. Sabiá no experimento em vaso. Os dados foram apresentados como média $\pm$ desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ).....	96
Tabela 18 - Características e indicadores de desempenho dos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia escala de laboratório .....	103
Tabela 19 - Dados dos equipamentos auxiliares.....	105
Tabela 20 - Desempenho energético. ....	107

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al/AP - Relação Alcalinidade Intermediária e Alcalinidade Parcial

BM - Biomassa de Microalgas

COV - Carga Orgânica Volumétrica

CSTR - Continuous Stirred-Tank Reactor – Reator de Mistura Completa

DQO - Demanda Química de Oxigênio

FID - Flame Ionization Detector – Detector por Ionização de Chama

GEE - Gases de Efeito Estufa

GLP - Gás Liquefeito de Petróleo

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

MS - Massa

pH - Potencial Hidrogeniônico

RA - Resíduos Alimentares

RA+BM - Resíduos alimentares mais Biomassa de Microalgas

ST - Sólidos Totais

SV - Sólidos Voláteis

TDH - Tempo de detenção hidráulica

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

UFV - Universidade Federal de Viçosa

LQA – Laboratório de Qualidade Ambiental

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	15
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b>	17
2.1	Resíduos Alimentares	17
2.2	Digestão anaeróbia dos resíduos alimentares	19
2.2.1	Parâmetros operacionais	21
2.2.2	Desafios, limitações e oportunidades	28
2.3	Tratamento de efluentes digeridos em lagoas de alta taxa	29
2.3.1	Características da biomassa de microalgas	30
2.4	Rotas recuperação de microalgas	32
2.4.1	Codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas	34
2.4.2	Microalgas como biofertilizante agrícola	39
2.5	Análise crítica da revisão da literatura	49
<b>3</b>	<b>PREMISSAS E HIPÓTESES</b>	51
<b>4</b>	<b>OBJETIVOS</b>	53
4.1	Objetivo Geral	53
4.2	Objetivos Específicos	53
<b>5</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	54
5.1	Delineamento experimental do projeto	54
5.2	Plataforma de tratamento de resíduos alimentares da UFMG	56
5.3	Tratamento estatístico dos dados	57
<b>6</b>	<b>MONODIGESTÃO E CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS: ESTABILIDADE E PRODUÇÃO DE BIOGÁS</b>	58
6.1	Introdução	58
6.2	Material e Métodos	60
6.2.1	Resíduos alimentares e biomassa de microalgas	60
6.2.2	Parâmetros operacionais	61
6.2.3	Parâmetros analíticos	62
6.2.4	Tratamento estatístico dos dados	64
6.3	Resultados e Discussão	65
6.3.1	Indicadores de estabilidade	65
6.3.2	Rendimento de Metano	69
6.3.3	Perfil de Ácidos orgânicos voláteis - AOV	70
6.3.4	Eficiência do Tratamento	73
6.3.5	Características Agronômicas	76
6.4	Conclusão	78

<b>7 VALORIZAÇÃO DE MICROALGAS COMO BIOFERTILIZANTE ANTES E DEPOIS DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM RESÍDUOS ALIMENTARES: EFEITOS NO SISTEMA SOLO PLANTA</b> .....	79
7.1 Introdução .....	79
7.2 Materiais e Métodos.....	81
7.2.1 Microalgas frescas, digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduos alimentares e microalgas .....	81
7.2.2 Desenho experimental agrônômico .....	82
7.2.3 Avaliação da eficiência e recuperação do nitrogênio.....	84
7.2.4 Parâmetros analíticos.....	84
7.2.5 Tratamento estatístico dos dados.....	86
7.3 Resultados e Discussão.....	86
7.3.1 Efeitos nas propriedades químicas do solo .....	86
7.3.2 Conteúdo de nutrientes nas folhas .....	90
7.3.3 Parâmetros biométricos da planta .....	92
7.3.4 Atributos de rendimento .....	94
7.3.5 Desempenho dos diferentes tipos de biofertilizantes .....	97
7.4 Conclusão .....	98
<b>8 CODIGESTÃO ANERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS: RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES E ENERGIA</b> .....	100
8.1 Introdução .....	100
8.2 Material e Métodos.....	101
8.2.1 Sistema de tratamento de resíduos alimentares da UFMG.....	101
8.2.2 Condições para análise de desempenho do reator anaeróbio em escala demonstração .....	102
8.2.3 Balanço de massa e energia .....	104
8.3 Resultados e Discussão.....	105
8.4 Conclusão .....	110
<b>9 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES</b> .....	111
<b>REFERÊNCIA</b> .....	114
<b>APÊNDICE A - Artigos publicados</b> .....	131

## 1 INTRODUÇÃO

A transição dos sistemas de tratamento convencional para unidades de recuperação de recursos é fator chave para enfrentar os desafios atuais de poluição secundária gerada pelo manejo inadequado do lodo, pela grande demanda de energia das unidades de tratamento, pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e escassez de recursos minerais (AVILA et al., 2022). Os preceitos do novo paradigma de tratamento propõem a recuperação de água, energia e nutrientes de resíduos líquidos e/ou sólidos com a perspectiva de autossuficiência energética (energia neutra), ou mesmo a geração de um balanço energético positivo, sustentável e cíclico (AVILA et al., 2022).

No contexto de resíduos alimentares, é bem difundida a adoção de tecnologias convencionais de tratamento biológico de larga escala, como a digestão anaeróbia, em virtude da composição orgânica desses resíduos, da operação e manutenção simplificada associadas à possibilidade de geração de produtos de interesse como biogás e biossólidos (REN et al., 2018; NÁTHIA-NEVES, et al., 2018; CHEN et al., 2008; ZHANG et al., 2013ab). A Comissão Europeia considerou a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos entre as tecnologias mais eficientes para aproveitar o potencial energético dos resíduos biológicos (EC, 2009).

Apesar da possibilidade de recuperação de recursos, a digestão anaeróbia de resíduos alimentares é complexa e requer efetiva ação sinérgica das fases de digestão (particularmente hidrólise e metanogênese) para a sua estabilidade e eficiência (NÁTHIANEVES, et al., 2018; CHERNICHARO, 2016). Além disso, há a necessidade de pós-tratamento do efluente ou digestato ainda rico em carbono, nitrogênio e fósforo para otimizar a recuperação dos recursos, reduzir a poluição e emissões de GEE (TORRES-FRANCO et al., 2018).

A associação de reatores anaeróbios seguidos por lagoas de alta taxa tem sido recentemente adotada como alternativa para o pós-tratamento do efluente digerido e avança em direção ao novo paradigma de estações de tratamento sustentáveis e circulares (TORRES-FRANCO et al., 2018; TORRES-FRANCO et al., 2020; TORRES-FRANCO et al., 2021; FERREIRA et al., 2020; FERREIRA et al., 2021).

Nessas lagoas, microalgas crescem a partir da assimilação de nutrientes e, em simbiose com bactérias heterotróficas, aportam oxigênio para a degradação da matéria orgânica solúvel. Ainda, há a produção de biomassa de microalgas, o que incorpora ao sistema de tratamento de resíduos alimentares a possibilidade de recuperação de recursos e energia (TORRES-FRANCO et al., 2021).

Há diversas possibilidades de aproveitamento dessa biomassa que aportam benefícios econômicos e ambientais ao sistema, como produção de bioenergia, fertilizante agrícola e proteína animal. Porém, em casos como a produção de biodiesel, a viabilidade tecnológica esbarra em rotas de pré-tratamento e processamento de alta demanda energética (KHAN, et al., 2018). Por outro lado, pouco ou nenhum esforço são destinados a rotas de valorização a baixos custos em sistemas descentralizados em países em desenvolvimento.

Sistemas de baixo custo, como a digestão anaeróbia seguida de lagoas de alta taxa, -podem sustentar a bioeconomia circular através da produção de energia e recuperação de biomassa como biofertilizante (BELE; RAHAGOPAL; GOYETTE, 2023). Resultados preliminares, em batelada, mostraram que a biomassa microalgal tem o potencial de adicionar capacidade tampão e micronutrientes, melhorando o desempenho do processo e o efeito sinérgico sobre a população microbiana (FERREIRA, ASTALS E PASSOS, 2021; ZHANG et al., 2020). Além disso, recentemente, a biomassa de microalgas tem ganhado significativa atenção por seu potencial como biofertilizante e biostimulante de diferentes culturas, melhorando a produtividade e a qualidade do solo (ÁLVAREZ-GONZÁLEZ et al., 2022, 2023; PEREIRA et al., 2021; COPPENS et al., 2016; RENUKA et al., 2018; NAYAK et al., 2019; LORENZT et al., 2020). A biomassa de microalgas digerida e codigerida também mostrou ter características agrônômicas e potencial para ser valorizada como biofertilizante (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017; AVILA et al., 2022). Nessa perspectiva, rotas de valorização das microalgas para a produção de biofertilizante agrícola e de biogás a partir da codigestão com resíduos alimentares foram estudadas nessa pesquisa de doutorado como alternativas de baixo custo para um sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares visando o fechamento de ciclo.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Resíduos Alimentares

Os resíduos alimentares são originários das perdas de alimento que ocorrem no fim da cadeia alimentar (varejo e consumo final). São um dos componentes mais importantes da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, incluindo os resíduos de alimentos domésticos, resíduos de processamento de alimentos, refeitórios e resíduos de restaurantes (REN et al., 2018). No Brasil, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) representa 45,3% dos resíduos sólidos urbanos e é composta basicamente por resíduos alimentares, resíduos verdes (poda de árvores e jardinagem) e madeiras (ABRELPE, 2020).

Estima-se que um terço dos alimentos produzidos para consumo humano é perdido ou desperdiçado globalmente, o que equivale a cerca de 1,3 bilhão de tonelada por ano. Isso significa mais de 30% de toda a produção mundial de alimentos (FAO, 2011; CAISAN, 2016). No Brasil, das 268,1 milhões de toneladas de alimentos disponíveis, 26,3 milhões foram perdidas, ou seja, aproximadamente 10% do total no ano de 2013 (FAO, 2018; CAISAN, 2016).

As principais causas de desperdícios, identificadas nas últimas décadas, estão relacionadas ao armazenamento, embalagem, manuseio e transporte dos resíduos alimentares (CAISAN, 2016). Sem gerenciamento adequado, esses resíduos são normalmente descartados em aterros sanitários, o que resulta na geração de grandes volumes de GEE (principalmente, metano - CH<sub>4</sub> e dióxido de carbono – CO<sub>2</sub>) (CHHANDAMA et al., 2021). Estima-se que cerca de 8–10% desses gases estão associados aos alimentos não consumidos (MBOW C, et al., 2019).

A composição dos resíduos alimentares difere com base na fonte, região, clima, época do ano, cultura e economia do país (BONG et al., 2018). Em geral, o percentual de sólidos totais é em torno de 10-30%, enquanto todos têm relação entre sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) é maior que 90, indicando sua alta biodegradabilidade (BONG et al., 2018). A Tabela 1 apresenta a caracterização orgânica dos resíduos alimentares. Estudos recentes mostraram que o pH pode apresentar faixas entre 3,7 e 6,5, a relação SV/ST entre 42 e 97% de massa úmida e

a relação entre carbono e nitrogênio (C/N) entre 8,7 e 24. (Tabela 2). Ainda, esses resíduos apresentam alta variabilidade da composição macromolecular, com carboidratos em torno de 2,4 - 74%, proteína entre 0,3 - 18% e lipídios entre 4 - 24,% (BONG et al., 2018; BROWNE e MURPHY, 2013; WANG et al., 2014)

**Tabela 1 - Caracterização orgânica dos resíduos alimentares**

pH	ST	SV/ST	C	N	C/N	Referência
-	% mu		% ms		-	
4,5	-	94	50,2	3-0	16,7	Tonanzi et al. (2018)
-	-	92-97	-	-	12-15	Lorgan et al. (2019)
5,9	15,3	85	7,2	0,5	15,7	Gueri et al. (2018)
-	30,9	85	46,8	3,2	14,8	Zhang et al. (2007)
6,5	18,1	94	46,7	3,5	13,2	Zhang et al. (2011)
4,2	23,1	100	-	-	24,5	Zhang et al. (2013b)
3,7	-	80	-	-	-	Shin et al. (2010)
-	13,3-32,5	42-50	42-49,7	2,9-5,4	8,7-14,9	Choudhary et al. (2020)
5,4	27,9	94	54,6	1,8	30,4	Martí-Herrero et al. (2019)

Nota: mu: matéria úmida; ms: matéria seca; ST: sólidos totais; SV: sólidos voláteis; C:carbono; N: nitrogênio

**Tabela 2 - Caracterização macromolecular dos resíduos alimentares (% de massa seca)**

Carboidratos	Lipídeos	Proteínas	Referência
2,4	3,7	1,2	Algapani et al. (2017)
6,6	4,5	-	Chu et al., (2008)
5,6	12,0	-	Liu et al (2006)
35,8	24,1	14,6	Liu et al (2018)
74,0	10,0	18,0	Yan et al. (2016)
13,4	-	0,3	Yeshanew et al. (2016)

Fonte: Adaptado de Ferreira (2022)

Os carboidratos e proteínas apresentam maior taxa de hidrólise devido à sua rápida degradabilidade em relação aos lipídios. Por outro lado, os resíduos ricos em lipídeos são considerados altamente atrativos para a digestão anaeróbia devido ao potencial para produção teórica de metano (1014 m<sup>3</sup>/kgSV), muito maior comparado aos carboidratos (0,37 m<sup>3</sup>/kgSV) e proteínas (0,74 m<sup>3</sup>/kgSV). (MAO et al., 2015; XU et al., 2017). Assim, carboidratos rapidamente degradáveis e resíduos alimentares ricos em lipídios podem produzir altos rendimentos de metano.

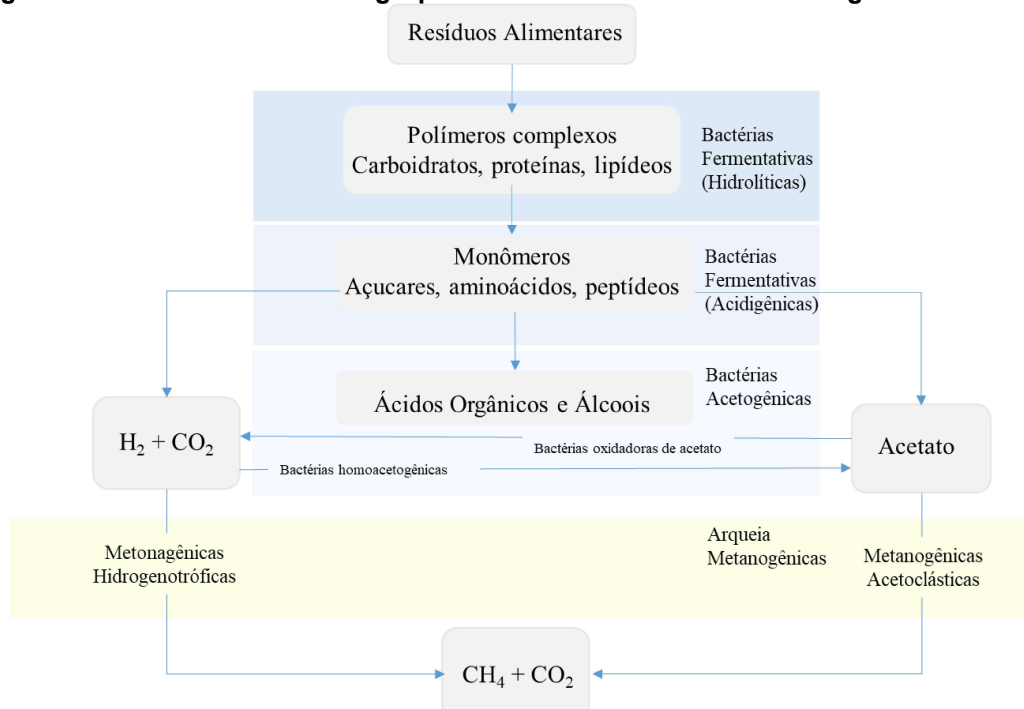
O maior potencial de metano para cada tipo de resíduo alimentar está na faixa de 0,3-1,1 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV, geralmente mais alto do que outros substratos utilizados na digestão anaeróbia, como biomassa lignocelulósica, esterco animal e lodo de esgoto

(MAO et al., 2015; XU et al., 2017). Por esse motivo, a digestão anaeróbia é reconhecida como uma alternativa econômica e sustentável para o tratamento dos resíduos alimentares, pois possibilita não apenas desviar materiais biodegradáveis de aterros sanitários, mas também produzir bioenergia e subprodutos potenciais, como biofertilizante agrícola (REN et al., 2018; NÁTHIA-NEVES, et al., 2018; LI, et al., 2018; NAGAO et al., 2012).

## 2.2 Digestão anaeróbia dos resíduos alimentares

A digestão anaeróbia é um processo biológico em que comunidades de microrganismos em cadeia decompõem matéria orgânica particulada e solúvel em componentes químicos mais simples na ausência de oxigênio. Durante este processo, há a conversão em produtos finais, como biogás (composto principalmente por  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ), efluente (água e componentes hidrolisados, ex.: amônia) e bio sólidos (biomassa microbiana e compostos orgânicos estabilizados). É um sistema dinâmico e complexo que envolve processos microbiológico, bioquímico e físico-químico, e comumente dividido em quatro fases distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1) (CHERNICHARO, 2016).

**Figura 1 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia**



Em condições de equilíbrio, as macromoléculas orgânicas são primeiramente degradadas em monômeros facilmente dissolvidos, incluindo a transformação de carboidratos, proteínas e gorduras em sacarídeos, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa, processo definido de hidrólise. No segundo estágio, chamado de acidogênese, os monômeros se decompõem em ácidos graxos de cadeia curta, incluindo ácido láctico, ácido pirúvico, ácido acético e ácido fórmico. E então, no processo de acetogênese, ácidos como ácido láctico e ácido pirúvico começam a serem digeridos em ácido acético e hidrogênio. Por fim, estes últimos são transformados em metano por arqueias metanogênicas (CHERNICHARO, 2016; RAJENDRAN; ASLANZADEH; TAHERZADEH, 2012; REN et al., 2018).

Como esquematizado na Figura 1, basicamente os três grupos fisiológicos de microrganismos essenciais para o processo são as bactérias fermentativas (hidrolíticas e acidogênicas), as bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e as arqueias metanogênicas (arqueias hidrogenotróficas e acetoclásticas) (MCCARTY, 1964; CHERNICHARO, 2016).

A abundância, diversidade e atividade das arqueias metanogênicas são fundamentais para o equilíbrio do desempenho da digestão anaeróbia. Ecologicamente, as arqueias removem o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação, produzidos nas fases antecedentes. Com isso, a pressão parcial de hidrogênio é reduzida e torna-se possível as reações efetivadas pelas bactérias acetogênicas. Na metanogênese, os principais grupos envolvidos são *Methanosaeta*, *Methanosarcina*, *Methanobacterium*, *Methanospirillum*, *Methanobrevibacter* (LIU et al. 1985; MATA-ALVAREZ e CECCHI, 1990; GRIFFIN et al., 1998; ANGELIDAKI et al., 1999; MADIGAN et al., 2003; FERREIRA, 2005).

Embora este processo seja uma tecnologia comparativamente avançada e amplamente utilizada para tratamento de diferentes substratos, como esterco animal, lodo de esgoto, águas residuárias e resíduos alimentares, uma baixa produção de biogás pode ocorrer devido à deficiência de controle e otimização do processo (PRAMANIK et al., 2019). A digestão anaeróbia depende de vários parâmetros diferentes para um ótimo desempenho, tais como: pH, temperatura,

mistura, substrato, relação C/N e tempo de detenção hidráulica (TDH) (RAJENDRAN; ASLANZADEH; TAHERZADEH, 2012).

### 2.2.1 Parâmetros operacionais

#### **Temperatura**

A temperatura exerce forte influência sobre os parâmetros cinéticos e termodinâmicos do processo de digestão anaeróbia. Em geral, a temperatura do meio é diretamente proporcional à velocidade de uma reação bioquímica. A temperatura influencia as taxas das reações enzimáticas e de difusão de substrato. Estas taxas têm efeito direto sobre o rendimento de metano, formação de ácidos orgânicos e a qualidade do efluente final (PAVLOSTHATHIS e GIRALDO-GOMEZ, 1991; CHERNICHARO, 2016). Para o processo de digestão anaeróbia, a temperatura é usualmente classificada em três faixas: 12 – 16 °C psicrófilicos, 35 – 37°C mesofílicos e 55 – 60 °C termofílicos (LEUNG e WANG, 2016).

De maneira geral, a maioria dos microrganismos formadores de ácido cresce sob condições mesofílicas com faixa de 20-40°C (geralmente 35°C); entretanto, temperaturas mais altas, variando entre 30 – 55 °C, são favoráveis para o desempenho das arqueias metanogênicas e degradação da matéria orgânica complexa (RAJENDRAN; ASLANZADEH; TAHERZADEH, 2012; KHALID et al., 2011). Nesse sentido, temperaturas mais baixas podem comprometer a conversão dos resíduos alimentares e o desenvolvimento microbiano. A digestão anaeróbia operando em condições mesofílicas oferece maior estabilidade e requer menor custo de energia em comparação com a condição termofílica (PRAMANIK et al., 2019).

#### **Tempo de detenção hidráulica e carga orgânica**

Como mencionando anteriormente, a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares acontece via processos metabólicos em equilíbrio, desempenhados por um consórcio diversificado de microrganismos concomitantemente em um único reator. Esse tipo de tecnologia tem como vantagem os menores custos de implantação e operação dos reatores.

Nesse sentido, em operações em reatores em contínuo, o TDH é fundamental para reduzir a perda excessiva de biomassa do sistema e permitir a estabilização dos sólidos mantendo o tempo adequado de residência celular (idade do lodo). Para o desempenho equilibrado da digestão anaeróbia é necessário condicionar a permanência da biomassa no reator conforme seu tempo de crescimento celular. Nesse sentido, a taxa de crescimento está relacionada com o tempo de retenção dos sólidos e depende da temperatura, composição do substrato e da carga orgânica volumétrica (COV) (CHERNICHARO, 2016; MCCARTY, 1964; PRAMANIK et al., 2019). Em reatores de mistura completa, o tempo de retenção dos sólidos é equivalente ao TDH.

Os microrganismos formadores de metano crescem lentamente em relação às bactérias fermentativas, com um tempo de duplicação cerca de 5-16 dias. Nesse caso, as arqueias determinam um TDH de pelo menos 10 a 15 dias. Assim, em reatores anaeróbios com temperaturas mesofílicas, os TDHs podem variar entre 20 e 100 dias (RAJENDRAN; ASLANZADEH; TAHERZADEH, 2012). Segundo Mao et al. (2015), um tempo médio de 15 a 30 dias é necessário para tratar resíduos orgânicos em condições mesofílicas.

A obtenção de um TDH eficaz depende da composição do substrato e da carga orgânica volumétrica. Ao se diminuir o TDH do reator o tempo oferecido pode ser insuficiente para degradação completa do substrato, ou seja, a conversão a metano e dióxido de carbono. Nesse caso, geralmente, leva-se ao acúmulo de ácidos orgânicos voláteis (AOVs). Por outro lado, um TDH maior que o ideal resulta na utilização insuficiente dos componentes do reator e em um maior gasto energético (MAO et al., 2015).

Segundo Climenhaga e Banks (2008), um TDH estendido de 180 dias permitiu a digestão anaeróbia contínua dos resíduos alimentares em reatores com e sem suplementação de micronutrientes, com concentrações superiores a 5.7 g/L de nitrogênio amoniacal e 15 g/L de AOVs, normalmente considerados inibitórios e tóxicos.

A COV pode ser definida como a quantidade de alimentação do resíduo orgânico (expressa como demanda química de oxigênio (DQO) ou SV) adicionada diariamente ao sistema por volume do reator (KOTHARI et al., 2014). O equilíbrio do processo e desempenho da produção de biogás é dependente da COV aplicada. No caso de se tratar de mesmo resíduo, uma COV mais alta leva a um TDH mais curto, e como já mencionado, pode resultar na eliminação de microrganismos e/ou acúmulo de substâncias inibidoras e isso pode levar a uma menor produção de biogás (LEUNG E WANG, 2016; KOTHARI et al., 2014).

Hu et al. (2018) observaram uma operação estável para o tratamento de resíduos alimentares com uma faixa de COV entre 3 - 7,3 kg.DQO/m<sup>3</sup>.d com TDH de 15 dias sob condições mesofílicas. Já Lui et al. (2017) apontaram COV ideal de 1,5 kgSV/m<sup>3</sup>.d. No entanto, intensa inibição foi imediatamente observada para COV entre 5-10 kgSV/m<sup>3</sup>.d, refletindo na diminuição do rendimento de metano a valores próximo de zero, com 5 dias de operação (LUI et al., 2017). Resultados semelhantes foram reportados por Zang et al. (2012), que identificaram a inibição do reator com uma COV de 3,6 e 4,3 kgSV/m<sup>3</sup>.d em TDH de 20 e 30 dias, respectivamente, sob temperatura mesofílica de 37°C (Tabela 3).

A digestão anaeróbia de resíduos alimentares apresentou produção diária de biogás baixa e flutuante, sob aplicação de COV de 4 g SV/L.d, TDH de 20 dias e temperatura de 35°C. Para melhorar o desempenho, a COV foi reduzida para 2 gSV/L.d. No entanto, mesmo com a redução da carga orgânica, o reator continuou a ter alta concentração de AOV (6.8 g ácido acético/L), pH baixo (5.9) e concentrações elevadas de compostos solúveis (DQO solúvel de 15.32 g/L) (EI-MASHARD et al., 2008) (Tabela 3).

Valores ótimos de COV são fortemente influenciados pelas diferentes condições operacionais e características dos substratos. No que tange aos resíduos alimentares, a estabilidade da digestão anaeróbia está vinculada as baixas COV (1–4 kgVS/ m<sup>3</sup> d) e controle de pH (NAGOA et al., 2012; LUI et al., 2017). Para garantir a produção do biogás a longo prazo, o sistema terá um TDH longo e isso limita o processo em larga escala, pois tanto o alto TDH quanto a baixa COV exercem alto custo e menor retorno em termos de volumes de resíduos tratados, em comparação

com outras matérias-primas, como esterco animal e lodo de esgoto, que podem ser carregados com maior COV e menor TDH (BONG et al., 2018).

Do ponto de vista econômico, o cenário desejável para o tratamento de resíduos alimentares é a operação eficaz da digestão anaeróbia em um tempo de detenção hidráulica mínimo, com otimização da produção de metano e remoção dos sólidos, enquanto é assegurada a estabilidade do processo (FERRER; VÁZQUEZ; FONT, 2010). Para tal, compreender melhor os fatores que influenciam a instabilidade da monodigestão dos resíduos alimentares em reatores contínuos de único estágio se tornam necessários.

### **Relação carbono nitrogênio (C/N) e elementos tóxicos**

A relação entre a quantidade carbono e nitrogênio presente nos resíduos alimentares em proporções ideais ajuda não apenas a manter um ambiente adequado, mas também a controlar o equilíbrio de nutrientes por meio do desenvolvimento dos microrganismos (PRAMANIK et al., 2019). Assim, uma relação C/N alta, ou seja, se a quantidade de nitrogênio for baixa nos resíduos alimentares, a população microbiana terá crescimento mais lento e mais tempo será necessário para decomposição, resultando em menor produção de metano. (PRAMANIK et al., 2019; KOTHARI et al., 2014). Em contraste, uma relação C/N mais baixa causa acúmulo de amônia, em condições de pH superiores a 8,5 predomina a forma de amônia livre, que é tóxica para as metanogênicas (KOTHARI et al., 2014).

A literatura indica uma relação C/N ideal na faixa de 20 a 30 como necessária para digestão anaeróbia, pois pode ajudar a manter um equilíbrio de nutrientes para o crescimento microbiano e um ambiente estável (LI et al., 2015). Os resíduos alimentares contêm alta proporção de proteínas biodegradáveis, o que comumente determina um substrato com relação C/N entre 15-17 (REN et al., 2018; SHI et al., 2016; FENG et al., 2020). Nesse sentido, esse alto teor de nitrogênio das proteínas, em condições de pH e temperatura elevados, pode ser convertido a amônia livre, espécie tóxica com capacidade de penetrar a membrana da célula dos microrganismos e desequilibrar o meio, alterando o pH intracelular e inibindo as respostas enzimáticas (CHEN et al., 2008; REN et al., 2018).

O íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) são as duas principais formas de nitrogênio amoniacal total. A amônia livre é resultante da conversão do nitrogênio orgânico e quando dissociada em meio líquido forma  $\text{NH}_4^+$ . Ambas as formas se encontram em equilíbrio, sendo o balanço entre as proporções relativas fortemente dependente do pH e da temperatura do meio (ANGELIDAKI e AHRING, 1993; ANGELIDAKI et al., 1993; SHI et al., 2016) (Tabela 3). A amônia livre tem sido a causa principal da inibição da digestão anaeróbia dos resíduos alimentares. Sua molécula pode se difundir passivamente através da membrana e para dentro da célula, resultando em desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio, ocasionando a redução da atividade metanogênica do sistema (SHI et al., 2016).

Em geral, concentrações de amônia livre acima de 3,0 mg/L são tóxicas aos sistemas anaeróbios (MCCARTY, 1964). No entanto, os resultados obtidos por Shi et al. (2016) mostraram que a concentração de amônia livre limiar para inibição da digestão de resíduos alimentares foi 45 mg/ L. Isto relaciona-se a elevada capacidade de adaptação à diferentes concentrações de substâncias inibidoras que têm os microrganismos anaeróbios. Ademais, o limiar de tolerância de uma biota é variável em função das características do substrato, da temperatura de operação, da estratégia de partida e da configuração do reator (MCCARTY, 1964; CHEN et al., 2008).

Junto com a amônia, os AOVs em demasia podem ser inibidores da metanogênese e levar à flutuação do pH. Altas concentrações de ambos, geralmente a amônia na forma de  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ , levam o sistema a cair a um “estado estacionário inibido”, no qual o digestor funciona de forma estável dentro de uma faixa de pH neutro, mas a produção de metano e a remoção de sólidos apresentam valores abaixo daqueles em condições de equilíbrio (SHI et al., 2016; RAJAGOPAL; MASSÉ; SINGH 2013). Nessas condições, o delicado equilíbrio bioquímico entre os microrganismos acidogênicos e metanogênicos fica comprometido (REN et al., 2018; ZHOU et al., 2018).

Em um sistema de digestão anaeróbia estável, a concentração de AOV varia entre 0,05 – 0,2 g/ L (REN et al., 2018). Xu et al. (2014) mostraram que o ácido acético foi o principal AOV inibidor da metanogênese ao tratar resíduos de cozinha e a

concentração inibitória inicial estava entre 1,5 e 2,5 g/ L. A atividade metanogênica foi inibida completamente na concentração de AOV 5,8–6,9 g/L, respostas semelhantes às apresentadas por El-Mashard et al. (2008). Nesse caso, se tiver pouco ácido acético dentre os AOV, haverá pouco substrato para a metanogênese acetoclástica, por isso a produção de metano cai e passa a depender dos microrganismos acetogênicos, que convertem os AOVs com mais de 2 carbonos a ácido acético.

A capacidade de tamponamento dos sistemas de digestão anaeróbia de resíduos alimentares estabelecida pela alcalinidade é rapidamente consumida e os ácidos livres, não neutralizados, provocam a queda do PH. Nesse caso, explorar o mecanismo e as concentrações de inibição efetiva se torna importante para o estabelecimento de indicadores de alerta. Além disso, é importante também relacionar os efeitos inibidores na ecologia metabólica (REN et al., 2018).

Tabela 3 - Reatores anaeróbios em contínuo tratando resíduo alimentar em condições de estabilidade e desequilíbrio.

TDH (dias)	COV (Kg/m <sup>3</sup> .d)		Metano (mL/gSV)	%CH <sub>4</sub>	%DQO	Amônia (mg/L)	AOV (g/L)	pH	Características Reator	Referência
	Estabilidade	Inibição								
20	1- 1,5	-	370	56-58	92	-	0,3	7,0	Vr=500mL; Vt=400mL; 37 °C	Liu et al., 2017
20 -15	3-7,3	-	1, 1,5 e 2,1 <sup>a</sup>	-	75,9 -96,9	-	-	8,2 - 7,5	Vt=10L; 35°C	Hu et al., 2018
20	2	-	640	64%	-	-	-	7,0	Vt 18L, 35°C	EI-Mashard et al 2008
50- 40	2-4	-	380	-	82-84	50- 80	0,12-0,15	7,5-7,6		FENG et al 2020
20-30	2 - 2,5		1127		71 e 80	892	0,35			Schwartz; Olst; Brune (2015)
20	-	2,5-10	-	-	-	-	4,8 - 11.0	4,0-4,5	Vr=500mL; Vt=400mL; 37°C	Liu et al., 2017
10	-	9,3-14	-	-	-	-	-	-	Vt=10L; 35°C	Hu et al., 2018
20	-	2 - 4	90 - 200	-	-	-	6,8	5,8	Vt 18L, 35°C	EI-Mashard et al 2008
30	-	3,2	-	-	-	~900	5,0	6,5		FENG et al 2020
		3 - 5	533 - 245		93-52	1276 - 1752	5,4 - 6,0			Schwartz; Olst; Brune (2015)

Nota: Vt: Volume de trabalho; Vr: Volume do reator; AOV: ácidos orgânicos voláteis; CH<sub>4</sub>: Metano; DOQ: demanda química de oxigênio; COV: Carga Orgânica Volumétrica; TDH: tempo de retenção hidráulico

### 2.2.2 Desafios, limitações e oportunidades

O tratamento ineficiente dos resíduos alimentares resultante da inibição da digestão anaeróbia é um dos principais fatores que limitam a operacionalidade dessa tecnologia (SHRESTHA et al. 2023; REN et al., 2018). No geral, a digestão anaeróbia de resíduos alimentares é dificultada não somente por sua etapa de hidrólise, mas também por outros fatores, como desequilíbrio de macronutrientes (ex.: relação C/N), alta concentração de sólidos (baixa umidade), baixo teor de alcalinidade e falta de oligoelementos, como Co, Mo, Ni e Fe (SHRESTHA et al. 2023; REN et al., 2018; NÁTHIA NEVES et al., 2018; CHEN et al., 2008; ZHANG et al., 2013).

Além dos desafios associados à inibição do processo, mesmo em condições de estabilidade, a digestão anaeróbia de resíduos alimentares tem como produtos o digestato e o lodo ainda ricos em nutrientes, matéria orgânica e, eventualmente, microrganismos patogênicos, que precisam de pós-tratamento e técnicas de manejo adequadas que reduzam seu impacto sobre o meio ambiente (SHEETS et al., 2015).

A limitação associada ao acúmulo de AOV pode ser reduzida pela capacidade tampão da alcalinidade, fator comum na digestão de lodo de esgoto (VAN HAANDEL, et al., 1994). Em condições padrão de operação, a resiliência do pH é garantida pelo efeito tampão do bicarbonato e da amônia. Por outro lado, a capacidade de tamponamento se esgota quando o acúmulo de AOVs não é identificado e/ou controlado, resultando na redução do pH para valores inferiores à faixa ótima em que se procede a metanogênese (6,8 a 7,5) (CHERNICHARO, 2016; AQUINO; CHERNICHARO, 2005). Os riscos potenciais ao processo podem ser indicados pelo parâmetro AOV/alcalinidade, onde uma relação menor que 0,3 – 0,4 indica um reator estável, enquanto uma proporção superior a 0,6 indica a sobrecarga do sistema (BONG et al., 2018).

FRANG et al. (2020) apontaram que a adição de alcalinidade na digestão anaeróbia de resíduos alimentares pode ser uma alternativa para regular a fermentação e controlar o pH do meio. As respostas indicaram melhora na hidrólise de carboidratos e utilização de proteínas na fase metangênica sob COV de 1,9 gSV/L.d. Outro estudo recente mostrou como a suplementação de elementos traços auxiliou na

estabilização da digestão anaeróbia de resíduos alimentares (ZHANG et al., 2013a). Os autores mostraram uma correlação positiva entre o desempenho do processo e o perfil dos oligoelementos Co, Mo, Ni e Fe.

Uma alternativa para melhorar a estabilidade e eficiência da digestão anaeróbia de resíduos alimentares, além da suplementação de alcalinidade ou oligoelementos, é a digestão simultânea de um substrato secundário, chamado de codigestão. Esta pode criar um efeito sinérgico ao minimizar o desequilíbrio de nutrientes, diluir as substâncias inibitórias, melhorar a estabilidade e desempenho do processo (UGGETTI et al., 2014).

Os nutrientes presentes no digestato de resíduos alimentares podem ser recuperados e aplicados na agricultura. Aqueles dissolvidos na fração líquida fornecem a maior oportunidade para valorização. Dados de ensaios em escala piloto, demonstraram maior aplicabilidade a longo prazo de técnicas de recuperação desses nutrientes quando associados à produção microalgas ou hidroponia (SHEETS et al., 2015).

### 2.3 Tratamento de efluentes digeridos em lagoas de alta taxa

O pós-tratamento do digestato, ou efluente digerido, em lagoas de alta taxa tem sido aplicado após reatores anaeróbios alimentados com esgoto doméstico, lodo de esgoto, estrume, resíduo de matadouro, dejetos de suínos, resíduos agrícolas e resíduos alimentares, e com concomitante produção de microalgas (VASSALLE, et al. 2020, TORRES-FRANCO et al., 2018; TORRES-FRANCO et al., 2020; UGGETTI et al., 2014; FERREIRA et al., 2020; FERREIRA et al., 2021; HOU et al., 2016; CHUKA-OGWUDE, et al., 2020; SHIN et al., 2015).

Os sistemas de tratamento à base de microalgas, como as lagoas de alta taxa, tem se tornado mais popular devido à sua alta eficiência na remoção de nutrientes e matéria orgânica de forma muito mais sustentável do que os sistemas de tratamento convencionais. Esses sistemas podem operar em baixo custo, pois não requerem aeração externa devido à fotossíntese ou qualquer adição de reagente químico (GARCIA et al., 2006). Além disso, podem ser integrados ao processo dos sistemas de digestão anaeróbia, criando um circuito fechado, onde a biomassa de microalgas

é codigerida junto ao substrato principal a ser tratado (CHUKA-OGWUDE et al., 2020).

No processo de tratamento, o oxigênio (O<sub>2</sub>) proveniente da fotossíntese de microalgas é fixado por bactérias heterotróficas que degradam a matéria orgânica solúvel presente no digestato e os nutrientes, como N e P, são assimilados pelas microalgas. Estudos recentes mostraram que os sistemas baseados em microalgas podem tratar águas residuárias altamente concentradas, como os efluentes de digestores anaeróbios de resíduos alimentares, atingindo eficiências de remoção de C e N entre 80 e 90% (TORRES-FRANCO et al., 2020).

As altas eficiências de remoção estão relacionadas às características dos digestatos. Condicioná-los de maneira que não afetem o crescimento das microalgas por inibição, com concentrações de turbidez, amônia, nutrientes, salinidade, pH, e contaminantes biológicos concorrentes à valores suportáveis, é essencial para sucesso do sistema (OSUNDEKO et al., 2019; CHONG et al., 2022).

### 2.3.1 Características da biomassa de microalgas

As microalgas são microrganismos fotossintéticos unicelulares, capazes de viver em águas residuárias com diferentes perfis químicos e propriedades físicas, convertendo dióxido de carbono e água em biomassa (LEE 2008). A composição da biomassa varia conforme a espécie de microalga, características da fonte de alimentação e condições ambientais e operacionais dos sistemas de cultivo (FARID et al., 2019; COSTA et al., 2019; METTING et al., 1981).

De modo geral, as proporções dos componentes principais, carboidratos, proteínas e lipídeos, em massa seca, variam entre 4-64%, 6-61% e 2-40%, respectivamente (DEMIRBAS, 2010). Essa alta variabilidade na composição macromolecular é resultado da influência da região, estação do ano e depende das mudanças na entrada das águas residuárias e de suas características.

Em lagoas de tratamento abertas as culturas de microalgas axênicas não ocorrem devido às dificuldades para eliminar bactérias e fungos e controlar suas populações e interações durante o tratamento (TORRES-FRANCO, et al., 2020). O consórcio,

formado por bactérias e microalgas, é constituído de culturas de microalgas mistas geralmente com uma ou duas espécies dominantes (MARKS et al., 2019; GARCIA et al., 2006).

Os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Desmodesmus* estão entre as poucas espécies consideradas robustas sobreviventes em digestatos, especialmente *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus* (STILES et al., 2018; FRANCO-TORRES et al., 2018). Um benefício apontado é que tais espécies possuem características mais floculadas o que permite uma melhor separação por meio de sedimentação. Além disso, mostram capacidade de crescimento heterotrófico ou mixotrófico, ou seja, suas vias metabólicas podem mudar de acordo com o suprimento dos substratos orgânicos. Ainda, apresentam grandes potencialidades de armazenamento de nitrogênio (proteína) e fósforo (fosfolípideo, ácido nucleico) (PASSOS; FERRER, 2014; XIA; MURPHY, 2016; CHUN et al., 2015).

Alguns estudos mostraram que a concentração de biomassa de microalgas produzidas a partir dos digestatos de resíduos alimentares variou entre 0,24-6,7 g/L, as eficiências de remoção de nitrogênio entre 24-92%, de fósforo entre 16-100% e de DQO entre 40 – 96% (Tabela 4). Esses resultados demonstraram a potencial aplicabilidade dos sistemas a base de microalgas no tratamento de digestato de resíduos alimentares. A biomassa produzida nesses sistemas pode apresentar composição de aproximadamente 20% de carboidratos, 17% de proteínas e 32% de lipídeos, resultados obtidos por Cheng et al. (2016).

**Tabela 4- Concentração da biomassa e eficiência dos sistemas a base de microalgas no tratamento de digestato de resíduos alimentares**

Espécies	Diluição	Eficiência (%)			Concentração de biomassa (g/L)	Referência
		N	P	DQO		
<i>Scenedesmus bijuga</i>	10-30	60-90	70-85	54-66	1,5	Shin et al. (2015)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	100	95	99	68	4,3	Cheng et al. (2016)
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0.05-10	65-72	63-100	78-82	6,7	Hajar et al., 2017
<i>Euglena sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i> e <i>Chlorella vulgaris</i>	5-50	24-87	16-62	48-76	0,9	Torres - Franco et al. (2021b)
Mistas	5-75	32 - 92	-	40-75	-	Torres-Franco et al. (2021a)
Mistas	5-50	48- 85	-	53-56	0,24	Ferreira et al (2020)
Mistas	100	53-90	-	85-95	-	Torres-Franco et al. (2018)

Culturas mistas cultivadas em lagoas de algas de alta taxa (LAT) tendem a ter um teor de lipídios mais baixo, principalmente devido às condições operacionais menos controladas e excesso de nitrogênio ou nenhum controle da população bacteriana. A produção de lipídios é normalmente preferida para a produção de biodiesel a partir de biomassa de microalgas (PASSOS et al., 2013). Nesse sentido, a composição das microalgas deve servir de parâmetro para identificar as melhores rotas de recuperação e valorização da biomassa.

A utilização da biomassa de microalgas para produção de bioenergia é uma rota de valorização amplamente explorada. Contudo, a baixa biodegradabilidade a presença de parede celular rígida limita a aplicação da biomassa de microalgas como substrato único da digestão anaeróbia em larga escala (GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2011; PASSOS et al., 2014).

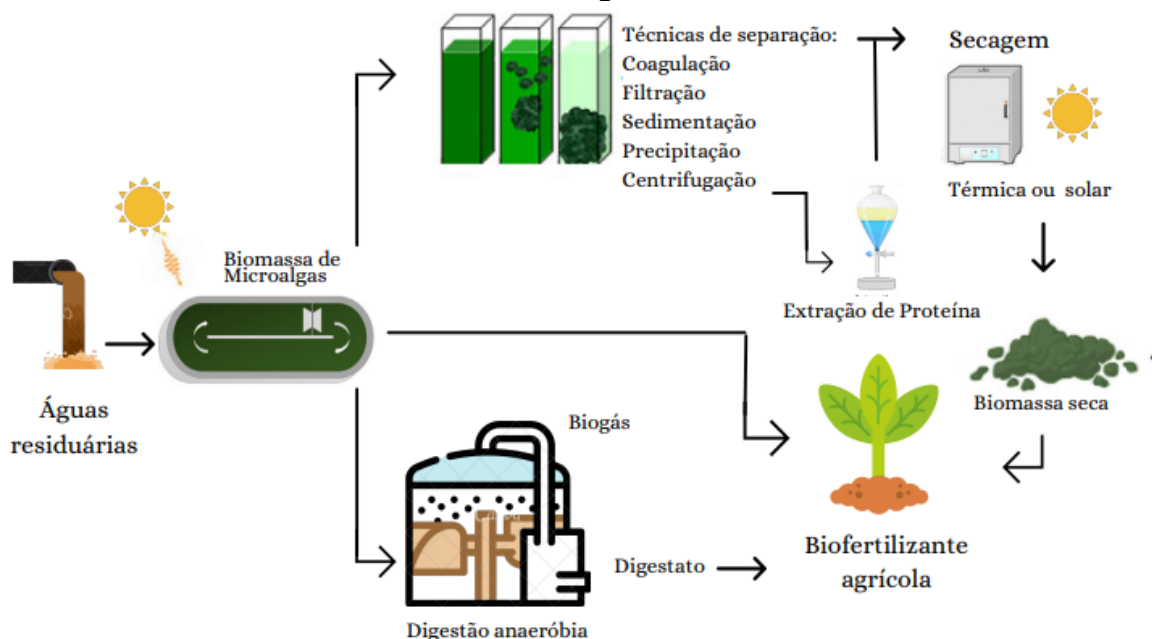
#### 2.4 Rotas recuperação de microalgas

As diferentes tecnologias utilizadas para converter biomassa em produtos de valor agregado, como biocombustíveis, visam maximizar o valor derivado dos diferentes componentes da biomassa (KHAN, et al., 2018). No entanto, as técnicas tradicionais de processamento da biomassa são dispendiosas e requerem alta demanda de energia o que aumenta o custo total de operação do processo e pode inviabilizar o

aproveitamento da biomassa e impactar o meio ambiente. Nesse sentido, as abordagens tecnológicas que agreguem o conceito zero resíduos e a sustentabilidade ambiental podem impulsionar a economia e o meio ambiente no contexto de mudanças climáticas e aquecimento global (KHAN, et al., 2018).

Estudos têm apontado o uso de diferentes formas de processamento da biomassa de microalgas para produção de biofertilizante e biogás (DOGAN-SUBASI E DEMIER 2016; CASTRO et al., 2017; ÁVILA et al., 2022; SULEIMAN et al., 2020; CASTRO et al., 2020; SILAMBARASAN et al., 2020). Rotas físico-químicas e bioquímicas, como centrifugação, filtração, sedimentação, coagulação e floculação foram usadas para colheita, e uso de secagem térmica ou solar, para adequação das microalgas como biofertilizante. Além disso, em diferentes pesquisas a biomassa foi processada simplificada com o uso direto no solo ou por meio da digestão e codigestão anaeróbia para produção concomitante de energia e biofertilizante agrícola, conforme mostra a Figura 2

**Figura 2 - Rotas físico-químicas e bioquímicas de recuperação de nutrientes da biomassa de microalgas**

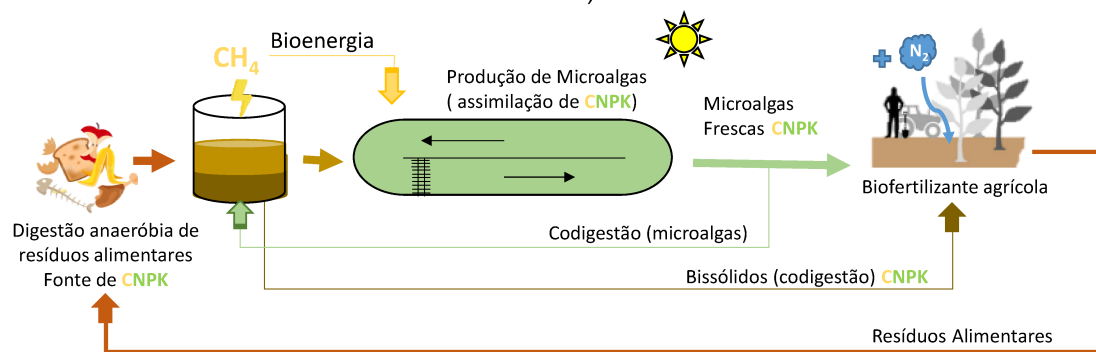


As etapas de separação e colheita da biomassa de microalgas ainda são uma barreira na cadeia produtiva do processo tradicional de valorização da biomassa de microalgas. Por exemplo, a técnica de coagulação e floculação usada para colheita e concentração da biomassa requer adição de coagulantes químicos que podem

aumentar os custos e causar toxicidade à biomassa, além de alterar a composição da biomassa a ser aproveitada. A filtração apresenta limitação na recuperação de células de microalgas de tamanho pequenos (<10 micrometros) (GOSWAMI et al., 2021). Nesse sentido, o uso de estratégias que minimizem as limitações de colheita e integrem a produção da biomassa com rotas de valorização a baixo custo e de forma mais sustentável são fundamentais para os setores sanitário e agrícola.

Nesse sentido, a digestão anaeróbia é uma das principais vias de valorização e uso energético da biomassa produzida em estações de tratamento, além de ser um bioprocessamento amplo que já é aplicado em escala real em estações ao redor do mundo (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017; CHOUDHARY et al., 2020). A integração das microalgas com outros substratos (ex.: resíduos alimentares) no processo codigestão anaeróbia pode resultar em aumento da produção de metano no biogás e um digestato ainda mais rico em nutrientes, passível de utilização para crescimento das plantas (CHOJNACKA, MOUSTAKAS E WITEK-KROWIAK 2020; IYOVO, DU, CHEN 2010). Além disso, a aplicação direta de microalgas no solo com formação de biofilme representa um método de fertilização alternativo para a sustentabilidade agrícola (Figura 3) (CASTRO et al., 2017; ZOU et al., 2021).

**Figura 3 - Rotas de processamento simplificadas da biomassa de microalgas produzida a partir do tratamento de resíduos alimentares (C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; CH<sub>4</sub>: metano)**



#### 2.4.1 Codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas

A codigestão pode ser entendida como um processo de biorrefinaria. A digestão anaeróbia gera efluentes na fase líquida, gasosa e sólida, que podem ser convertidos em produtos de valor agregado. O biogás pode ser convertido em eletricidade e calor através de motores de cogeração. Já o efluente pode ser pós-

tratado em lagoas de alta taxa, onde será usado como substrato para o crescimento de microalgas (SHRESTHA et al. 2023; UGGETTI et al., 2014; ASSAMANY, 2017). Ademais, o biossólido ou lodo pode ser aproveitado como biofertilizante. Nesse contexto, esse trabalho visa a redução de insumos integrando o tratamento de resíduos alimentares através da produção de microalgas e da codigestão anaeróbia.

A codigestão anaeróbia é a digestão simultânea de um ou mais substratos com características complementares ou que se relacionam. Os principais ganhos associados referem-se à sinergia criada entre substratos, aumentando o desempenho do processo a partir de um balanço nutricional, da suplementação de elementos traços e alcalinidade, da possível diluição de elementos tóxicos, melhora no teor de umidade e estabilização do processo (MORALES-POLO et al., 2018).

Destaca-se que a codigestão pode ser considerada um método de cotratamento que permite o manejo simultâneo de resíduos e efluentes localmente e a descentralização da geração de subprodutos do processo, diminuindo os custos de transporte e aumentando a sustentabilidade local. Assim, a codigestão anaeróbia tem um sentido lógico de manejo quando os substratos são gerados no local ou nas proximidades (FERREIRA et al., 2021). No contexto proposto neste trabalho, a codigestão de resíduos alimentares e microalgas torna-se uma alternativa promissora, já que o cosubstrato em questão (ex.: microalgas) é produzido no pós-tratamento do efluente/ digestato gerado na digestão anaeróbia dos resíduos alimentares. .

A literatura indica que durante o processo de codigestão anaeróbia, as microalgas podem fornecer macro e micronutrientes essenciais, alcalinidade, elementos traços e um material orgânico de degradação mais lenta em comparação à digestão dos resíduos alimentares (SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015). Esse último ponto pode aumentar a sinergia da comunidade microbiana do processo e diminuir o acúmulo de AOVs no meio.

Em uma análise da codigestão dos substratos (resíduo alimentar e microalgas) com outros cosubstratos (como esterco animal, lodo de esgoto, resíduo de papel), a literatura mostra bons resultados, com um aumento de produção de metano entre 100 e 200 mL CH<sub>4</sub>/g SV (WANG et al., 2018; Y. JIANG et al., 2018; PRAMANIK et

al., 2019). No entanto, segundo levantamento feito por Ferreira et al. (2021), até o momento há poucos estudos que avaliaram a codigestão de resíduos alimentares e microalgas simultaneamente, como mostra a Tabela 5.

Tabela 5 - Resultados de rendimento de metano a partir da codigestão de resíduos alimentares (RA) e microalgas (MA).

Reator	Condições de operação	Rendimento metano (mL CH <sub>4</sub> /g SV)			Razão RA:MA (SV)	Incremento em relação ao RA (%)	Sinergia (%) <sup>c</sup>	Referência
		RA	MA	RA+MA				
Frascos 500 mL	S/I = 1,0 (ST); 55°C; agitação 70 rpm	328,5 <sup>a</sup>	300,7 <sup>a</sup>	400,7 <sup>a</sup>	0,87:0,13 <sup>b</sup>	22	23,3	Zhao e Ruan (2013)
Frascos 120 mL	S/I = 0,5 (SV); 35°C; agitação 100 rpm	575,8	106,9	639,8	0,80:0,20	11	33,0	Zhen <i>et al.</i> (2016)
Frascos 500 mL	S/I = 0,5 (SV); 35°C	379,3	299,9	412,5	0,94:0,06	9	10,1	Du <i>et al.</i> (2019)
Frascos 250 mL	S/I = 0,5 (SV); 35 °C, agitação 80 rpm	426	331	514	0,75:0,25	21	28	Ferreira <i>et al.</i> , (2021)
Frascos 1 L	SV mistura = 5 g; 35°C; agitação 600 rpm	536,6	299,7	469,3	0,75:0,25	-12,5	-1,7	Zhang <i>et al.</i> (2020)
Frascos 500 e 600 mL	35°C; agitação 120 rpm	404	217	424	0,83:0,17	2	-	Khanthong <i>et al.</i> (2023)
Baldes plásticos 19 L	COV = 2,0 g SV/L.d; 38°C	1127,0 <sup>e</sup>	-	947,0 <sup>d</sup>	0,85-0,75: 0,15-0,25	-16	-	Schwartz; Van Olst e Brune (2015)
Reator 1 L	COV = 1,6 g SV/L.d; 35°C; agitação 600 rpm	-	-	421,6	0,25:0,75	-	-	Zhang <i>et al.</i> (2020)
Reator 25L	COV = 1,0 g SV/L.d; 35 °C; agitação 60 rpm	370	190	370	0,83:0,17	-	24	Khanthong <i>et al.</i> (2023)

Fonte: adaptado de Ferreira *et al.*, (2021).

Nota: S/I: razão substrato e inóculo; <sup>a</sup> Dado em mL biogás/g ST; <sup>b</sup>Razão (em ST) calculada a partir dos dados do artigo (C/N = 15); <sup>c</sup> significa o aumento da produção de metano comparado à soma do metano produzido na digestão individual dos substratos; <sup>d</sup> lixiviado de resíduos alimentares salinos; <sup>e</sup>Dado em mL biogás/g SV. \*inibição muito provavelmente devido ao acúmulo de ácido, como foi observado pelo baixo pH e baixo teor de metano no biogás.

Como pode ser observado, os trabalhos publicados revelaram um aumento no rendimento de metano com a codigestão dos substratos, indicando incrementos entre 10 e 22% em relação à monodigestão dos resíduos alimentares. O aumento da sinergia (10-33%) resultante da codigestão significa um aumento na produção de metano em comparação à soma do metano produzido na digestão individual dos substratos. Este resultado pode ser um indicativo da maior adaptabilidade das comunidades microbianas envolvidas no processo de codigestão.

Embora estes resultados tenham sido obtidos em sua maioria em escala de laboratório e em fluxo de digestão descontínua, indicam a viabilidade da codigestão dos resíduos alimentares e microalgas como uma rota simplificada de valorização da biomassa. Conforme ressaltado por Raposo et al. (2012), os testes de digestão anaeróbia em descontínuo são fundamentais para comparar, avaliar e otimizar estratégias de digestão, porém é necessário investigar a operação em reatores contínuos em um período de execução mais longo para investigar o processo com maior aprofundamento.

Uma das principais contribuições apontada pelos estudos foi a indicação da proporção de mistura ideal para a codigestão. A maior quantidade de resíduos alimentares resultou em maior rendimento de metano (proporções de 87:13; 80:20; 94:6; 75:25 RA:MA) (Tabela 5). Os autores associaram o melhor desempenho do processo ao balanço de nutrientes, a diluição de compostos inibitórios (ex.: XXX) e ao aumento da diversidade microbiana possibilitados pela codigestão (ZHAO e RUAN, 2013; ZHEN et al., 2016; DU et al., 2019; ZHANG et al., 2020; FERREIRA et al., 2021). A composição celular complexa das microalgas, teor de proteína e compostos orgânicos de difícil degradação, podem ser as causas da menor produção de metano quando a proporção da biomassa é maior (REFERENCIAR). No entanto, valores ~20% podem adicionar alcalinidade, micronutrientes e umidade sendo crucial para manter a estabilidade do processo.

Um trabalho conduzido usando resíduos alimentares dos restaurantes da UFMG (Belo Horizonte, MG) mostrou que os melhores resultados foram obtidos com a proporção 75% de SV de resíduos alimentares e 25% de SV de microalgas (FERREIRA et al., 2021). Nessa condição, os autores observaram um pH final entre

7-7,5 e estabilidade indicada através da relação entre a alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) (0,18-0,33). Ambos os parâmetros indicaram que, ao adicionar as microalgas como cosubstrato, houve uma diminuição no acúmulo de ácidos orgânicos e melhora na capacidade tampão, respostas que se assemelham as encontradas por Schwartz; Van Olst e Brune (2015).

As pequenas proporções de microalgas associadas com os melhores rendimentos de metano e estabilidade da digestão anaeróbia sugerem uma aplicabilidade maior frente às limitações na produção, separação e concentração da biomassa de microalgas nas LATs (GOSWAMI, et al., 2021). Apesar da avaliação das melhores proporções entre os substratos, realizada pela literatura, indicarem condições favoráveis para o processo, tais proporções devem ser definidas de acordo com situações reais de geração, cotratamento de resíduos e cogestão em estações de tratamento.

#### 2.4.2 Microalgas como biofertilizante agrícola

Os biofertilizantes são produtos que contêm microrganismos vivos ou compostos naturais derivados de organismos, como bactérias, fungos e algas, isolados ou combinados, que ajudam na fixação de nitrogênio da atmosfera ou de nutrientes solúveis no solo. Além disso, melhoram as propriedades físicas e biológicas do solo, restauram sua fertilidade e excretam substâncias promotoras do crescimento e responsáveis pelo aumento do rendimento das culturas (COPENS et al., 2015; DINESHKUMAR, et al., 2018).

As algas constituem um amplo grupo de organismos fotossintéticos que incluem microalgas eucarióticas e cianobactérias procarióticas, além de macroformas e outras formas marinhas (LEE, et al., 2008). Sua biomassa representa potencial fonte de matéria-prima para uso como fertilizante verde (à base de planta) e biofertilizante agrícola, pois para sustentar seu crescimento, os nutrientes assimilados dos efluentes são metabolizados pela célula e usados para sintetizar macromoléculas com diferentes funções (como os fosfolípidos, proteínas, ácidos nucleicos) incorporando-as na sua constituição celular (PERIN et al., 2019). Além disso, podem apresentar efeito bioquímico secundário devido a ação direta dos organismos vivos

fotossintetizantes e agir como bioestimulante a partir da mineralização de nutrientes e da modificação da comunidade microbiana do solo (MARKS et al., 2019).

Os efeitos benéficos ao sistema solo/planta se relacionam as seguintes propriedades: capacidade de excreção de ácidos orgânicos, responsáveis pelo aumento da disponibilidade e absorção de fósforo (P); fixação biológica de nitrogênio (N); aumento da matéria orgânica no solo por meio do processo de degradação da biomassa; produção de reguladores promotores do crescimento, vitaminas, aminoácidos, substâncias antibacterianas e antifúngicas; excreção de polímero, especialmente exopolissacarídeos, que melhora a estrutura do solo e atividade exoenzimática; formação de crosta; concentrado de íons metálicos presente no ambiente; dentre outros (ABDEL et al., 2012).

### **Efeitos no solo e na cultura**

Muitas espécies de microalgas/cianobactérias podem se desenvolver no solo, e assim, como componentes de sua microflora, representar reserva de nutrientes para as plantas, influenciar na estrutura do solo e na atividade de outros microrganismos, além de agir na incorporação de carbono orgânico e nitrogênio através da fotossíntese e da fixação de  $N_2$  da atmosfera (METTING et al., 19981).

Microalgas/cianobactérias podem não só corrigir  $CO_2$  e  $N_2$  por assimilação e aumentar a fertilidade do solo, mas também segregar substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e formar sistema simbiótico que melhora a estrutura do solo. Ainda, têm demonstrado promover a estabilidade dos agregados, a redução da perda de água, o aumento do espaço intermolecular entre moléculas do solo, o arejamento adequado do sistema radicular da cultura e a neutralização de solos alcalinos (SAADAOUI et al., 2019; ALAM, et al., 2020).

Com a degradação da biomassa, a matéria orgânica se mistura ao solo e a mucilagem atua como agente de ligação para textura do solo, aumentando o teor de húmus (ABDEL et al., 2012). Assim como via processo de fotossíntese, uma parte do carbono pode se acumular e também aumentar o teor orgânico no solo (DAS et al., 2019). Nesse sentido, o aumento do carbono total pode associar-se ao processo

fotossintético ou a proliferação de células ou excreção EPS e outros metabólitos produzidos pelas microalgas (MARKS et al., 2019).

A excreção de EPS, por exemplo, pode gerar uma camada de biofilme na qual outros organismos são colonizados e atraídos. Este atributo permite o aumento da população bacteriana e, conseqüentemente, o aumento da atividade biológica no solo. Além do mais, o aumento da respiração do CO<sub>2</sub> e da atividade enzimática desidrogenase e nitrogenase que melhoram a qualidade do solo e a produtividade da cultura (CHITTAPUN et al., 2018).

Os macros (NPK) e micronutrientes que estão incorporados na biomassa podem ser liberados lentamente pela atividade de degradação bacteriana e disponibilizados no solo (NOVARRO et al., 2020). Em relação ao fósforo (P), a mineralização da fração orgânica acontece e os ânions de ortofosfato (HPO<sup>3-</sup> e H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>) são liberados. Ainda, podem excretar fosfatase extracelular e, também, alterar o pH do meio permitindo que o fósforo adsorvido se torne disponível (ABDEL et al., 2012). A capacidade das microalgas em mobilizar formas insolúveis de P no solo pode ser relacionada tanto com a degradação enzimática quanto com a associação com outras bactérias que auxiliam na mineralização de nutrientes insolúveis (PRASANNA et al., 2008). Este consórcio ou a inoculação de microalgas também facilita a solubilização do potássio (K) via liberação de EPS e/ou apoia o crescimento de bactérias solubilizantes de K presentes na rizosfera (RENUKA et al., 2016).

O nitrogênio (N) é o macronutriente requerido em maior quantidade em comparação com outros essenciais e, desta forma, o fornecimento econômico e eficiente deste elemento torna-se o fator chave para o sucesso do manejo integrado dos nutrientes no solo (PRASANNA et al., 2008). A distribuição pode acontecer pela fixação biológica em que o nitrogênio atmosférico é convertido em amônia e disponibilizado para o solo. Este processo é realizado apenas por bactérias e cianobactérias. As cianobactérias têm células especializadas chamadas heterocistos, que são capazes de fixar N atmosférico e, assim, atender às demandas do sistema solo/planta (ALAM et al., 2020).

Estudos têm demonstrado que a aplicação de diferentes espécies de microalgas como biofertilizante de culturas variadas se mostraram potenciais fontes de C, N, P,

e K e aditivos condicionantes para o aumento da simbiose e diversidade microbiana, proporcionando o aumento da fertilidade e saúde do solo (Tabela 6).

**Tabela 6 - Efeitos do uso de microalgas como biofertilizante no solo**

<b>Espécie</b>	<b>Cultura (Nome científico)</b>	<b>Efeitos no solo</b>	<b>Referência</b>
<i>Arthrospira platensis</i> <i>Spirulina</i> <i>Chlorella sp.</i> <i>Palmaria palmata</i> <i>Laminaria digitata</i>	Ervilhas ( <i>Pisum sativa</i> ); Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> L)	Aumento de 12% de N total, 17% de C total, 50% de P disponível, 200% de NH <sub>4</sub> e 42% NO <sub>3</sub> no solo em comparação com o controle.	Alobwede et al. (2019)
<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Spirulina platensis</i>	Milho ( <i>Zea mays</i> L)	Aumento significativo dos micros e macronutrientes disponíveis e da microflora do solo (contagem de bactérias e cianobactérias) e fraca emissão de dióxido de carbono. Aumento da atividade biológica (evolução de CO <sub>2</sub> ); atividade de desidrogenase, nitrogenase, contagem total de cianobactérias e bactéria total; pH e EC menores em relação ao controle; aumento de disponibilidade de NPK em relação ao controle.	Dineshkumar et al (2019)
<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Spirulina platensis</i>	Arroz ( <i>Oryza sativa</i> L.)	Aumento da atividade biológica (evolução de CO <sub>2</sub> ); atividade de desidrogenase, nitrogenase, contagem total de cianobactérias e bactéria total; pH e EC menores em relação ao controle; aumento de disponibilidade de NPK em relação ao controle.	Dineshkumar et al (2018a)
<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Spirulina platensis</i>	Cebola ( <i>Allium cepa</i> L.)	Maiores concentrações de NPK comparadas ao controle.	Dineshkumar et al (2018b)
<i>Tetraselmis sp</i>	Tomareira ( <i>Phoenix dactilifera</i> L)	Melhora na composição elementar, manutenção dos baixos níveis de metal pesado; incremento de microrganismos em comparação com fertilizante convencional.	Saadaoui et al. (2019)

A melhora da qualidade do solo deve ser refletida no crescimento da cultura. Espera-se, portanto, que com concentrações mais elevadas de C e N, resultante da aplicação de microalgas, a produtividade, o rendimento e desenvolvimento da cultura sejam otimizados (DINESHKUMAR et al., 2019; KHOLSSI et al., 2019). Os efeitos biofertilizantes das microalgas às culturas reportados por alguns estudos são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Efeitos do uso de microalgas como biofertilizante na cultura

Espécie	Cultura ( <i>nome científico</i> )	Efeitos	Referência
<i>Tetraselmis sp</i>	Tomareira ( <i>Phoenix dactylifera</i> L)	Aumento da taxa de sobrevivência, maior comprimento do broto, maior número de raízes, maior número de folhas e maior espessura do caule comparados com os controles fertilizante convencional e solo.	Saadaoui et al. (2019)
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	Tomate ( <i>Solanum lycopersicum</i> )	Aumento no crescimento da cultura com aplicação 22 dias antes do transplante; Aumento na porcentagem de germinação, velocidade mais rápida de germinação e maior vigor das mudas comparados com o meio de cultivo; aplicação foliar com utilização mais rápida de nutrientes e correção mais rápida das deficiências de nutrientes comparado com fertilizante.	Garcia et al. (2016)
<i>Nannochloropsis oculata</i> <i>Ulothrix sp. e</i> <i>Klebsormidium sp</i>	Tomate ( <i>Solanum lycopersicum cv e Solanum lycopersicon cv</i> )	Maior teor de massa seca em comparação ao fertilizante inorgânico; aumento no teor de açúcar (18% maior que o fertilizante orgânico e 33% maior que o fertilizante inorgânico), frutose 21% maior que o fertilizante inorgânico e carotenoides do fruto 70% maior que o fertilizante inorgânico.	Coppens et al. (2015)
<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Spirulina platensis</i>	Arroz ( <i>Oryza sativa L.</i> )	Aumento no rendimento do arroz de até 7 - 20% em relação ao controle; reforço das propriedades biológicas e químicas do solo afetando positivamente as características da cultura.	Dineshkumar et al. (2018)
<i>Laurencia obtusa</i> <i>Corallina elongata</i> <i>Jania rubens</i>	Milho ( <i>Zea mays L.</i> )	Aumento do número de folhas, do comprimento das raízes, dos brotos e do peso fresco e seco da planta em relação ao controle.	Safinaz et al. (2013)
<i>Chlorella sorokiniana</i>	Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> )	Aumento do comprimento de raízes e brotos e dos pesos fresco e seco. Maior índice e porcentagem de germinação comparado com o controle; maiores pesos médios de raízes frescas e secas, de caules e da biomassa total das plântulas em relação ao controle.	Tarakhovskaya et al. (2007)
<i>Chlorella sp. e</i> <i>Scenedesmus sp.</i> <i>Tetraselmis sp. e</i> <i>Nannochloropsis sp</i>	Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> )	Maior altura da planta, número maior de folhas e maior altura máxima da folha comparados com o controle e com o fertilizante químico.	Das et al. (2019)

A maior disponibilidade dos nutrientes responsáveis pela síntese interna de proteínas eleva o acúmulo de carboidratos na cultura, que reflete na melhora dos parâmetros de crescimento (ex.: maior comprimento e número de folhas, maior peso seco e úmido etc.), no maior rendimento da cultura e no peso dos grãos (DINESHKUMAR et al., 2018a). Efeito observado no rendimento do arroz que aumentou até 7 – 29% quando cultivado com microalgas marinhas (DINESHKUMAR et al., 2018b).

O sistema hormonal das microalgas funciona como um sistema regulador de valor total para a cultura. Seus extratos contêm compostos biologicamente ativos, incluindo reguladores de crescimento, que podem ser usados no cultivo da cultura para diminuir a senescência, a transpiração, bem como para aumentar as raízes, o teor de clorofila das folhas e o desenvolvimento dos brotos (TARAKHOVSKAYA et al., 2007).

A presença de maiores concentrações de açúcar e carotenóide em tomates cultivados com microalgas mostra o potencial valor econômico agregado ao fruto devido a melhora na sua qualidade. Além disso, durante a fotossíntese, o carotenóide pode desempenhar um papel de proteção contra o estresse fotooxidativo e a atração de insetos (COPENS et al., 2015). Outros elementos que enriquecem a cultura, como açúcares solúveis, aminoácidos e fenóis totais foram encontrados na composição da cebola cultivada com microalgas e esterco (DINESHKUMAR et al., 2018a).

Os mecanismos de defesa da cultura usados para ativar os agentes antioxidantes e patogênicos podem ser regulados por microalgas. As interações com a cultura direta ou indiretamente contribuem para a melhoria da imunidade vegetal e a robustez dos estresses biológicos e abióticos. No entanto, o mecanismo prático dessas interações ainda precisa ser explorado de forma mais abrangente (ALAM et al., 2020).

A produção de compostos antimicrobianos (ex.: hidrolase, ácido benzoico) pelas microalgas podem inibir ou matar bactérias patogênicas, fungos e outros grupos microbianos, modificando e destruindo a estrutura e função das membranas citoplasmáticas, inativando enzimas e inibindo a síntese de proteínas em organismo-alvo. Ademais, doenças transmitidas pelo solo podem ser prevenidas e controladas

pelas substâncias bioativas (ex.: polifenóis, pigmentos antioxidantes, etc.) presentes nos extratos de microalgas (GERMIN et al., 2019; MOGOR et al., 2018; GAYATHRI, et al., 2017).

A aplicação de microalgas vivas ou extratos, da espécie *A. dimorphus*, aumentou a porcentagem de germinação de sementes em comparação com o grupo controle. As sementes germinaram mais rapidamente, significando maior vigor nas mudas do tomate (GARCIA et al., 2016). Resultado similar ao encontrado por Kumar et al. (2011) com a aplicação de extrato líquido de *S. wightii* no cultivo de trigo (*T. aestivum*).

### **Métodos de aplicação**

As interações entre microalgas vivas, microbioma do solo e planta podem modificar as proporções relativas de determinados grupos microbianos e permitir a formação de biofilme no solo. Este biofilme pode estabilizar o N dentro da superfície do solo ou prolongar a atividade heterotrófica, funções não alcançadas com a biomassa morta (KHLOSSI et al., 2019).

As melhorias nutricionais das plantas com células de microalgas vivas refletem as propriedades de biofertilização das cepas usadas, especialmente das cianobactérias fixadoras de N<sub>2</sub> para a planta, enquanto as melhorias na germinação e no comprimento da planta refletem suas propriedades bioestimulantes (ALVAREZ et al., 2021).

A viabilidade da biomassa viva tende a diminuir com o tempo como consequência da intensa competição com as rizobactérias nativas, comprometendo seu efeito. Nesse sentido, a seleção cuidadosa das espécies de microalgas pode ser uma estratégia a ser adotada a fim de não apenas identificar as candidatas mais eficientes para a captura e entrega de nutrientes às culturas, mas também aquelas mais compatíveis com o microbioma da rizosfera (PERIN et al., 2019).

A aplicação da biomassa seca não resulta em volatilização de NH<sub>3</sub> (MULBRY et al., 2007) e a mineralização dos nutrientes pode acontecer em um período de 20 – 30 dias tornando-os disponíveis para a cultura. Quando a aplicação acontece semanas

antes do transplante, os nutrientes ficam mais prontamente disponíveis e resulta no maior crescimento, número de flores e estabelecimento precoce de frutos, significando maior rendimento da cultura (COPPENS et al., 2015; GARCIA et al., 2016). No entanto, sua adição tem impacto mínimo na estabilidade dos agregados do solo e o processo de secagem pode ser um obstáculo significativo por ser bastante dispendioso (MARKS et al., 2019; ALOBWEDE, et al., 2019).

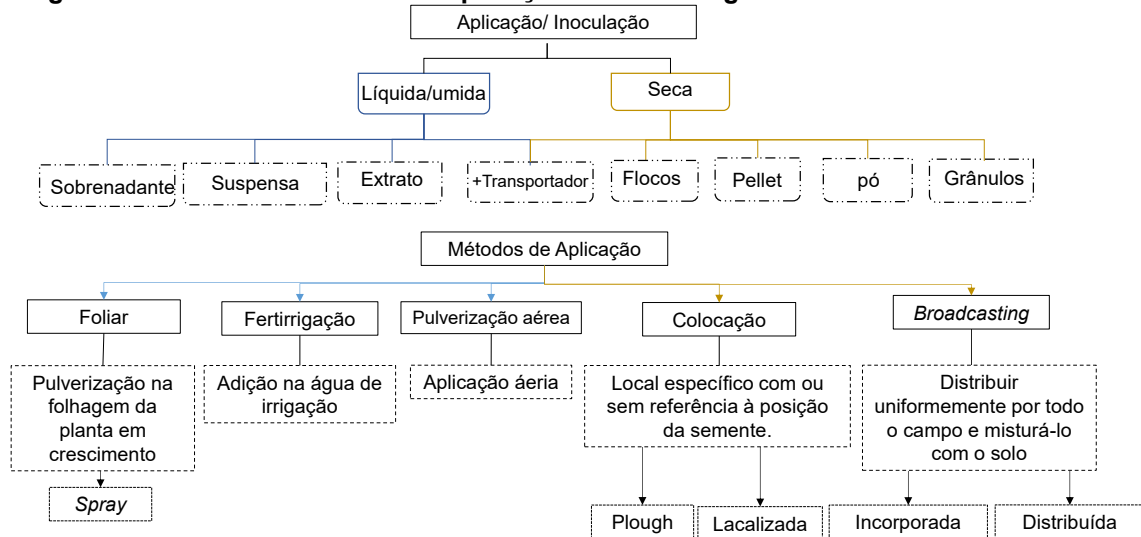
As células de microalgas em suspensão melhoraram a germinação de sementes de quiabo e tomate (GARCIA et al., 2016; AGWA et al., 2017) e o comprimento da planta e a produção de vegetais folhosos (cebolinha chinesa e espinafre) (KIM et al., 2018). A biomassa seca ou pulverização da microalga verde *Chlorella vulgaris* aumentou os parâmetros de crescimento das plantas de milho e trigo (SCHREIBER et al., 2018). Na alface, a *C. vulgaris* seca aumentou a proteína total e insolúvel, embora outros parâmetros da planta tenham diminuído (FAHEED et al., 2008). Com a aplicação de biomassa seca não viva (seca em estufa ou por spray), as plantas se beneficiam dos nutrientes liberados por meio de processos de mineralização (COPPENS et al., 2015).

A cultura precisa encontrar o nutriente na solução do solo nas vizinhanças das raízes para que possa absorvê-lo, transportá-lo internamente e utilizá-lo onde for necessário. Assim, o nutriente aplicado precisa se deslocar até a raiz ou ser interceptado por ela para que possa ser absorvido (LUZ et al., 2003). Desta forma, o método de aplicação torna-se fator chave na distribuição e disponibilidade dos nutrientes no solo e para a cultura. Tratando-se de biofertilizante, existem vários fatores a serem considerados para escolha do método de aplicação, incluindo o tipo de plantas ou sementes a serem biofertilizadas, a acessibilidade de transportador, a estação do ano e a idade da cultura a ser usada (KUMAR et al., 2018).

A inoculação direta das microalgas no solo envolve os métodos rotineiramente utilizados na aplicação de fertilizantes químicos (RENUKA et al., 2018), conforme sintetizados a partir de estudos conduzidos em laboratório, casa de vegetação e em campo, sob condições experimentais distintas, que descreveram os efeitos básicos das microalgas aplicadas através de métodos variados e em diferentes formas. A Figura 4 ilustra a abrangência das formas (pellets, grânulos, extrato, em suspensão

(fresca), filtradas, flocos, grânulos) e modos (distribuídas, incorporadas, irrigadas, *spray*) como as microalgas podem ser adicionadas ao solo e/ou à planta.

**Figura 4 - Diferentes métodos de aplicação das microalgas como biofertilizante no solo**



O método de *broadcasting*, em que o biofertilizante é distribuído uniformemente em todo o solo, foi utilizado para aplicação das microalgas na grande maioria dos estudos. Em teste de semeadura ou plantio, a biomassa nas formas seca, em flocos, líquida ou em extrato celular foi espalhada na superfície e/ou incorporadas/misturadas ao solo como modo de distribuição dos nutrientes.

Segundo Mulbry et al. (2007), resultados preliminares mostraram que o valor do fertilizante da biomassa aplicada à superfície do solo é cerca de 60 – 70% do valor da biomassa incorporada. Este benefício pode permitir que a biomassa seja transformada em culturas estabelecidas. Por exemplo, a aplicações no solo de células suspensas ou biomassa fresca de cianobactérias fixadoras de N<sub>2</sub> melhoraram o N da planta, o peso da matéria seca ou o rendimento de grãos em plantas de milho, trigo e arroz (MAQUBELA et al., 2009; MAQUBELA et al., 2010; WANG et al., 2018).

A incorporação das microalgas, vivas ou secas ao ar, à água de irrigação pode ser outro método de transportar os nutrientes para o solo (KHLOSSI et al., 2019). A frequência de aplicação é variável e depende da necessidade de água e nutrientes de cada cultura. A imersão de sementes (grãos) em células em suspensões aumentou a germinação e o crescimento de mudas de milho (MAQUBELA et al.,

2009). Suspensões celulares de microalgas verdes também melhoraram a germinação de sementes de quiabo e tomate (Dias et al., 2016) e comprimento da planta e produção de vegetais folhosos (cebolinha chinesa e espinafre) (KIM et al., 2018).

Misturadas na água podem também ser aplicadas na região foliar da planta (KUMAR et al., 2018). Este método permite que os nutrientes, principalmente os micronutrientes, sejam facilmente absorvidos pelas folhas quando dissolvidos e pulverizados sobre elas. O efeito direto sobre a cultura pode favorecer a absorção de hormônios e compostos bioativos quando as microalgas são aplicadas em forma de extratos (RENUKA et al., 2018).

Os sprays foliares proporcionam uma correção mais rápida das deficiências de nutrientes em comparação com as aplicações de fertilizantes no solo. A eficiência do método pode ser acrescida a partir da maior permeabilidade e absorção, que acontece quando a aplicação se faz em condições de alta umidade relativa e estômatos foliares abertos (CHIAIESE et al. 2018). A maior dificuldade é adequar a quantidade certa sem danificar as folhas da cultura (GARCIA et al., 2016).

Segundo Garcia et al. (2016), sprays foliares de concentrações mais altas (75% e 100%) resultaram em menos desenvolvimento de flores, um menor número de ramos e uma ligeira diminuição na altura da planta em comparação com o tratamento foliar com concentração de extrato de 50%. A pulverização foliar de suspensões de *Chlorella vulgaris* aumentou a clorofila das folhas, peso do cacho, tamanho e rendimento das uvas (NAGY et al., 2015).

Portanto, embora os extratos de microalgas parecem ter uma maior influência sobre a fertilidade bioquímica do solo, o uso direto de células de microalgas vivas no solo pode ser mais fácil manipulação e método de tratamento mais barato, a fim de obter os benefícios duplos do cultivo sustentável de plantas de tomateiro e uma redução do custo dos fertilizantes químicos (BARONE et al., 2019).

Outro procedimento importante no uso das microalgas como biofertilizante é a padronização da quantidade de aplicação. A dose é influenciada principalmente pelo tipo de cultura, sementes diretamente semeadas ou cultivadas em viveiros e

transplantadas no campo, pela recomendação nutricional e pelos fatores de suplementação de nutrientes ou supressão de doenças ou enriquecimento de micronutrientes (RENUKA et al., 2018; KUMAR et al., 2011).

Segundo Coppens et al. (2015), o cálculo da demanda do biofertilizante (NPK) foi definido a partir das práticas comerciais de cultivo de tomate em estufa. Corroborando com esse procedimento, Chittapun et al. (2018) adotaram a dose recomendada pelo Departamento de Agricultura do Ministério da Agricultura e Cooperativas da Tailândia para o campo de arroz. Assim, o manejo adequado da quantidade de biomassa usada como biofertilizante deve ser definido considerando uma quantidade de referência para a cultura desejada indicado pela literatura ou instituições do setor agrícola e o impacto desse resíduo no meio ambiente.

## 2.5 Análise crítica da revisão da literatura

Como apresentado, a gestão e o tratamento dos resíduos alimentares são questões que devem ser tratadas com prioridade em virtude dos problemas sociais e ambientais que impõem à sociedade. A ampla adoção em larga escala da digestão anaeróbia para o tratamento dos resíduos alimentares mostra que a tecnologia pode ser um caminho para enfrentar os desafios provocados pela disposição inadequada desses resíduos. O tratamento de cargas orgânicas elevadas com baixos custos energéticos e a possibilidade de geração de energia são atrativos associados à tecnologia. Contudo, a produção de efluente e biossólidos com conteúdo orgânico ainda elevado resultam na necessidade de pós-tratamentos. A integração de LATs para o pós-tratamento do efluente digerido se mostra uma estratégia promissora pois remove os poluentes e diminui a poluição dos corpos hídricos, além de produzir uma biomassa de valor agregado passível de utilização na agricultura associada ou não à produção de energia.

Nesse contexto, observa-se que a estabilidade da digestão anaeróbia ainda é um aspecto limitador na operação efetiva do arranjo tecnológico de tratamento dos resíduos alimentares (DA + LAT). A falha do sistema pode reduzir o rendimento energético e ocasionar emissões de amônia gasosa e dissolvida no efluente. Este último pode comprometer o desempenho e a produção de biomassa nas unidades finais do tratamento. Além disso, as abordagens técnicas de recuperação e de

gestão de recursos tendo como premissa a perspectiva de integração hídrica, energética e alimentar não são adotadas no contexto do tratamento dos resíduos alimentares e produção de biomassa de microalgas.

A partir disso, o entendimento e a identificação das causas da instabilidade, bem como a definição de estratégias ou adoção de técnicas que permitam o controle operacional e a recuperação e valorização de recursos podem representar o escalonamento tecnológico em uma perspectiva de sustentabilidade e fechamento de ciclo.

A codigestão de resíduos alimentares e microalgas pode agregar maior estabilidade e ganho energético ao processo de monodigestão de resíduos alimentares, devido ao melhor balanceamento da composição do substrato em termos de alcalinidade, micronutrientes e teor de umidade.

A aplicação da biomassa como biofertilizante (frescas e/ou codigerida) pode aumentar a fertilidade do solo e crescimento das culturas, o que pode reduzir a necessidade de sintetizar fertilizantes inorgânicos por vias de uso intensivo de energia, além de diminuir os custos de processamento da biomassa na produção do biofertilizante agrícola.

Visando a integração do nexo energia-água-alimento em sistema de tratamento de resíduos alimentares associado com a produção de microalgas, pesquisas que envolvam processamentos simplificados a fim de recuperar recursos e otimizar os ganhos energéticos no sistema são ainda incipientes em escala real. Não está claro na literatura científica quais rotas de valorização da biomassa pode fomentar a sustentabilidade energética e viabilidade tecnológica e ambiental na perspectiva de fechamento de ciclo, o que ressalta a relevância científica do presente estudo.

### 3 PREMISSAS E HIPÓTESES

As microalgas constituem-se aqui nesse trabalho como uma biomassa recuperada a partir do tratamento do digestato de resíduos alimentares. Na perspectiva de tecnologia integrada do tratamento, visa-se o seu processamento e valorização para produção de biogás e biofertilizante agrícola. A seguir estão listadas as premissas e hipóteses dessa pesquisa.

Premissa 1: A inibição do processo de monodigestão de resíduos alimentares está vinculada ao elevado teor de sólidos orgânicos que rapidamente hidrolisados resulta na acumulação de compostos intermediários tóxicos afetando a estabilidade e o rendimento de metano. Experimentos preliminares de codigestão anaeróbia com microalgas, em reatores escala de laboratório e condição de batelada, mostraram aumento da sinergia e da produção de metano.

Hipótese 1: A codigestão anaeróbia dos resíduos alimentares e microalgas melhora a estabilidade e o rendimento de metano comparado a monodigestão de resíduos alimentares devido a melhor sinergia, manutenção da alcalinidade e elementos traços provenientes das microalgas.

Premissa 2: As microalgas são constituídas de macro e micronutrientes e substâncias bioativas, como substâncias húmicas e hormonais com valor agrônômico.

Hipótese 2: A aplicação de microalgas no solo, seja *in natura* ou após o processo de codigestão anaeróbia para produção de biogás, favorece a incorporação de elementos nutricionais (C, N, K, P e micronutrientes) que melhoram as características do solo e estimulam o crescimento da planta.

Premissa 3: O tratamento integrado de resíduos alimentares a partir da digestão anaeróbia e lagoas de alta taxa possibilita a valorização de microalgas em produtos de valor agregado. Como exemplo, a literatura mostra a possibilidade de geração de biogás a partir da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas e de biofertilizante agrícola devido às características das microalgas (antes ou posterior à sua degradação anaeróbia). Esses processos podem ser considerados métodos de

cotratamento de efluentes e resíduos, que permitem a descentralização da geração de subprodutos (bioenergia e biofertilizante), diminuindo os impactos ambientais e possibilitando a geração de energia positiva em sistemas de tratamento de resíduos alimentares.

Hipótese 3: A valorização da biomassa de microalgas através da codigestão anaeróbia para a recuperação de energia e nutrientes incorpora ao sistema de tratamento de resíduos alimentares um viés de autossustentabilidade ambiental com maior produção de bioprodutos e energia positiva.

## 4 OBJETIVOS

### 4.1 Objetivo Geral

Avaliar a valorização de microalgas para a produção de biogás e a biofertilizante agrícola em um sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares.

### 4.2 Objetivos Específicos

- Analisar a monodigestão de resíduos alimentares em reatores em contínuo em relação à estabilidade do processo e produção de biogás a partir de parâmetros físicos e químicos.
- Comparar e investigar a codigestão anaeróbia dos resíduos alimentares com microalgas em reatores semicontínuo na proporção 75:25 %SV em relação à estabilidade do processo e produção de biogás.
- Avaliar o efeito fertilizante ao sistema solo/planta resultantes da aplicação de microalgas frescas, digeridas e codigeridas com resíduo alimentar usando a cultura *Brachiaria híbrida cv. Sabiá*.
- Estimar e comparar o potencial de recuperação de nutrientes e energia em reator escala demonstração sob condições de monodigestão e codigestão anaeróbia, com base nos melhores indicadores de desempenho obtidos em experimento de laboratório.

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

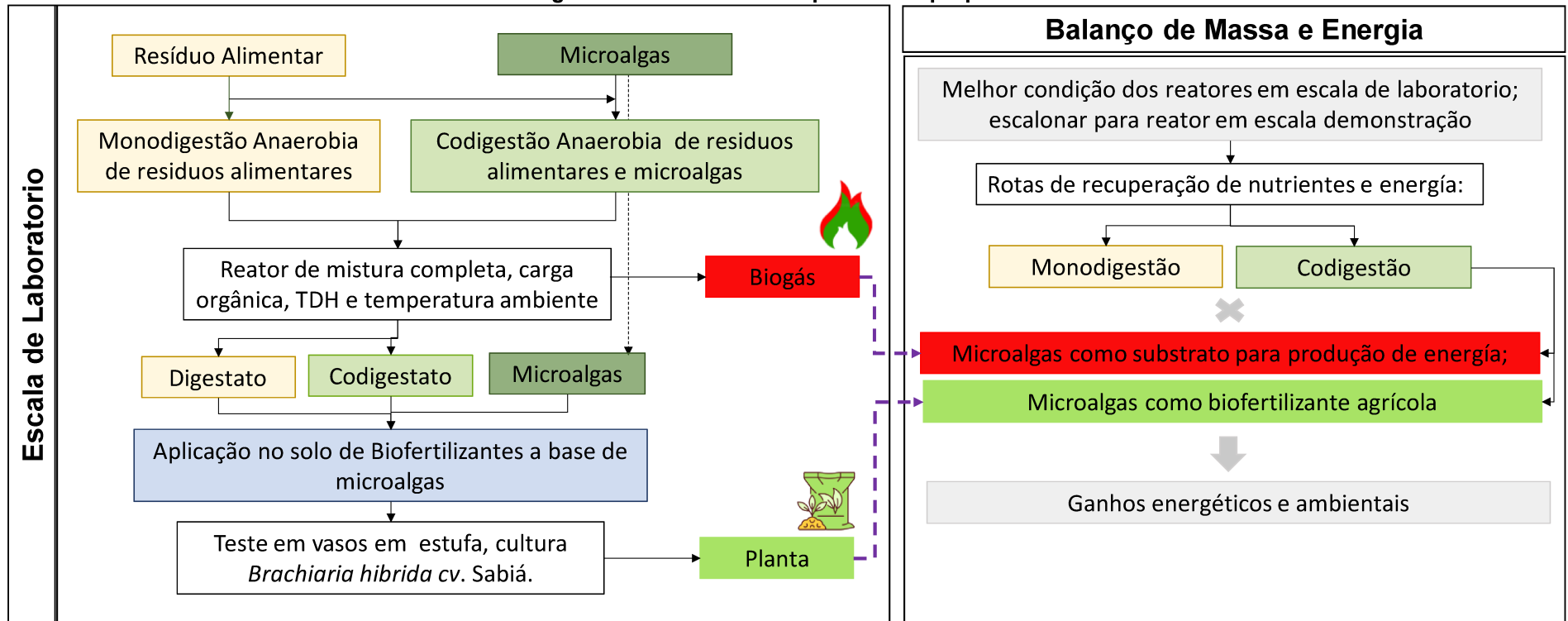
Nesta seção, estão descritos de maneira geral os materiais e métodos referentes às partes que compõem o projeto de doutorado, a saber: i) delineamento experimental do projeto; ii) a configuração do sistema integrado de resíduos alimentares da UFMG; iii) o tratamento estatístico dos dados. No item i), delineamento experimental do projeto são descritos, de maneira sintética, os três experimentos realizados nesta tese. No item ii), configuração do sistema integrado de resíduos alimentares da UFMG, são caracterizadas as unidades que compõem a planta experimental, detalhando o fluxo de tratamento e a produção de microalgas, foco principal deste estudo. Por fim, no item iii), o tratamento estatístico dos dados, são apresentados os métodos estatísticos empregados em cada experimentos.

Os resultados e discussões desta tese foram estruturados na forma de artigos científicos, nos Capítulos 6, 7 e 8. Em cada capítulo, os materiais e métodos específicos de cada experimento são descritos de forma detalhada. As considerações finais e recomendações são apresentadas no capítulo 9.

### 5.1 Delineamento experimental do projeto

Este trabalho propõe o estudo de valorização das microalgas produzidas em lagoas de alta taxa usadas para o pós-tratamento do digestato gerado no sistema tratamento de resíduos alimentares da UFMG. Para tal, o trabalho foi dividido em três partes: i) o estudo da monodigestão e codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas em reatores semicontínuos avaliando diferentes cargas orgânicas e TDHs; ii) a investigação da potencial aplicação de microalgas no solo como biofertilizante agrícola em vasos usando cultura *Brachiaria híbrida* cv. Sabiá e identificando resultados quantitativos e qualitativos no solo e na planta; e iii) a estimativa e a comparação da recuperação de nutrientes e de energia em reator escala demonstração sob condições de monodigestão e codigestão anaeróbia, a partir do uso de dados obtidos em experimentos em escala de laboratório. A Figura 5 apresenta o delineamento experimental esquematizado.

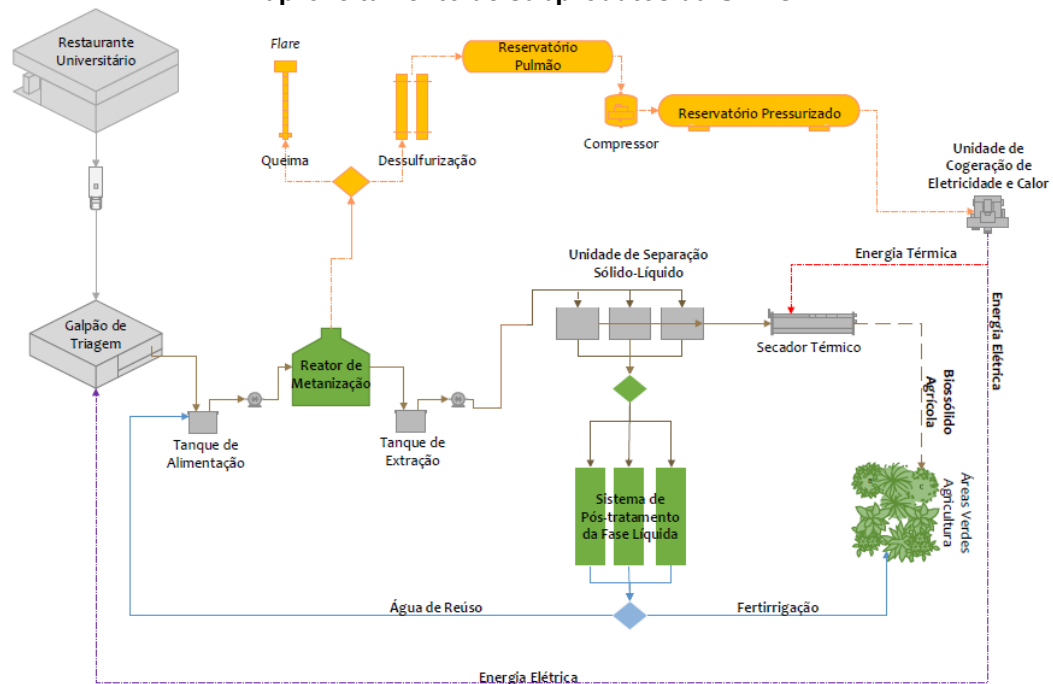
Figura 5 - Delineamento experimental proposto



## 5.2 Plataforma de tratamento de resíduos alimentares da UFMG

O sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares está apresentado na Figura 6 **Error! Reference source not found.**. O sistema fica localizado no Quarteirão 10 do campus Pampulha da UFMG (latitude 19°52'23,3" S e longitude 43°57'52,6" O) (FERREIRA, 2015; FERREIRA, 2021).

**Figura 6 - Esquema do sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares e aproveitamento de subprodutos da UFMG**



Fonte: Ferreira (2015).

A planta de tratamento e aproveitamento energético compreende um galpão de triagem dos resíduos orgânicos, um tanque de alimentação, um reator anaeróbio de mistura completa de 18,8 m<sup>3</sup> de volume útil, um tanque de extração do material digerido, um sistema de desaguamento do lodo digerido, um sistema de condicionamento de biogás, um acumulador de biogás, um sistema de cogeração de eletricidade e calor a partir do biogás e um sistema de secagem térmica de lodo. O sistema de pós-tratamento da fase líquida é composto por uma lagoa de alta taxa de 30 cm de profundidade, com volume de 1,25 m<sup>3</sup> e pás de aço inoxidável de velocidade média de 0,2 m.s<sup>-1</sup>. A biomassa de microalgas produzida é separada e concentrada em dois decantadores lamelares de volume útil de 0,7 m<sup>3</sup> cada (TORRES-FRANCO, et al., 2021; FERREIRA, 2021).

### 5.3 Tratamento estatístico dos dados

O tratamento dos dados foi realizado a partir da análise descritiva, contendo: máximo, mínimo, mediana, média, desvio padrão e percentis. Esses valores estão apresentados em forma de gráficos temporais e tabelas para auxiliar a visualização, a análise e a interpretação dos resultados. Utilizou-se os testes de normalidade e de hipóteses pela linguagem de programação *R* versão 4.3.1 para analisar o efeito da codigestão na estabilidade da digestão anaeróbia e no rendimento de metano do biogás dos reatores em contínuo, bem como, o efeito do biofertilizante a base de microalgas no sistema solo/planta.

O teste de Shapiro–Wilk foi aplicado para analisar a normalidade dos dados. A partir do resultado de normalidade, os testes usados para verificação de hipótese nula estão apresentados na Tabela 8 (CALEGARI-JAQUES, 2003). Os testes de hipóteses foram utilizados para verificar se a codigestão, sob diferentes condições, exerce um efeito significativo na estabilidade e produção de biogás no reator anaeróbio em semicontínuo. Além disso, comparar o efeito biofertilizante no solo e nos parâmetros de crescimento da planta resultantes da aplicação das microalgas *in natura*, digeridas e codigeridas com resíduo alimentar.

**Tabela 8 - Síntese das análises estatísticas realizadas**

<b>Descrição</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Linguagem de programação</b>
Testes normalidade	Teste de Shapiro Wilk	R versão 4.3.1
Testes de hipóteses	Não paramétrico Teste de Kruskal-Wallis; Teste T de Wilcoxon; Teste de U de Mann-Whitney; Friedmam; Spearman	R versão 4.3.1
	Paramétricos Análise de variância (ANOVA); comparações múltiplas – teste de Tukey.	R versão 4.3.1

## **6 MONODIGESTÃO E CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS: ESTABILIDADE E PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

### **6.1 Introdução**

O rápido desenvolvimento da economia global, aliado ao crescimento populacional nas últimas décadas, resultou em quantidades significativas de resíduos alimentares, aproximadamente 1,6 bilhão de toneladas por ano (HEGNSHOLT et al., 2018). Além disso, devido às características desses resíduos, como alta umidade e conteúdo orgânico, o descarte em aterros sanitários resulta em altos níveis de emissões de gases de efeito estufa, enquanto os tratamentos térmicos, como a incineração, consomem alto conteúdo de energia e contribuem para a poluição do ar (ROY et al., 2023). Em contraste, as tecnologias biológicas, especificamente a digestão anaeróbia, são uma alternativa para estabilizar esse resíduo, ao mesmo tempo em que produzem bioenergia usando o biogás gerado e biofertilizante ou condicionador de solo a partir do material digerido (ROY et al., 2023; SHARMA et al., 2023). No entanto, alcançar um desempenho de degradação ótimo depende da composição química da biomassa. Por exemplo, os resíduos alimentares muitas vezes apresentam um desequilíbrio no conteúdo de macro e micronutrientes, baixa alcalinidade e uma falta de diversidade bacteriana (REN et al., 2018; SHRESTHA et al., 2023; ZHANG; OUYANG; LIA, 2012). Além disso, sua rápida biodegradabilidade pode levar ao acúmulo de ácidos orgânico voláteis (AOV) intermediários, resultando em uma diminuição do pH e redução da conversão de metano durante as etapas finais do processo de degradação (ZHOU et al., 2018).

Muitas publicações têm avaliado a monodigestão de resíduos de alimentos e algumas têm proposto a codigestão anaeróbia com substratos complementares para superar essas limitações e impulsionar o desempenho do processo (CHEN et al., 2016; DAI et al., 2013; PARANJPE; SAXENA; JAIN, 2023; VELÁSQUEZ PIÑAS et al., 2018). De fato, a codigestão é uma técnica de cotratamento simples e econômica que permite benefícios como: i) estabilidade aprimorada do processo; ii) mitigação de compostos inibitórios; iii) equilíbrio de nutrientes; iv) alcance de níveis de umidade ótimos; v) interações sinérgicas entre microorganismos; vi) benefícios financeiros derivados de infraestrutura e custos compartilhados (PARANJPE;

SAXENA; JAIN, 2023). Nesse contexto, a biomassa de microalgas, caracterizada por uma taxa de hidrólise mais lenta, alto teor de alcalinidade e micronutrientes, pode representar um cosubstrato potencial para melhorar a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares (FERREIRA; ASTALS; PASSOS, 2022; KHANTHONG et al., 2023). No entanto, a literatura usando ambos os substratos ainda é escassa, enquanto quase todas as publicações tratam de dados de experimentos em batelada.

Estudos anteriores apontaram que a codigestão de resíduos de alimentos e microalgas melhorou a estabilidade e o rendimento de metano no biogás em 5-22% em comparação com a monodigestão de resíduos alimentares, e a sinergia do processo foi positiva (10-33%) (DU et al., 2019; FERREIRA; ASTALS; PASSOS, 2022; KHANTHONG et al., 2023; SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015; ZHANG et al., 2020; ZHAO; RUAN, 2013; ZHEN et al., 2016). Os autores sugeriram que os resultados foram devido ao equilíbrio de macro e micronutrientes e à diluição de compostos inibitórios e/ou tóxicos. Estudos anteriores em testes em batelada indicaram que as proporções de substratos ótimas foram de 75-94:25-6 em termos de sólidos voláteis (%) para resíduos alimentares e biomassa de microalgas, respectivamente. Nesses casos, certo conteúdo de microalgas (6-25%) foi analisado como crucial para aumentar a capacidade tampão do reator (DU et al., 2019; FERREIRA; ASTALS; PASSOS, 2022; KHANTHONG et al., 2023; SCHWARTZ; VAN OLST; BRUNE, 2015; ZHANG et al., 2020; ZHAO; RUAN, 2013; ZHEN et al., 2016). Além disso, os autores mostraram como a digestão foi enriquecida com comunidades microbianas eficazes, incluindo bactérias oxidantes de AOV e arqueias metanogênicas hidrogenotróficas e metilotróficas (KHANTHONG et al., 2023).

Adicionalmente, os biossólidos resultantes da digestão anaeróbia apresentaram potencial para aplicação como biofertilizante em práticas agrícolas. Diante de tal contexto, essa prática pode contribuir para enfrentar os desafios relacionados à poluição decorrente do uso excessivo de fertilizantes inorgânicos e fomentar a sustentabilidade ambiental (AVILA et al., 2022; MAYOR et al., 2023). Dessa forma, a biomassa fresca e codigerida de microalgas tem recentemente recebido atenção significativa por seus efeitos como biofertilizante e bioestimulante em diferentes culturas e melhoria da qualidade do solo (ÁLVAREZ-GONZÁLEZ et al., 2022a,

2022b; AVILA et al., 2022; COPPENS et al., 2016; LORENTZ et al., 2020; NAYAK; SWAIN; SEN, 2019; PEREIRA et al., 2021; RENUKA et al., 2018; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017). Portanto, o objetivo desse capítulo foi analisar e comparar a monodigestão de resíduos alimentares e a codigestão, utilizando a proporção de 75% de resíduos alimentares e 25% de microalgas (em termos de SV%), em reatores semicontínuos. O foco principal foi avaliar a estabilidade do processo e produção de biogás. Além disso, foi realizada a caracterização dos digestatos para determinar sua composição agronômica e seu potencial uso como biofertilizante.

## 6.2 Material e Métodos

### 6.2.1 Resíduos alimentares e biomassa de microalgas

Os resíduos alimentares utilizados neste estudo foram preparados mensalmente de forma sintética para garantir a homogeneidade, com base em dados anteriores sobre a composição real dos resíduos que alimentaram o sistema de tratamento da UFMG (Belo Horizonte, Brasil). Esses resíduos incluíram arroz (20%), feijão (20%), carne (15%), alface (25%), cenoura (10%) e tomate (10%) (Ferreira et al., 2021). Posteriormente, os resíduos alimentares foram triturados usando um processador de alimentos comercial sem adição de água. O teor de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foi determinado e os resíduos foram congelados a uma temperatura de -20 C° para preservação até o uso.

A biomassa de microalgas foi cultivada em uma lagoa aberta com capacidade para 4000 litros, localizada no Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa-UFV (ROCHA et al., 2019). Essa biomassa era predominantemente composta pela espécie *Scenedesmus sp.*, espécie dominante nas lagoas de alta taxa do sistema de tratamento da UFMG (Torres et al., 2020). A biomassa foi concentrada em um decantador por gravidade usando o polímero catiônico poliamina (SNF Floerger), posteriormente o conteúdo de sólidos totais e sólidos voláteis foram determinados e a biomassa foi congelada (-20 °C) até o uso. A Tabela 9 apresenta as propriedades físicas e químicas dos resíduos alimentares e da biomassa de microalgas utilizados neste estudo.

**Tabela 9 - Propriedades Físicas e químicas dos resíduos alimentares e da biomassa de microalgas (média ± desvio padrão)**

Parâmetro	Unidade	Resíduo alimentar	Biomassa de microalga
pH	-	5.3±0.8	6.0±1.2
Sólidos Totais (ST)	%	24.6 ±4.7	2.9 ±1.6
Sólidos Voláteis (SV)	%	22.9 ±4.5	2.2 ±1.1
SV/ST	%	93.2 ±2.8	75.7 ±7.0
Nitrogênio (NTK)	Total %ST	9.0 ± 1.3	5.2 ± 1.1
Fosforo total (PT)	%ST	2.4 ± 0.5	1.5 ± 0.6
Potássio (K)	%ST	2.7 ± 0.4	1.8 ± 0.6
Carboidratos	%ST	35.1 ± 15.2	19.5 ± 5.0
Proteínas*	%ST	56.3 ± 8.2	30.9 ± 3.5
Calcio (Ca)	g/ KgST	-	2.8± 1.0
Magnésio (Mg)	g/ KgST	5.7± 0.8	4.1± 2.3
Sódio (Na)	g/ KgST	42.8	5.4
Ferro (Fe)	mg/ KgST	215.9	2200.0
Zinco (Zn)	mg/ KgST	84.5	743.4
Manganês (Mn)	mg/ KgST	-	752.0
Cobre (Cu)	mg/ KgST	-	37.7
Cromo (Cr)	mg/ KgST	681.7	68.1
Níquel (Ni)	mg/ KgST	26.5	13.3

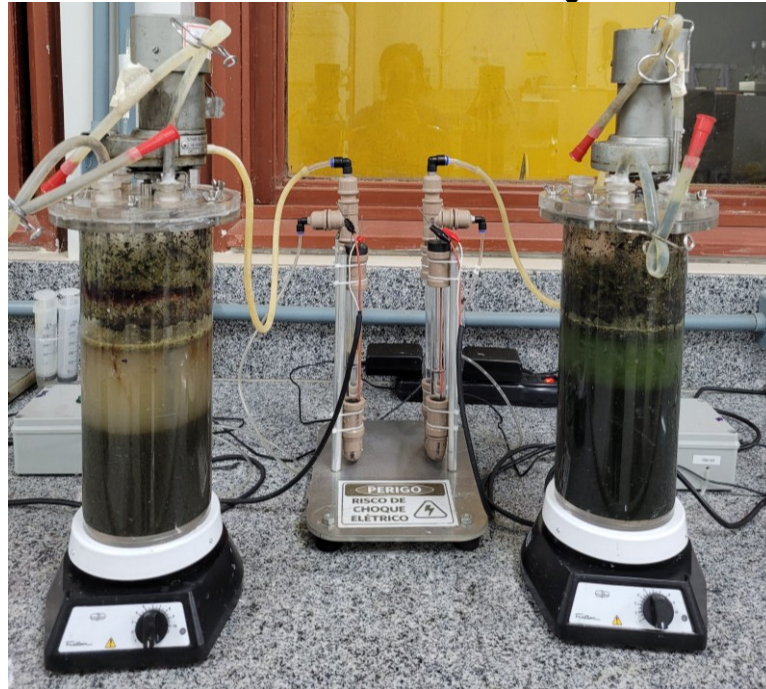
Nota: \*Composição de proteínas estimada a partir do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) usando um fator de conversão de NTK/proteína de 6,25 para resíduos alimentares e de 5,95 para microalgas.

### 6.2.2 Parâmetros operacionais

A digestão anaeróbia foi avaliada usando dois reatores em escala de laboratório feitos de acrílico, com volume total de 3 L e volume útil de 2 L (Figura 7). Os reatores foram operados em temperatura ambiente e mistura constante por meio de agitador magnético. A codigestão anaeróbia foi alimentada com uma mistura de 75% de resíduos alimentares e 25% de biomassa de microalgas com base em sólidos voláteis, como proporção ótima determinada a partir de experimentos em batelada realizados anteriormente (FERREIRA; ASTALS; PASSOS, 2022). Os reatores foram operados por 200 dias em modo semicontínuo, ou seja, a alimentação diária foi realizada manualmente liberando um volume de digestato usando uma seringa graduada, seguido pela adição de um volume igual de substrato. Inicialmente, o volume de trabalho dos reatores foi preenchido com lodo de suíno, digerido em um biodigestor lagoa coberta. O inóculo apresentou pH de 6,7; 5,4% de ST; 3,8% de SV e relação SV/ST de 73,4. Os reatores foram operados com uma carga orgânica volumétrica (COV) de 1 g SV/L.d e um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 dias até três tempos de detenção para atingir o estado estacionário (60 dias).

Posteriormente, três fases diferentes foram avaliadas: Fase I) COV de 1 g SV/L.d e 20 dias de TDH (60-83 dias); Fase II) COV de 0,7 g SV/L.d e 20 dias de TDH (84-117 dias), e Fase III) COV de 0,7 g SV/L.d e 30 dias de TDH (118-200 dias).

**Figura 7 – reatores semicontínuos em monodigestão de resíduos alimentares e codigestão de resíduos alimentares e microalgas**



### 6.2.3 Parâmetros analíticos

As amostras de entrada e saída dos reatores anaeróbios foram caracterizadas para avaliar o desempenho do processo e a eficiência do tratamento, enquanto as propriedades agrônômicas dos digestatos foram analisadas através da mistura das amostras de saída das três fases operacionais. Todos os parâmetros, suas periodicidades de análise e métodos usados estão detalhados na Tabela 10.

Para avaliar a estabilidade do reator foram monitorados os parâmetros físicos e químicos: pH, alcalinidade total, relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP), conteúdo de ácidos orgânicos e metano no biogás. O desempenho do reator foi avaliado através da remoção de matéria orgânica, em termos de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), amônia ( $\text{NH}_3$ ), demanda química de oxigênio (DQO), e produção de biogás.

**Tabela 10 - Parâmetros avaliados, frequência amostral e método empregado**

<b>Parâmetros</b>	<b>Frequência</b>	<b>Método</b>	<b>Referência/ equipamento</b>
pH	Diária	Sonda multiparâmetro	Modelo Hatch HQ 40D
Temperatura	Diária		
Relação AI/AP	Diária	Titulométrica	Ripley <i>at al.</i> (1986) e Kapp (1984)
Série de Sólidos	3 vezes por semana	Gravimétrico	
DQO	3 vezes por semana	Colorimétrico refluxo fechado	
Amônia	2 vezes por semana	Titulação	APHA (2020)
NTK	2 vezes por semana	Digestão Kjeldahl /Titulação	
PT	1 vezes por semana	Digestão Sulfurica /Titulação	
Ácidos orgânicos voláteis	1 vezes por semana	Cromatografia Gasosa	APHA (2020), Pinto et al. (2018); Neves et al. (2017)
Produção de Biogás	Contínua	Deslocamento coluna de solução salina	Medida gravimétrica do volume deslocado
Metano	2 vezes por semana	Cromatografia gasosa	APHA (2020)

A composição de proteínas dos substratos foi estimada a partir do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) usando um fator de conversão de NTK/proteína de 6,25 para resíduos alimentares e de 5,95 para microalgas (AOAC, 2000; López, et al., 2010). O teor de carboidratos foi determinado a partir do método fenol-ácido sulfúrico, conforme descrito por Dubois et al. (1956). O conteúdo de carbono orgânico para determinação da relação carbono/nitrogênio (C/N) foi estimado como 55% dos sólidos voláteis (SV), de acordo com Adams et al. (1951) e Diaz et al. (2007). A determinação de potássio (K), cálcio (Ca), ferro (Fe), sódio (Na), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr) e cobre (Cu) foi realizada por digestão da amostra (nitroperclórico) de acordo com os Métodos Padrão (APHA, 2022), e medidos utilizando espectrofotometria de absorção atômica por chama (PinAAcle 500®, PerkinElmer, MA, EUA).

Os ácidos orgânicos voláteis (ácido acético, propiônico, butírico e valérico) foram determinados por cromatografia gasosa (GC) acoplada a um detector de ionização de chama (FID) e uma coluna capilar SP-2330 (Shimadzu Corporation, Japão). O hélio foi utilizado como gás de arraste a uma taxa de fluxo de 1 mL/min e o nitrogênio foi utilizado como gás de reposição a uma taxa de fluxo de 30 mL/min. O detector FID foi mantido a 280 °C com uma taxa de fluxo de hidrogênio de 40

mL/min e ar sintético a uma taxa de fluxo de 400 mL/min. As amostras foram injetadas manualmente usando uma seringa hermética a gás a um volume de 1 µL por amostra no modo Split (1:15). A temperatura do injetor foi mantida a 250 °C. A separação de AOV na coluna analítica foi obtida usando um programa de temperatura isoterma começando a 100 °C (mantido por 2 min) e aumentando para 200 °C a uma taxa de 15 °C/min (mantido por 2 min). Para a preparação de amostras e curvas analíticas, foram utilizados padrões obtidos da Sigma Aldrich (San Luis, EUA): ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e ácido valérico com pureza ≥ 99,0 – 99,5 %. Uma solução de trabalho de 10 g/L de AOV foi usada para a construção de todas as curvas analíticas. Para análise de AOV, 3 mL de amostra foram coletados e transferidos para um tubo Falcon, adicionado 1 mL de solução de ácido fosfórico 3 mol/L (Sigma Aldrich), e então agitados por 2 minutos em Vórtex Mixer. Posteriormente, a amostra foi centrifugada a 1500 rpm por 10 minutos. Após a separação sólida, o sobrenadante foi coletado usando uma seringa descartável, filtrado através de uma membrana descartável de 0,2 µm, e colocado em um frasco de 1,5 mL para análise (APHA, 2022; PINTO et al., 2018).

A produção de biogás foi registrada por deslocamento de água e expressa sob condições normais de temperatura e pressão (0 °C e 1 atm), calculadas com base na pressão atmosférica local (0,937 atm). O teor de metano no biogás foi determinado por GC-FID (Shimadzu Corporation, Japão). O GC-FID foi equipado com uma coluna empacotada Chromosorb 102, 60/80 mesh (Agilent Technologies). O gás de arraste foi hélio a uma taxa de fluxo de 25 mL/min. O detector FID foi mantido a 250 °C com uma taxa de fluxo de hidrogênio de 40 mL/min e ar sintético a uma taxa de fluxo de 400 mL/min. As amostras foram injetadas manualmente com uma seringa gastight da Hamilton. O volume de injeção foi de 100 µL por amostra no modo direto. A temperatura do injetor foi mantida a 120 °C.

Para analisar o desempenho do reator e a estabilidade do processo, foram utilizados os seguintes indicadores mencionados anteriormente: pH, alcalinidade e razão IA/PA, concentração de ácidos graxos voláteis (VFA) e teor de metano no biogás.

#### 6.2.4 Tratamento estatístico dos dados

Os parâmetros analisados foram utilizados para comparar a monodigestão anaeróbica e a codigestão de resíduos alimentares utilizando o teste U de Mann-Whitney com um nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05. Para garantir a adequação dos dados para essas análises, tanto a normalidade quanto a homogeneidade da variância foram avaliadas. O teste de Shapiro-Wilk foi empregado para avaliar a normalidade, enquanto o teste de Fligner foi utilizado para verificar a homogeneidade. Para tais análise foi utilizado a linguagem de programação R versão 4.3.1.

## 6.3 Resultados e Discussão

### 6.3.1 Indicadores de estabilidade

Os resultados experimentais para os parâmetros de estabilidade e desempenho dos reatores alimentados com resíduos alimentares e sua codigestão com microalgas ao longo de 200 dias estão mostrados na Figura 8. Durante as fases operacionais, a temperatura ambiente variou de 12,5 °C a 23,5 °C, enquanto os reatores apresentaram uma faixa de temperatura do digestato entre 15,4 °C e 26,7 °C (aproximadamente 3 graus acima da temperatura ambiente). Essa faixa de temperatura pode ser considerada vantajosa em termos de custos operacionais, uma vez que não há demanda de calor para os reatores anaeróbios. Essa estratégia pode ser aplicável em países tropicais, onde a faixa de temperatura não é tão variável.

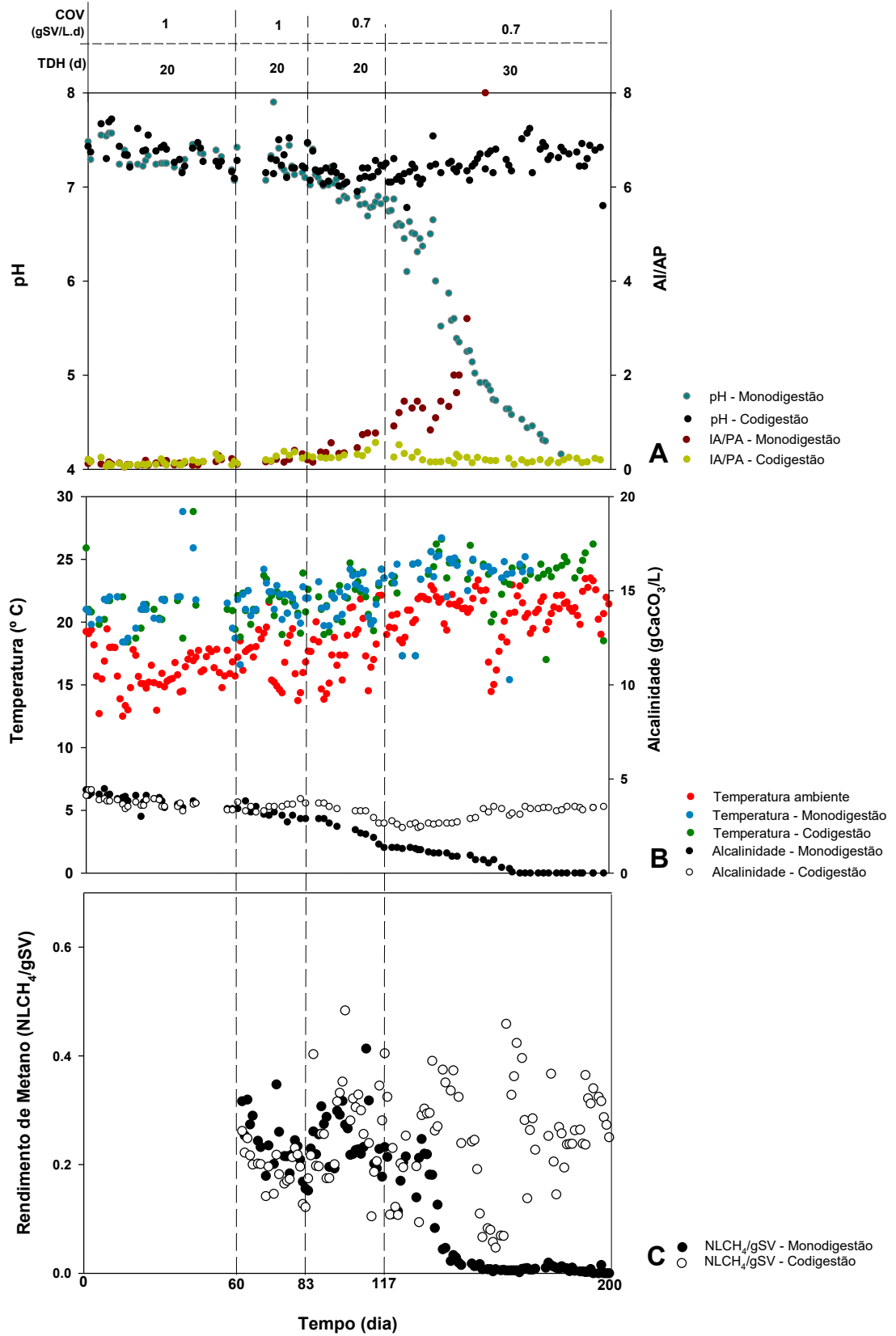
Durante a Fase I, ambos os reatores apresentaram aumento na razão de alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP), que passou de 0,13-0,14 para 0,30, acompanhado de redução de alcalinidade (de 4,0 para 3,2 g CaCO<sub>3</sub>/L), desempenhos sem diferenças significativas (Figura 8). Devido a essa tendência, a COV foi reduzida de 1,0 para 0,7 gSV/L.d (Fase II). O reator em monodigestão continuou com o aumento da razão AI/AP até 0,45, enquanto o reator em codigestão conseguiu manter-se em 0,30. A razão AI/AP é comumente usada como indicador de estabilidade do processo, mostrando até que ponto a concentração de ácido (estimada por AI) excedeu a capacidade de tamponamento do sistema fornecida pelo HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (estimada por AP) (KIM; KIM, 2016). Um valor de 0,3 é considerado o limite para operação segura, como relatado na literatura (RIPLEY; BOYLE, 1986).

No entanto, alguns estudos mostraram que a estabilidade do processo pode ser mantida com valores acima de 0,3 devido às características do substrato e do efluente (FERREIRA et al., 2021; FERREIRA; PASSOS; SOUZA, 2023; SCANO et al., 2014). Embora a literatura anterior tenha sugerido que razões Al/AP seguras de 0,5 poderiam ser adotadas para o tratamento de resíduos alimentares, isso foi possível devido a outros parâmetros equilibrados, como alcalinidade e pH mais altos (FERREIRA et al., 2021; FERREIRA; PASSOS; SOUZA, 2023; SCANO et al., 2014), o que não foi o caso do presente estudo.

Durante a Fase III, um aumento no TDH foi avaliado (de 20 para 30 dias). Como observado, o reator em monodigestão de resíduos alimentares exibiu uma diminuição no pH para valores abaixo de 5,0 e aumento da razão Al/AP (ou seja, valores acima de 1,5). Um processo de digestão anaeróbia eficiente e estável requer a manutenção de uma faixa de pH próxima ao neutro (6,5 - 7,5), pois a atividade microbiana, principalmente das arqueias, pode ser facilmente inibida por níveis baixos de pH (KIM; KIM, 2016). O rápido aumento na razão Al/AP indica o acúmulo de ácidos orgânicos associado a redução de alcalinidade, que diminuiu para 0,9 g CaCO<sub>3</sub>/L. Todos os parâmetros mencionados sugeriram que o acúmulo de ácidos excedeu a capacidade de tamponamento, o que resultou em um desequilíbrio sucessivo entre produtores e consumidores de ácido (CHERNICHARO, 2016). Por outro lado, o reator operado em codigestão anaeróbia com microalgas manteve um pH neutro (7,0 - 7,5), uma razão Al/AP abaixo de 0,3 e alcalinidade acima de 3 gCaCO<sub>3</sub>/L, o que provavelmente promoveu o tamponamento do sistema. Estes resultados corroboram com a literatura. Em batelada e temperatura mesofílica, a codigestão em diferentes proporções de resíduos alimentares e microalgas apresentou pH entre 7.1-7.6 e Al/AP de 0.18-0,33 (FERREIRA et al., 2021). Além disso, em reator semmi-contínuo e temperatura mesofílica, a codigestão na proporção 80:20 %SV (RA: MA) manteve uma relação AOV totais/alcalinidade ótima entre 0.2-0.4, mesmo com o aumento da COV de 0.8 gSV/Ld para 2.5 gSV/Ld. Como nesse estudo, as microalgas como cosubstrato possibilitaram melhores condições para estabilidade do processo comparado com a monodigestão de resíduos alimentares.

Estudos recentes discutiram que a sinergia positiva entre microalgas e digestão anaeróbia de resíduos alimentares ocorreu devido a um ambiente anaeróbio mais estável, com capacidade de tamponamento de pH aprimorada, equilíbrio de nutrientes e redução de amônia e ácidos orgânicos tóxicos (ZHEN et al., 2016), benefícios também observados no presente estudo. A codigestão estável tem sido atribuída aos elementos traço liberados pela lise celular das microalgas, subsequentemente utilizados como nutrientes por comunidades microbianas (ZHANG et al., 2020; ZHEN et al., 2016). As taxas mais lentas de hidrólise e acidogênese dos substratos de microalgas podem atuar como um tamponamento durante a co-digestão com resíduos alimentares, prevenindo o acúmulo AOVs causado pelos resíduos alimentares e mantendo a estabilidade do pH (ZHEN et al., 2016; ZHAO et al., 2013; DU et al., 2019). Além disso, na digestão anaeróbia de microalgas, a alcalinidade gerada pelo equilíbrio carbonato-bicarbonato, assim como a amônia formada pela hidrólise de proteínas, pode contribuir para o aumento da capacidade de tamponamento (CHERNICHARO et al., 2016).

**Figura 8 - Indicadores de estabilidade e desempenho do reator em digestão anaeróbia de resíduos alimentares (momodigestão) e em codigestão de resíduos alimentares e biomassa de microalgas (codigestão) em diferentes condições de COV e TDH.**



### 6.3.2 Rendimento de Metano

Os resultados da estabilidade do processo foram confirmados com os dados obtidos na produção de biogás e no rendimento de metano (Figura 8 e Tabela 11). Durante a Fase I, os rendimentos de metano alcançados em ambos os reatores não apresentaram diferenças significativas, ou seja, 0,20-0,22 L CH<sub>4</sub>/gSV. Com a redução da COV na Fase II, o reator em codigestão apresentou rendimento de metano significativamente maior, de 0,20 para 0,29 LCH<sub>4</sub>/gSV (45% a mais). Este resultado diferiu do encontrado por estudo que mostrou aumento no rendimento de metano de 0,30 para 0,33 LCH<sub>4</sub>/gSV, em proporção de 80:20 (%SV<sub>RA</sub>:%SV<sub>MA</sub>)), quando a COV foi aumentada de 0,8 para 1,7 g SV/L.d (KHANTHONG et al., 2023). Os valores mais baixos neste estudo foram possivelmente devido à temperatura de operação. De fato, reatores operados em condições mesofílicas (temperatura ideal de 35°C) podem apresentar melhor desempenho devido à capacidade das temperaturas elevadas de acelerar as taxas de reação bioquímica e as taxas de crescimento microbiano, em resposta ao aumento das cargas orgânicas (AKINDOLIRE; RAMA; ROOPNARAIN, 2022). Por outro lado, o reator anaeróbio alimentado apenas com resíduos alimentares permaneceu com um rendimento de metano de aproximadamente 0,2 LCH<sub>4</sub>/gSV. Este resultado mostrou que, em monodigestão, o reator não foi capaz de melhorar o desempenho do processo e a bioconversão dos resíduos alimentares em metano mesmo quando foi reduzida a carga orgânica no sistema.

Durante a Fase III, o rendimento de metano nos reatores em monodigestão e codigestão apresentou a maior diferença significativa. Como pode ser observado, a monodigestão não foi capaz de recuperar sua estabilidade e melhorar seu rendimento de metano com uma COV mais baixa (Fase II) e um TDH mais alto (Fase III). Na verdade, o rendimento de metano continuou diminuindo e atingiu uma média de 0,04 LCH<sub>4</sub>/gSV. Isso ocorreu devido aos parâmetros discutidos anteriormente, como baixo pH (5,0), uma alta relação AI/AP (valor médio 2,0) e baixa alcalinidade (0,9 gCaCO<sub>3</sub>/L). O reator operado em codigestão anaeróbia mostrou um rendimento de metano semelhante ao da Fase II (~ 0,25 LCH<sub>4</sub>/gSV), indicando que um aumento no TDH não melhorou a bioconversão de matéria orgânica particulada. Durante esse período, o digestor manteve um pH neutro (7,0 -

7,5), uma relação AI/AP abaixo de 0,3 e alcalinidade acima de 3 g CaCO<sub>3</sub>/L, o que provavelmente promoveu o tamponamento do sistema e permitiu o equilíbrio entre produção e consumo dos ácidos orgânicos.

Na literatura sobre digestão anaeróbia de resíduos alimentares, os resultados indicam uma menor produção de biogás, maior consumo de alcalinidade e redução do pH durante a monodigestão de resíduos alimentares (FERREIRA et al., 2021; FERREIRA; PASSOS; SOUZA, 2023; KHANTHONG et al., 2023). Assim como neste estudo, características dos resíduos alimentares, como alta biodegradabilidade (VS/TS > 90%) e baixo pH (5,3), podem ter contribuído para a instabilidade e para o menor teor de metano no biogás. Por outro lado, a biomassa de microalgas apresentou um maior teor de micronutrientes e um pH próximo à neutralidade (Tabela 2), o que pode favorecer um ambiente mais propício para o crescimento e metabolismo eficiente dos microrganismos. Micronutrientes como Fe, Ni, Co, Mo, Zn, Ca, Cu e B são componentes essenciais dos sítios ativos de enzimas, sendo subconstituintes da formiato desidrogenase, necessária para catalisar o processo de metanogênese (SARATALE et al., 2018).

Além disso, em termos de conteúdo de nutrientes, sabe-se que a fase orgânica particulada é bioconvertida em compostos solúveis durante os processos anaeróbios. Nesse sentido, atenção deve ser dada às concentrações de amônio, que podem inibir os metanogênicos. No entanto, as concentrações observadas no experimento (340–640 mg/L) estavam abaixo do limite crítico estabelecido na literatura, de 1 g/L (McCARTY, 1964).

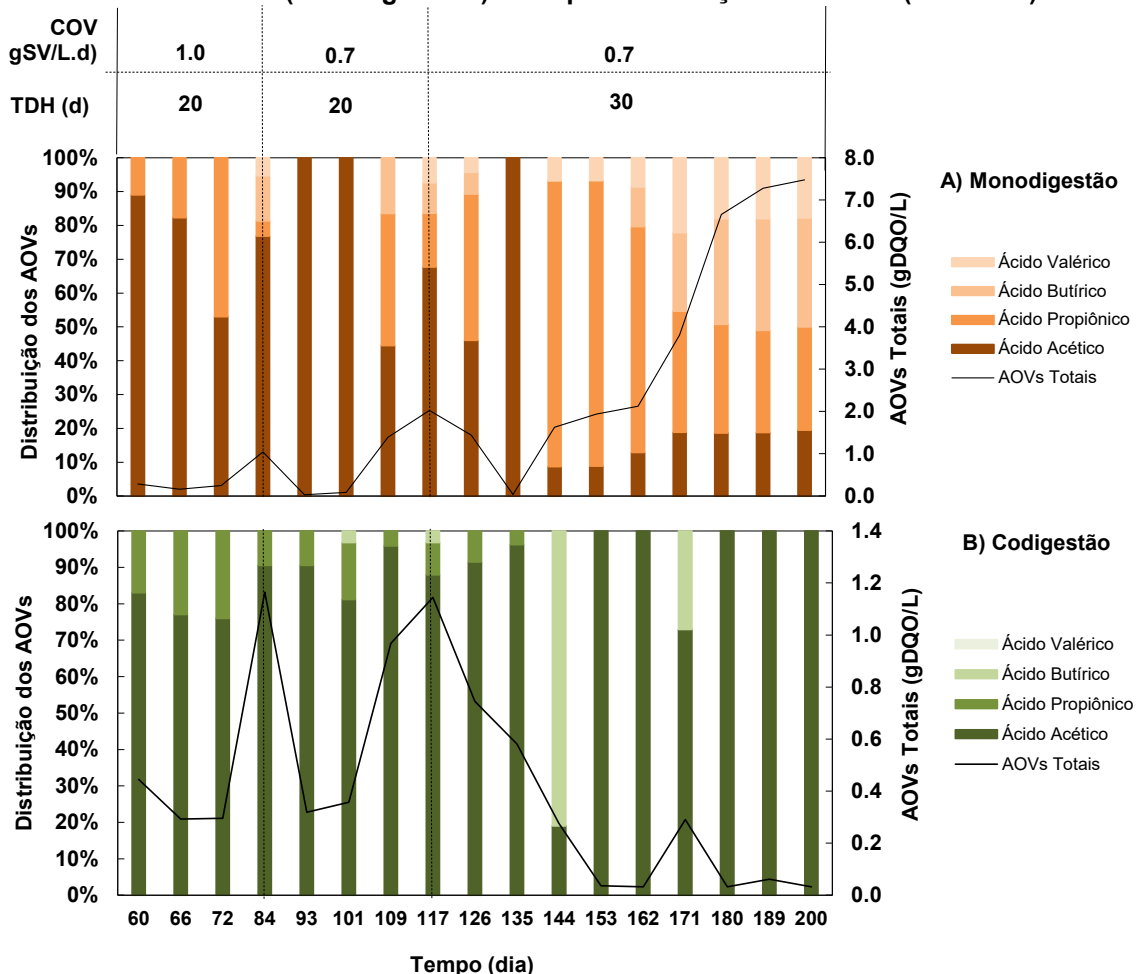
Em resumo, os resultados experimentais em reatores contínuos indicam que a biomassa de microalgas é um cosubstrato promissor para a codigestão eficiente de resíduos alimentares. Estudos futuros podem investigar métodos sustentáveis de pré-tratamento que aumentem a biodegradabilidade dos substratos e melhorem a produção de metano no biogás.

### 6.3.3 Perfil de Ácidos orgânicos voláteis - AOV

As concentrações de ácidos orgânicos voláteis nos reatores sob monodigestão e codigestão estão apresentadas na

Figura 9. Como pode ser observado, durante a Fase I (1 gSV/L.d e 20 dias de TDH), não houve diferenças significativas nas concentrações de AOV totais entre os reatores, assim como para os outros parâmetros discutidos anteriormente (ou seja, valores máximos de 1,0 - 1,2 g DQO/L). Posteriormente, durante a Fase II, o reator em monodigestão apresentou um aumento de AOV para até 2,0 g DQO/L, e na Fase III, a concentração continuou aumentando para 7,5 g DQO/L. Em contraste, o reator em codigestão manteve concentrações médias de 0,7 g DQO/L e 0,2 g DQO/L, nas Fases II e III, respectivamente (Figura 9 B). Este resultado corrobora com as concentrações de alcalinidade acima de 3 gCaCO<sub>3</sub>/L. Nesse caso, a presença de nutrientes na biomassa de microalgas foi essencial para subsidiar o desenvolvimento dos microrganismos de crescimento lento, como os acetogênicos e metanogênicos acetoclásticos, que são responsáveis pelo equilíbrio das concentrações de ácidos intermediários e produção de metano.

**Figura 9 - Composição e concentração dos ácidos orgânicos voláteis – AOVs totais nos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia sob diferentes cargas orgânicas volumétricas (COV – gSV/L.d) e tempo de detenção hidráulica (TDH - dia)**



O perfil de AOV mudou durante as fases operacionais. De acordo com a literatura, a quantidade de certos AOV é determinada pelas vias metabólicas dominantes durante o processo de biodegradação (WAINAINA et al., 2020). Como mostrado na Figura 9, inicialmente o ácido acético era o componente dominante de AOV em ambos os reatores durante as Fases I e II, ou seja, 76-60% e 85-90%, respectivamente. Níveis elevados de ácido acético podem ser atribuídos a temperaturas abaixo da faixa ideal para digestão mesofílica, levando a uma atividade reduzida de metanogênicos acetoclásticos (LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001).

Durante a Fase III, a composição dos AOVs no reator em monodigestão mostrou uma distribuição diferente, com 19% de ácido acético, 40% de ácido propiônico, 25% de ácido butírico e 16% de ácido valérico, enquanto para o processo de codigestão o ácido acético permaneceu como o AOV mais abundante (81%). Estudos anteriores também mostraram um acúmulo de ácidos propiônico e butírico na monodigestão de resíduos alimentares (KHANTHONG et al., 2023). Esses ácidos reduzidos são precursores para a fase acetogênica e não atuam diretamente como substratos para microorganismos metanogênicos. Nesse caso, a estabilidade do reator torna-se dependente também de outros microorganismos sintróficos. Além disso, a oxidação de ácidos propiônico e butírico é limitada termodinamicamente devido ao acúmulo de hidrogênio e acetato (AQUINO; CHERNICHARO, 2005; FERREIRA; PASSOS; SOUZA, 2023).

A literatura destaca que concentrações de ácido propiônico na faixa de 0,25-1,0 g/L podem levar a instabilidade do processo, especialmente em temperaturas mais baixas (DROSG, 2013). De acordo com a literatura, o acúmulo desse AOV é conhecido por ser altamente prejudicial ao processo porque exibe uma taxa de conversão inferior em metano em comparação com os ácidos acético e butírico (ARIAS et al., 2021; WANG et al., 2009). Neste estudo, a concentração de ácido propiônico permaneceu consistentemente entre 0,4-1,5 g/L (0,6 e 2,3 g DQO/L) no reator em monodigestão durante a Fase III, conseqüentemente inibindo a taxa de conversão de metano. Resultado que corrobora com o encontrado por Zhao et al., (2013), que registraram maior concentração de ácidos propiônico aos AOVs da digestão de resíduos alimentares. Além disso, os autores associaram o acúmulo dos

AOVs a mais rápida etapa de hidrólise dos resíduos alimentares em comparação com as microalgas. As paredes celulares das microalgas são mais resistentes ao ataque bacteriano, o que leva a uma liberação mais lenta de nutrientes ao longo das reações. As menores concentrações de AOVs favoreceram a atividade metanogênica, resultando em uma maior conversão de metano (ZHAO et al., 2013).

#### 6.3.4 Eficiência do Tratamento

Os dados experimentais sobre a eficiência do tratamento estão resumidos na Tabela 11. Como pode ser observado, em termos de remoção de matéria orgânica, ambos os reatores apresentaram eficiências semelhantes para as Fases I e II (43-48%). Na Fase III, houve uma diminuição na eficiência de remoção de SV no processo de monodigestão (35% de remoção de SV), enquanto a codigestão mostrou uma tendência oposta (53% de remoção de SV). Sob condições estáveis, o maior TDH contribui para reduzir a perda excessiva de biomassa no processo de codigestão e possibilitar uma maior estabilização de sólidos (PRAMANIK et al., 2019).

Em relação aos componentes nitrogenados, a degradação de proteínas durante a digestão anaeróbia leva à liberação de amônia. Neste estudo, as concentrações do nitrogênio amoniacal total no reator em monodigestão mostraram uma diminuição ao longo das condições operacionais (ex.: 639 mg/L, 336 mg/L e 115 mg/L, respectivamente), o que pode indicar que a proteína particulada foi melhor degradada nas fases iniciais. Isso provavelmente se deve à menor atividade de enzimas degradadoras de proteínas, que são prejudicadas pelo aumento dos AOVs (WAINAINA et al., 2020). A mesma diminuição foi observada no teor de CH<sub>4</sub> do biogás (61,3%, 56,5% e 32,9% para as Fases I, II e III, respectivamente). Esses resultados podem ser atribuídos ao acúmulo de ácidos voláteis e à diminuição da capacidade de neutralização da alcalinidade do bicarbonato. Isso leva a um desequilíbrio entre as taxas de acidificação e metanogênese, que resulta na falha do processo. Para a codigestão, as Fases I, II e III mostraram um teor de metano semelhante no biogás (63,0-63,7%) (Tabela 11).

Em resumo, os resultados experimentais obtidos neste estudo indicaram a eficácia da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas em reatores contínuos em escala laboratorial. Reatores anaeróbios em escala industrial têm sido

utilizados para o tratamento de diferentes biomassas orgânicas, como resíduos alimentares, com ou sem cosubstratos, o que sugere um potencial de escalabilidade. As próximas etapas de pesquisa devem avaliar a integração da biomassa de microalgas colhida do tratamento do digestato em termos de viabilidade técnica e econômica em escala plena.

**Tabela 11 - Eficiência de remoção de sólidos voláteis (SV), concentração de nitrogênio (N) amoniacal, produção de biogás e rendimento de metano nos reatores em monodigestão de resíduos alimentares e codigestão de resíduos alimentares e biomassa microalgal sob diferentes OLR e HRT.**

Condições Operacionais	Reator	Remoção SV	N amoniacal	Produção de Biogás		Rendimento de Metano		Dias Operacionais
		%	mg/L	mL/d	% CH <sub>4</sub>	NLCH <sub>4</sub> /L.d	NLCH <sub>4</sub> /gSV	
<b>Fase I</b>								
COV 1 g VS/Ld TDH 20 dias	Monodigestão	48,6±7,2	639,2±186,9	704,9±145,7	61,8±5,1	0,22±0,04	0,22±0,05	60-83
	Codigestão	42,8±7,4	580,2±178,4	638,8±136,0	63,0±3,5	0,20±0,05	0,20±0,04	
<b>Fase II</b>								
COV 0,7 g VS/Ld TDH 20 dias	Monodigestão	48,2±8,9	336,3±65,5	528,4±200,5	56,5±3,2	0,16±0,08	0,22±0,08	83-117
	Codigestão	44,2±8,2	342,6±65,1	623,4±266,5	63,1±1,4	0,20±0,06	0,29±0,14	
<b>Fase III</b>								
	Monodigestão	35,0±20,6	244,2±42,3	115,1±149,3	32,9±14,2	0,03±0,05	0,04±0,07	117-200
COV 0,7 g VS/Ld TDH 30 dias	Codigestão	52,6±7,0	411,6±73,5	581,0±243,9	63,7±3,8	0,19±0,08	0,25±0,11	

### 6.3.5 Características Agronômicas

As características físicas e químicas dos digestato e codigestato estão resumidas na Tabela 12. Como pode ser observado, os valores de pH medidos foram próximos da neutralidade. Além disso, todas as amostras podem ser consideradas efluentes líquidos devido ao seu baixo teor de matéria seca (2% ST). Adicionalmente, foi observado um teor de matéria orgânica de 61-66%. Esse resultado foi atribuído à estabilização parcial da matéria orgânica durante o processo de digestão anaeróbia, características também observadas no digestato de microalgas por estudos anteriores (ALBURQUERQUE et al., 2012; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017). O maior teor de ácidos orgânicos foi observado no digestato de resíduos alimentares (2,2 g DQO/L). De fato, a menor relação SV/ST (61%) no codigestato foi influenciada pela operação mais estabilizada do reator.

**Tabela 12 – Propriedades agronômicas do digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduos alimentares e microalgas. Valores médios  $\pm$  desvio padrão**

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Digestato</b>	<b>Codigestato</b>
pH	-	6,6 $\pm$ 1,0	7,3 $\pm$ 0,2
Al/AP <sup>a</sup>	-	0,1 - 8,5	0,1 - 0,6
Sólidos Totais (ST)	%	1,5 $\pm$ 0,9	1,8 $\pm$ 1,0
Sólidos Voláteis (SV)	%	1,0 $\pm$ 0,6	1,1 $\pm$ 0,7
SV/ST	%	66,6 $\pm$ 9,5	61,1 $\pm$ 5,6
AOV totais	g DQO/L	2,2 $\pm$ 2,5	0,42 $\pm$ 0,4
C/N <sup>b</sup>	-	3,9 $\pm$ 0,5	3,4 $\pm$ 0,8
Nitrogênio Total (NTK)	% ST	9,3 $\pm$ 3,1	10,1 $\pm$ 3,9
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	% ST	2,8 $\pm$ 1,5	3,4 $\pm$ 1,6
Fósforo Total (TP)	% ST	1,9 $\pm$ 1,0	1,5 $\pm$ 1,0
Potássio (K)	% ST	1,5 $\pm$ 0,5	1,6 $\pm$ 0,6
Cálcio (Ca)	% ST	0,3 $\pm$ 0.1	0,5 $\pm$ 0.2
Magnésio(Mg)	% ST	0,2 $\pm$ 0.8	3.0 $\pm$ 0.1
Sódio (Na)	% ST	2,7 $\pm$ 0,2	2,0 $\pm$ 0,2
Ferro (Fe)	mg/kg ST	1449,1 $\pm$ 171.6	7652,0 $\pm$ 118,7
Zinco (Zn)	mg/kg ST	877,0 $\pm$ 260,1	1755,9 $\pm$ 107,9
Manganês (Mn)	mg/kg ST	479,3 $\pm$ 88,1	670,3 $\pm$ 95,4
Cobre (Cu)	mg/kg ST	188,8 $\pm$ 39,9	167,6 $\pm$ 21,9
Cromo (Cr)	mg/kg ST	107,6 $\pm$ 29,7	105,6 $\pm$ 40,3
Níquel (Ni)	mg/kg ST	17,2 $\pm$ 2,2	15,1 $\pm$ 5,5

Nota: <sup>a</sup>Al/AA representa a relação entre alcalinidade intermédia e alcalinidade parcial; <sup>b</sup>Os valores de C para a biomassa degradada anaerobiamente foram estimados considerando 55% do teor de SV.

De modo geral, os principais macronutrientes foram N e Ca, seguidos por Mg e P. A forma predominante de nitrogênio foi o nitrogênio orgânico, constituindo 70% do NTK. Com uma fração menor de nitrogênio amoniacal total, representado pelas formas livre ( $\text{NH}_3$ ) e ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), a aplicação do biofertilizante no solo fornece uma quantidade menor de nitrogênio mais prontamente assimilável pela planta (TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011a, 2011b). Por outro lado, o nitrogênio orgânico pode ser mineralizado por microrganismos do solo, resultando em uma liberação gradual de nitrogênio necessário para o crescimento e nutrição das plantas, o que evita perdas por volatilização de amônia (RENUKA et al., 2018). Além disso, a menor fração de amônio reduz diminui as perdas por lixiviação no perfil do solo e a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (ALBURQUERQUE et al., 2012; MATOS; MATOS, 2017).

O micronutriente mais abundante nos digestatos foi o Fe, com uma concentração mais alta no codigestato (3177,6 mg Fe/kg ST). O digestato proveniente de resíduos alimentares mostrou um teor mais alto de Na. Nesse caso, doses excessivas ou aplicações contínuas de digestatos ricos em Na podem levar ao aumento da sodicidade e salinização do solo. Além disso, o Na pode inibir o crescimento das plantas por meio de seu efeito fitotóxico (ALBURQUERQUE et al., 2012; MATOS; MATOS, 2017). Nesse caso, para remediar os efeitos negativos, as aplicações de digestato de resíduos alimentares podem ser gerenciadas com base nas concentrações de Na como elemento de referência. As concentrações de metais pesados (ou seja, Zn, Ni, Cr e Cu) tanto no digestato quanto no codigestato estavam abaixo dos limites estabelecidos pela Diretiva Europeia de Lodo (CEC, 1986) e pela Resolução CONAMA 498/2020 para bio-sólidos da Classe 1 (BRAZIL, 2020), que regulamenta sua aplicação no solo.

Os resultados revelaram um alto teor de N, P, K e micronutrientes nos digestato de resíduos alimentares e codigestato com microalgas, o que demonstra seus potenciais como biofertilizantes. O codigestato, isento de efeitos fitotóxicos potenciais, pode equilibrar tanto macronutrientes quanto micronutrientes no solo, sendo crucial para promover a saúde do solo e otimizar o crescimento das plantas. A utilização agrícola do codigestato parece promissora, especialmente do ponto de vista da utilização de subprodutos gerados em sistemas de tratamento de resíduos e

do fechamento de ciclos de nutrientes (DUTTA et al., 2021). Essa prática está alinhada com diversos objetivos de desenvolvimento sustentável, incluindo agricultura sustentável e ação contra as mudanças climáticas globais.

#### 6.4 Conclusão

Este estudo avaliou o desempenho da digestão anaeróbia de resíduos alimentares e da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares misturados com microalgas em reatores semicontínuos. Os resultados indicaram que a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares foi prejudicada pelas características do substrato (baixa alcalinidade e pH, além de alta biodegradabilidade). Em contraste, o reator de co-digestão apresentou maior estabilidade do processo, com valores de pH, alcalinidade e ácidos intermediários tipicamente favoráveis à digestão anaeróbia estável. De fato, sob uma carga orgânica volumétrica (OLR) de 0,7 gVS/L.d e um tempo de retenção hidráulica (HRT) de 20 dias (Fase II), o reator de co-digestão apresentou um rendimento de metano 30% superior em comparação à mono-digestão.

As características do digestato proveniente da digestão de resíduos alimentares e do co-digestato resultante da co-digestão com microalgas indicaram seu potencial como biofertilizantes. Tanto o digestato quanto o co-digestato apresentaram altos teores de N, P, K e micronutrientes. Além disso, as concentrações de metais pesados (como Zn, Ni, Cr e Cu) estavam abaixo dos limites regulatórios estabelecidos.

Em resumo, esses resultados sugerem que a co-digestão com biomassa de microalgas é uma estratégia eficaz para a operação contínua da digestão de resíduos alimentares, com o benefício adicional de gerar um potencial biofertilizante para a recuperação de nutrientes na agricultura.

## **7 VALORIZAÇÃO DE MICROALGAS COMO BIOFERTILIZANTE ANTES E DEPOIS DA CODIGESTÃO ANAERÓBIA COM RESÍDUOS ALIMENTARES: EFEITOS NO SISTEMA SOLO PLANTA**

### **7.1 Introdução**

A necessidade global de avançar para o desenvolvimento sustentável tem demandado o desenvolvimento de tecnologias inovadoras para a recuperação e reciclagem de nutrientes. Em particular, o conceito de biofertilizante, recuperação de nutrientes, valorização de resíduos e economia circular tem sido exigido com maior urgência nas práticas agrícolas convencionais (COPPENS et al., 2016; JOSA E GARFÍ, 2023; ARASHIRO et al., 2018; HAQUE et al., 2023). Na agricultura, a ureia e compostos à base de ureia são as principais fontes de nitrogênio para o crescimento das plantas. No entanto, a produção desses compostos por meio do processo Haber-Bosh está associada à impactos ambientais negativos, que incluem elevados lançamentos de CO<sub>2</sub> no meio ambiente, a geração de emissões de NO<sub>2</sub>(óxido nitroso) e um grande consumo de energia (52,8MJ de energia para 1 tonelada de amônia) (SANTOS E PIRES, 2018). Além disso, o uso dos fertilizantes inorgânicos pode conduzir a perdas de nitrogênio por volatilização e/ou lixiviação e resultar em problemas de eutrofização dos corpos hídricos, degradação do solo e emissão de gases de efeito estufa (ex.: óxido nitroso e amônia). Por outro lado, o fósforo utilizado nos fertilizantes é proveniente de uma fonte finita e não renovável, a rocha chamada apatita (SANTOS E PIRES, 2018). Uma alternativa sustentável aos fertilizantes convencionais é a recuperação de nitrogênio e fósforo de águas residuárias através dos sistemas de tratamento de efluentes e resíduos. O sistema de digestão anaeróbia de resíduos alimentares seguido de lagoas de alta taxa (LAT) pode permitir a recuperação de nutrientes por meio do cultivo de microalgas e produção de biossólidos com valor agregado e potencial fertilizante.

A produção de microalgas frescas e/ou digestatos à base de microalgas como biofertilizantes pode ser alternativa mais econômica, causar menor impacto ambiental e uma ferramenta potencial para agricultura moderna substituir ou complementar o uso dos fertilizantes inorgânicos (SHARMA et al., 2023; CASTRO et al., 2020, CASTRO et al., 2017; PEREIRA et al., 2021; ÀLVAREZ-GOZÁLEZ et al.,

2022, 2023; LORENTZ, et al. 2020). Utilizar águas residuárias como meio de cultivo para o crescimento da biomassa de microalgas pode reduzir os custos de produção (GOZÁLEZ et al., 2023). Embora haja a presença de poluentes específicos nessas águas residuárias, estudo recente mostrou que a biomassa de microalgas colhida apresentou conteúdo de patógenos e metais pesados a níveis abaixo dos limites estabelecidos pela regulamentação europeia para produtos fertilizantes. Além disso, a presença de contaminantes emergentes na alfaca não estava relacionada à biomassa de microalgas usada como biofertilizante (ÁLVAREZ-GONZÁLEZ et al., 2023). Estudos anteriores mostraram que os digestatos e codigestatos à base de microalgas apresentaram matéria orgânica e conteúdo de macronutrientes adequados para a correção de solos agrícolas, além de propriedades estimulantes e menor efeito fitotóxico nas plantas (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017).

Os biofertilizantes à base de microalgas podem melhorar a qualidade do solo e a produtividade de diferentes culturas, inclusive a produção de plantas forrageiras (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017; SAADAoui et al., 2019; ALAM, et al., 2020; MARKS et al., 2019; NOVARRO et al., 2020). Estudo recente mostrou uma produtividade semelhante (14,857 kg/ha e 15,551 kg/ha) e maior conteúdo de massa seca (23% e 21%) da planta forrageira cultivada com biomassa de microalgas em comparação com a ureia (LORENTZ et al., 2020). A melhor qualidade química do solo, com maior teor de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo e a melhor capacidade de troca catiônica também foram observadas como benefícios do uso das microalgas no solo (CASTRO et al., 2017).

A literatura recente apontou que os biofertilizantes à base de microalgas têm potencial para substituir ou complementar os fertilizantes inorgânicos (PEREIRA et al., 2021; ÁLVAREZ-GOZÁLEZ et al., 2022). Embora alguns estudos tenham contribuído para avançar nesse tema, a maioria deles está associada a processamentos da biomassa, como liofilização, granulação e secagem, que impõem limitações de uso na agricultura devido à alta demanda de energia e custos associados (CAO et al., 2023). Nesse sentido, não só parece relevante investigar novas alternativas aos fertilizantes convencionais, que permitam a recuperação de nutrientes das águas residuárias, mas também estudar rotas de valorização de baixo custo em sistemas descentralizados e em países em desenvolvimento. Ademais,

numerosos aspectos ainda requerem mais investigação e refinamento antes de alcançar a aplicação e incorporação em escala real nas práticas agrícolas. Há um número limitado de estudos que tratam de biofertilizantes à base de microalgas para substituir os nutrientes do solo agrícola e promover a produção de culturas.

Portanto, este estudo está alinhado com a abordagem da bioeconomia circular ao identificar o potencial de recuperação de nutrientes a partir da biomassa de microalgas obtida por meio de tecnologias de tratamento de baixo custo, ou seja, a codigestão anaeróbica e LAT. O objetivo principal foi investigar o uso da biomassa de microalgas fresca e codigerida anaerobiamente com resíduos alimentares como biofertilizante para o aprimoramento do solo e para o cultivo da forrageira *Brachiaria híbrida cv. Sabiá*.

## 7.2 Materiais e Métodos

### 7.2.1 Microalgas frescas, digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduos alimentares e microalgas

A biomassa de microalgas foi cultivada em uma lagoa aberta com capacidade para 4000 litros, localizada no Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa-UFV (ROCHA et al., 2019). Essa biomassa era predominantemente composta pelo gênero *Scenedesmus sp.*, espécie dominante nas lagoas de alta taxa do sistema de tratamento da UFMG (Torres et al., 2020). A biomassa foi concentrada em um decantador por gravidade usando o polímero catiônico poliamina (SNF Floerger) e congelada (-20 °C) até o uso.

Os digestatos de resíduo alimentar e codigestatos de resíduos alimentares e microalgas foram compostos pelas misturas das amostras de saída dos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbica, coletadas diariamente, durante as três fases operacionais. Essas amostras foram congeladas (-20 °C) e, antes de sua aplicação no solo, suas propriedades físicas e químicas foram determinadas. A Tabela 13 apresenta as propriedades físicas e químicas das microalgas frescas, digestato de resíduos alimentares e codigestatos de resíduos alimentares e microalgas utilizados neste estudo.

**Tabela 13 - Propriedades físico-químicas da biomassa de microalgas fresca, digestato de resíduos alimentares e codigestato de resíduo alimentar e microalgas. Valores médios  $\pm$  desvio padrão.**

Parâmetros	Unidade	Microalgas frescas	Digestato	Codigestato
pH	-	6,0 $\pm$ 1,2	6,6 $\pm$ 1,0	7,3 $\pm$ 0,2
Al/AP <sup>a</sup>	-	-	0,1 - 8,5	0,1 - 0,6
Sólidos Totais (ST)	%	2,9 $\pm$ 1,6	1,5 $\pm$ 0,9	1,8 $\pm$ 1,0
Sólidos Voláteis (SV)	%	2,2 $\pm$ 1,1	1,0 $\pm$ 0,6	1,1 $\pm$ 0,7
SV/ST	%	75,7 $\pm$ 7,0	66,6 $\pm$ 9,5	61,1 $\pm$ 5,6
AOV totais	g DQO/L	-	2,2 $\pm$ 2,5	0,42 $\pm$ 0,4
Carboidratos	%ST	19,5 $\pm$ 5,0	-	-
Proteína <sup>c</sup>	%ST	30,9 $\pm$ 3,5	-	-
C/N <sup>b</sup>	-	8,0 $\pm$ 1,3	3,9 $\pm$ 0,5	3,4 $\pm$ 0,8
Nitrogênio Total (NTK)	% ST	5,2 $\pm$ 1,1	9,3 $\pm$ 3,1	10,1 $\pm$ 3,9
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	% ST	-	2,8 $\pm$ 1,5	3,4 $\pm$ 1,6
Fósforo Total (TP)	% ST	1,5 $\pm$ 0,6	1,9 $\pm$ 1,0	1,5 $\pm$ 1,0
Potássio (K)	% ST	1,8 $\pm$ 0,6	1,5 $\pm$ 0,5	1,6 $\pm$ 0,6
Calcio (Ca)	g/kg ST	2,8 $\pm$ 1,0	2,8 $\pm$ 1,1	4,6 $\pm$ 2,4
Magnésio(Mg)	g/kg ST	4,1 $\pm$ 2,3	2,4 $\pm$ 0,8	3,0 $\pm$ 1,0
Sódio (Na)	g/kg ST	5,4	26,8 $\pm$ 1,5	19,9 $\pm$ 2,1
Ferro (Fe)	mg/kg ST	2200,0	1449,1 $\pm$ 171,6	7652,0 $\pm$ 118,7
Zinco (Zn)	mg/kg ST	743,4	877,0 $\pm$ 260,1	1755,9 $\pm$ 107,9
Manganes (Mn)	mg/kg ST	752,0	479,3 $\pm$ 88,1	670,3 $\pm$ 95,4
Cobre (Cu)	mg/kg ST	37,7	188,8 $\pm$ 39,9	167,6 $\pm$ 21,9
Cromo (Cr)	mg/kg ST	68,1	107,6 $\pm$ 29,7	105,6 $\pm$ 40,3
Níquel (Ni)	mg/kg ST	13,3	17,2 $\pm$ 2,2	15,1 $\pm$ 5,5

Nota: <sup>a</sup>Al/AP representa a relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial; <sup>b</sup>os valores de C para biomassa degradada aerobiamente foram estimados considerando 55% do teor de SV. <sup>c</sup>O teor de proteína foi estimado a partir do NTK utilizando um fator de conversão NTK/proteína de 6,25 para resíduos alimentares e de 5,95 para microalgas (AOAC, 2000; López et al., 2010).

### 7.2.2 Desenho experimental agrônômico

O ensaio agrônômico foi conduzido em uma estufa localizada na cidade de Viçosa, Minas Gerais - Brasil (20°45'14" S, 42°52'53" W, altitude de 650 m acima do nível do mar), durante o período de novembro de 2022 a janeiro de 2023. A cultura utilizada no experimento foi a forrageira *Brachiaria híbrida cv. Sabiá* usada para pastagem animal.

O experimento comparou quatro tratamentos diferentes de fertilizantes: i) biomassa fresca de microalgas (BM), ii) digestato de resíduos alimentares (RA-dig), iii) codigestato de resíduos alimentares e microalgas (75% RA: 25% BM de SV), e iv) fertilizante inorgânico (FI). O solo sem fertilização foi utilizado como controle. O

experimento seguiu um delineamento de blocos completamente ao acaso, com três repetições por tratamento, totalizando 60 vasos com volume de 4 litros. O experimento foi conduzido em um solo de textura franco-argilosa, caracterizado por pH de 5,2, acidez potencial (H+Al) de 2,4 cmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup>, capacidade de troca catiônica efetiva (CTC) de 0,9 cmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup>, teor de matéria orgânica de 1,0 g/kg, e teores de macro e micronutrientes de 0,5 gN/kg, 2,9 mgP/dm<sup>3</sup>, 13 mgK/dm<sup>3</sup>, 0,0 mgNa/dm<sup>3</sup>, 0,5 cmol<sub>c</sub> Ca/dm<sup>3</sup> e 0,3 cmol<sub>c</sub> Mg/dm<sup>3</sup>.

As sementes de *Brachiaria híbrida* cv. Sabiá foram germinadas em bandejas com areia lavada a uma profundidade de 3 cm. As bandejas foram irrigadas diariamente para garantir condições favoráveis para a germinação. Após a germinação, cinco plântulas foram transplantadas para vasos individuais. O tratamento fertilizante inorgânico (IF) consistiu da aplicação de 200 kg/ha de N (ureia - 46% de N) e 160 kg/ha de K (KCl - 60% de K<sub>2</sub>O). A aplicação dos outros tratamentos correspondeu a 200 kg/ha de N, calculado com base no conteúdo total de nitrogênio Kjeldahl (NTK). O controle não recebeu nenhum tipo de fertilizante. As fontes de fertilizantes foram aplicadas manualmente no solo usando uma proveta e divididas em três partes iguais ao longo do ciclo de 45 dias de crescimento, totalizando em média 267 mL/vaso de biomassa de microalgas fresca, 289 mL/vaso de digestato de resíduos alimentares e 222 mL/vaso de codigestato de resíduos alimentares e microalgas.

A água de irrigação foi ajustada considerando a capacidade de campo do solo e a taxa de perda de água por evaporação e evapotranspiração da planta. Para determinar o volume de água de irrigação, foram realizados três controles seguindo o procedimento do método gravimétrico (NASCIMENTO et al., 2021). A água de irrigação foi aplicada manualmente em cada parcela usando uma proveta.

O teste foi concluído após 45 dias de cultivo, com um único corte da *Brachiaria Híbrida* cv. Sabiá. Segundo estudos realizados por Ribeiro et al. (2016), esse período é suficiente para permitir o intervalo necessário para a rebrota, manter a altura do dossel em 40 cm no momento da colheita e alcançar alta produtividade de matéria seca e elevado valor nutricional em plantas forrageiras (RIBEIRO et al., 2016).

### 7.2.3 Avaliação da eficiência e recuperação do nitrogênio

A recuperação e a eficiência de utilização do nitrogênio foram calculadas através das equações (1) e (2), com base na produção de matéria seca e no teor de nitrogênio das folhas da *Brachiaria híbrida* cv. Sabiá.

$$N_{recuperado} = \frac{N_{trat.} - N_{controle.}}{TN_{aplicado.}} \quad (1)$$

Onde:  $N_{recuperado}$  é igual ao nitrogênio recuperado ( $kgN_{absorvido}/kgN_{aplicado}$ );  $N_{trat.}$  é igual ao conteúdo total de nitrogênio nas folhas após aplicação do fertilizante ( $Kg\ N/kg\ vaso$ );  $N_{controle}$  é igual ao conteúdo total de nitrogênio nas folhas sem aplicação de fertilizante ( $Kg\ N/kg\ vaso$ ); e  $TN_{aplicado}$  é igual ao total de nitrogênio aplicado no solo ( $KgN/vaso$ ).

$$N_{efic.utilização} = \frac{MS_{trat.} - MS_{controle.}}{TN_{aplicado.}} \quad (2)$$

Onde:  $N_{efic.utilização}$  é igual a eficiência de utilização de nitrogênio ( $KgMS/KgN_{aplicado}$ );  $MS_{trat}$  é igual matéria seca após aplicação do fertilizante ( $kgMS/vaso$ );  $MS_{controle}$  é igual a matéria seca sem aplicação de fertilizante ( $kgMS/vaso$ ); e  $TN_{aplicado}$  é o total de nitrogênio aplicado no solo ( $kg\ N/vaso$ ).

### 7.2.4 Parâmetros analíticos

A biomassa de microalgas, o digestato e o codigestato utilizados como biofertilizantes foram caracterizados utilizando os seguintes métodos. Os valores de pH foram determinados utilizando um sensor automatizado (HQ30d HACH Intelli CAL PHC 101). A análise de sólidos totais e voláteis (ST e SV), NTK e fósforo total (TP) foram conduzidas de acordo com os Métodos Padrão (APHA, 2022). O teor de carboidratos foi avaliado utilizando o método fenol-ácido sulfúrico após hidrólise ácida, seguido de medição por espectrofotometria (DUBOIS et al., 1956). O teor de proteína foi estimado a partir do NTK utilizando um fator de conversão NTK/proteína de 6,25 para resíduos alimentares e de 5,95 para microalgas (AOAC, 2000; LÓPEZ et al., 2010). Em relação aos valores da relação C/N, o teor de carbono orgânico foi estabelecido em 55% da fração de SV (ADAMS et al., 1951; DIAS et al., 2007).

Potássio (K), Cálcio (Ca), Ferro (Fe), Sódio (Na), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cromo (Cr) e Cobre (Cu) foram analisados através de digestão nitroperclórica de acordo com os Métodos Padrão, e medidos utilizando espectrofotometria de absorção atômica (PinAAcle 500®, PerkinElmer, MA, EUA).

As propriedades químicas do solo foram analisadas utilizando amostras compostas coletadas de cada vaso a uma profundidade de 0 a 10 cm. A caracterização química do solo foi realizada da seguinte forma: o pH em água; a matéria orgânica (MO) e o nitrogênio (N) foram medidos utilizando os métodos descritos na EMBRAPA (2009); o P-K-Na-Fe-Zn-Mn-Cu-Cd-Pb-Ni-Cr foram extraídos usando o método de Mehlich e medidos utilizando espectrofotometria de absorção atômica (220FS Spectraa), com exceção de K e Na, que foram medidos usando espectrofotometria de chama (FC280 Celm), e; Ca e Mg, que foram extraídos usando KCl 1,0 mol/L e medidos utilizando espectrofotometria de absorção atômica (220FS Spectraa) (EMBRAPA, 2009). Todos os parâmetros monitorados, assim como sua frequência de análise e métodos utilizados estão resumidos na Tabela 14. As análises físicas e químicas do solo e da planta foram realizadas pelos técnicos dos laboratórios do Departamento de Solo da UFV.

**Tabela 14 - Parâmetros avaliados, frequência amostral e método empregado para amostras de solo e planta**

Parâmetros	Frequência	Método	Equipamento/Referência
P - Na - K - Fe - Zn -Mn - Cu -Cd - Pb - Ni - Cr - CTC		Extrator Mehlich	Espectrofotométrica, espectrofotômetro de chama e absorção Atômica/ EMBRAPA (2009)
pH		Solo/água (na proporção de 1:2,5)	EMBRAPA (2009)
Ca <sup>2+</sup> - Mg <sup>2+</sup> - Al <sup>3+</sup>	1 vez por ciclo	Extrator: KCl - 1 mol/L	Absorção Atômica/ EMBRAPA (2009)
M.O		Digestão/Titulação	
Amônia		Titulação	EMBRAPA (2009)
NTK		Digestão Kjeldahl /Titulação	
Matéria seca e fresca		Gravimétrico	MATOS, 2005
Coprimento da planta; número de perfilhos		Medição com trena; contagem numérica	-
Índice SPAD Clorofila	3 vez por ciclo	Medidor automático	Medidor de Clorofila SPAD-502 (MCL502DL Minolta).

Os parâmetros de biometria da planta, incluíram o número de perfilhos por vaso, comprimento e altura das folhas e medições de massa fresca e seca, foram avaliados para todos os tratamentos. Para a matéria seca, as amostras de plantas foram submetidas à secagem em estufa com ventilação forçada a 65 °C por 72 horas. O Índice de Conteúdo de Clorofila foi medido utilizando um Medidor de Clorofila SPAD-502 (MCL502DL Minolta) posicionado no dorso médio da folha. Os macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, Zn, Cu, Mn, Ni) e metais (Cd, Cr, Pb) foram analisados através de digestão nitroperclórica seguida de medição por espectrofotometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES; Perkin Elmer Model Optima 8300 DV).

#### 7.2.5 Tratamento estatístico dos dados

Os dados coletados dos parâmetros analisados tanto no solo quanto nas plantas foram submetidos a análise estatística utilizando o teste de análise de variância (ANOVA) de uma via. Após a ANOVA, o teste post hoc de Tukey foi empregado para discernir diferenças significativas entre os diversos tratamentos, com um nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05. Para garantir a adequação dos dados para essas análises, tanto a normalidade quanto a homogeneidade da variância foram avaliadas. O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para avaliar a normalidade, enquanto o teste de Fligner foi utilizado para testar a homogeneidade. Nos casos em que os dados não apresentaram uma distribuição normal, o teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para examinar diferenças entre os tratamentos, seguido pelo teste de Dunn. Além disso, o coeficiente de correlação linear de Pearson foi utilizado para avaliar a força e a direção das relações/associações entre diversos parâmetros. Todas as análises estatísticas foram realizadas na linguagem R de programação, versão 4.2.0.

### 7.3 Resultados e Discussão

#### 7.3.1 Efeitos nas propriedades químicas do solo

Os resultados para pH, matéria orgânica, macronutrientes, micronutrientes e sódio no solo após 40 dias de cultivo da *Brachiaria híbrida cv. Sabiá* com os diferentes tratamentos são mostrados na Tabela 15. O pH, boro e metais pesados (Cr, Ni, Cd, Pb) não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos e o controle.

Em relação à matéria orgânica e macronutrientes (N, Ca, Mg) no solo, foram encontrados valores significativamente mais altos quando o solo foi fertilizado com microalgas frescas e codigeridas, em comparação com o controle e a aplicação de ureia (aumento de 19-34%). Um dos benefícios do aumento do teor orgânico é a regulação da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. Isso indica a disponibilidade no solo de cátions essenciais, que são mais facilmente absorvidos pelas raízes das plantas e são importantes para sua nutrição (CASTRO et al., 2017; MATOS E MATOS, 2017). De fato, o aumento de até 34% de matéria orgânica no solo resultou em aumento de 1,6 para 2,6 cmol<sub>c</sub>/kg da CTC do solo.

Estudos mostraram uma maior liberação de N e P (variando entre 30 e 70%) devido à atividade microbiana e à degradação de nutrientes orgânicos particulados em forma inorgânica solúvel (NAYAK et al., 2019; SILAMBARASAN et al., 2021; RUPAWALLA et al., 2021). Neste estudo, o conteúdo de N aumentou em até 33,8% e o teor de P foi 28 vezes mais elevado (de 2,0 a 57 mg P/kg) devido à aplicação de microalgas frescas no solo. Além disso, o conteúdo de K não diferiu significativamente do fertilizante inorgânico. De fato, as vantagens decorrentes da atividade microbiana através da incorporação de microalgas no solo têm sido relatadas como semelhantes ou superiores ao NPK dos fertilizantes minerais devido ao aumento do teor de matéria orgânica, que contribui para a produção de enzimas (SHARMA et al., 2021). Além disso, a matéria orgânica, adicionada no solo pelas microalgas, pode bloquear os sítios de adsorção de Fe e Al e reduzir a presença de formas minerais de P não assimiláveis pelas plantas, mantendo-o em solução (GUPPY et al 2005; MATOS; MATOS, 2017).

Os biofertilizantes à base de microalgas têm capacidade de reduzir as perdas de nutrientes por meio de uma liberação lenta no solo, que pode atender adequadamente às necessidades nutricionais das culturas (RENUKA et al., 2016; NAYAK et al., 2019; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ et al., 2022). Por outro lado, ao aplicar da ureia no solo, o nitrogênio inorgânico é liberado rapidamente e a forma amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) é prontamente volatilizada (CASTRO et al., 2017). Estudo recente apontou que as emissões acumulativas de óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) foram 2,0-4,0 vezes e 1,5-3,0 vezes maiores, respectivamente, em solos fertilizados com ureia em comparação com as microalgas (SHRESTHA et al., 2022). As perdas de N

características do uso de ureia podem justificar as concentrações mais baixas de N no solo (0,9 g N/kg) observadas neste estudo.

A literatura também relatou aumentos nos micronutrientes quando a biomassa de microalgas foi aplicada ao solo agrícola (CAO et al., 2023). Neste estudo, para alguns micronutrientes, como Mn, Fe e Zn, foram observados valores mais elevados em solo fertilizado com microalgas frescas. Por outro lado, concentrações mais elevadas de Cu e Na foram encontradas no solo com digestato de resíduos alimentares. A concentração de Na foi de 4 vezes maior (aumentou de 42 para 169 gNa/kg) em comparação com o controle. Esse resultado reforça que é recomendável ter cautela ao considerar a fertilização contínua do solo com subprodutos orgânicos, tais como digestatos de resíduos alimentares, particularmente quando doses excessivas de Na estão presentes, o que poderia levar a um aumento da salinidade do solo e inibir o crescimento das plantas. No entanto, a salinidade do solo e o risco de sodicidade são geralmente expressos em termos de razão de adsorção de sódio (RAS) e condutividade elétrica (CE), respectivamente, que fornecem uma estimativa do teor de sal e um efeito provável das águas residuais na permeabilidade do solo (SHAKIR et al 2016). Nesse sentido, investigações futuras devem aplicar biofertilizante proveniente de tratamentos de resíduos alimentares com base nestes parâmetros para otimização em termos de saúde e fertilidade do solo.

Em geral, as concentrações de metais pesados (Cr, Ni, Cd e Pb) para todos os tratamentos ficaram abaixo dos limites especificados para as cargas cumulativas permitidas de substâncias inorgânicas, no contexto da aplicação de lodo de esgoto ou produtos derivados em solos agrícolas, conforme descrito na norma brasileira Resolução CONAMA nº 498 (BRASIL, 2020), na Diretiva Europeia 278 (CE, 1986) e no projeto europeu (CEC, 2003).

**Tabela 15 - Valores médios da caracterização do solo após 40 dias de cultivo da planta com diferentes tratamentos de fertilizantes: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-codig); e controle (solo sem fertilização). Letras diferentes em uma mesma coluna indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis (\*) ( $\alpha = 0,05$ ).**

Tratamento	pH	Matéria Orgânica							
		N	P*	K*	Ca	Mg*	S	Na*	
		g/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Controle	5,5±0,2 <sup>a</sup>	16,1±0,1 <sup>b</sup>	0,9±0,0 <sup>c</sup>	2,0±0,0 <sup>bc</sup>	20,3±2,4 <sup>c</sup>	235,5±11,5 <sup>bc</sup>	52,6±3,4 <sup>bc</sup>	18,7±2,6 <sup>ab</sup>	41,9±1,1 <sup>c</sup>
Fertilizante Inorgânico (FI)	5,3±0,3 <sup>a</sup>	16,3±0,2 <sup>b</sup>	0,9±0,0 <sup>c</sup>	1,9±0,1 <sup>c</sup>	72,0±14,3 <sup>a</sup>	202,9±9,8 <sup>c</sup>	41,9±3,9 <sup>c</sup>	14,2±2,4 <sup>b</sup>	41,6±2,9 <sup>c</sup>
Biomassa de Microalgas (BM)	5,4±0,3 <sup>a</sup>	21,9±0,3 <sup>a</sup>	1,2±0,0 <sup>a</sup>	56,6±25,3 <sup>a</sup>	52,0±14,7 <sup>ab</sup>	298,1±14,5 <sup>a</sup>	88,1±10,1 <sup>a</sup>	21,7±0,7 <sup>a</sup>	49,1±2,9 <sup>cb</sup>
Digestato de Resíduos Alimentares (RA)	5,6±0,1 <sup>a</sup>	20,5±0,2 <sup>a</sup>	1,1±0,0 <sup>b</sup>	18,2±14,9 <sup>ab</sup>	31,0±2,5 <sup>bc</sup>	243,0±20,6 <sup>b</sup>	50,1±6,9 <sup>bc</sup>	20,3±1,0 <sup>a</sup>	169,3±12,8 <sup>a</sup>
Codigestato de RA+BM	5,6±0,1 <sup>a</sup>	20,3±0,1 <sup>a</sup>	1,1±0,0 <sup>ab</sup>	28,0±4,2 <sup>a</sup>	30,5±1,5 <sup>bc</sup>	318,6±19,5 <sup>a</sup>	62,6±5,5 <sup>ba</sup>	21,6±2,7 <sup>a</sup>	67,7±4,7 <sup>ab</sup>
Treatment	B	Cu	Mn*	Fe*	Zn*	Cr	Ni	Cd	Pb
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Controle	0,2±0,0 <sup>a</sup>	3,3±0,1 <sup>b</sup>	39,2±5,9 <sup>b</sup>	60,6±14,2 <sup>b</sup>	2,7±0,1 <sup>b</sup>	0,1±0,1 <sup>a</sup>	0,1±0,1 <sup>a</sup>	0,5±0,1 <sup>a</sup>	2,5±0,3 <sup>ab</sup>
Fertilizante Inorgânico (FI)	0,2±0,0 <sup>a</sup>	3,3±0,1 <sup>b</sup>	42,6±7,7 <sup>b</sup>	59,2±17,0 <sup>b</sup>	2,6±0,3 <sup>b</sup>	0,1±0,1 <sup>a</sup>	0,1±0,1 <sup>a</sup>	0,4±0,1 <sup>a</sup>	2,5±0,6 <sup>ab</sup>
Biomassa de Microalgas (BM)	0,2±0,0 <sup>a</sup>	3,3±0,1 <sup>ab</sup>	59,6±6,1 <sup>a</sup>	144,1±22,6 <sup>a</sup>	14,8±7,0 <sup>a</sup>	0,1±0,2 <sup>a</sup>	0,3±0,1 <sup>a</sup>	0,5±0,0 <sup>a</sup>	1,3±0,6 <sup>a</sup>
Digestato de Resíduos Alimentares (RA)	0,3±0,1 <sup>a</sup>	3,6±0,1 <sup>a</sup>	56,8±5,0 <sup>a</sup>	60,5±4,1 <sup>b</sup>	6,8±2,2 <sup>ab</sup>	0,0±0,1 <sup>a</sup>	0,3±0,2 <sup>a</sup>	0,5±0,0 <sup>a</sup>	2,9±0,6 <sup>b</sup>
Codigestato de RA+BM	0,2±0,1 <sup>a</sup>	3,4±0,1 <sup>ab</sup>	52,0±6,1 <sup>ab</sup>	75,0±11,7 <sup>ab</sup>	10,5±0,9 <sup>a</sup>	0,0±0,0 <sup>a</sup>	0,3±0,2 <sup>a</sup>	0,4±0,0 <sup>a</sup>	2,6±0,8 <sup>ab</sup>

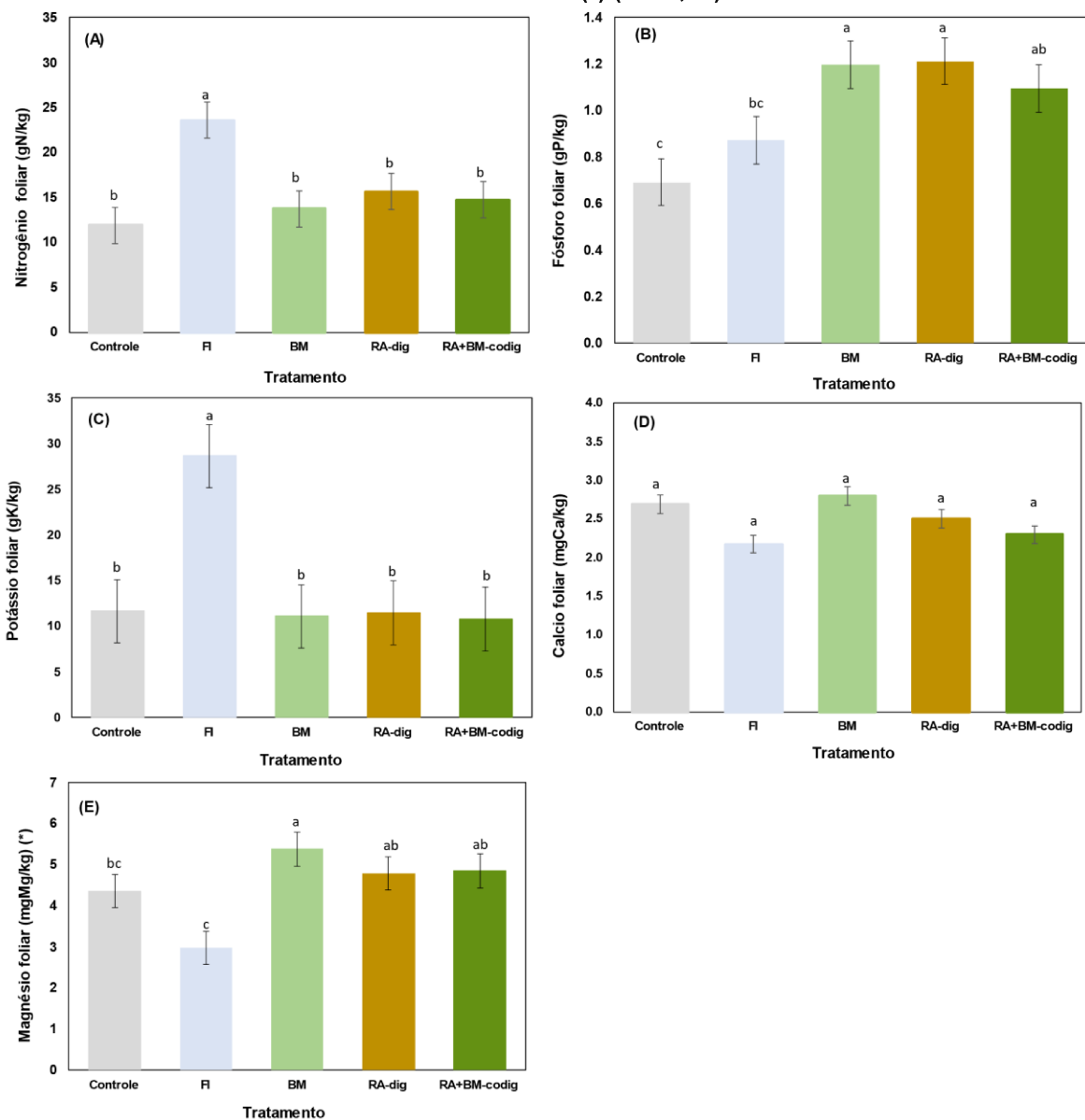
### 7.3.2 Conteúdo de nutrientes nas folhas

Os macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) foram medidos no tecido foliar com o objetivo de avaliar os efeitos potenciais dos biofertilizantes de microalgas em plantas de *Brachiaria híbridas cv. Sabiá* (Figura 10 Figura 11). Os resultados para os diferentes macronutrientes avaliados apresentaram comportamentos distintos. Por exemplo, para N (Figura 10 A) e K (Figura 10 C), as amostras do fertilizante inorgânico apresentaram os maiores valores de concentração, enquanto não foi possível observar diferenças significativas entre o controle e os biofertilizantes. Esses resultados estão associados à disponibilidade imediata de N e K mineral presentes no fertilizante inorgânico. Por outro lado, embora os efeitos sobre N e K tenham sido semelhantes entre amostras controle e os biofertilizantes, a nutrição nitrogenada da *Brachiaria hibrida cv. Sabiá* com aplicação dos biofertilizantes ficou dentro da faixa recomendada e adequada para plantas forrageiras (13-20gN/kg) (WERNER et al., 1996), diferentemente do controle (11,6 gN/kg). Para P (Figura 10 B) e Mg (Figura 10 E), os valores mais elevados foram observados nos biofertilizantes, especialmente na biomassa fresca de microalgas, com aumentos de 37 e 72% no teor de P e 81 e 23% no de Mg em comparação com a fertilização inorgânica e o controle, respectivamente. Finalmente, o conteúdo de Ca (Figura 10 D) não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos e controle.

Os resultados obtidos estão de acordo com resultados anteriores presentes na literatura, onde foi observado menor teor de N e maior teor de P em folhas de plantas forrageiras (*Uruchloa brizantha cv. Marandu*) quando fertilizadas com microalgas em vez de ureia (LORENTZ et al., 2020). A literatura sugere que o fertilizante de microalgas pode liberar 18% de P a mais nos primeiros cinco dias em comparação com fertilizantes sintéticos, indicando sua liberação comparativamente rápida (RUPAWALLA et al., 2021). Por outro lado, apenas 5% do N algal estaria disponível na forma mineral no momento da aplicação (MULBRY et al., 2005). De fato, as maiores concentrações de fósforo no solo e no tecido foliar sugerem uma maior disponibilidade e absorção desse nutriente pela *Brachiaria hibrida cv. Sabiá* após fertilização com microalgas frescas. Enquanto isso, o nitrogênio permaneceu no solo, com potencial para mineralização, e foi assimilado pela planta em quantidades adequadas para sua nutrição. A liberação gradual é preferível para a

fertilização agrícola devido aos custos elevados dos fertilizantes inorgânicos e à eutrofização dos corpos d'água causada pela perda de nitrogênio. Além disso, a reciclagem de fósforo pode ajudar a reduzir a pressão sobre as reservas naturais e finitas desse nutriente.

**Figura 10 – Conteúdo de macronutrientes foliares (N, P, K, Ca, Mg) em *Brachiaria* híbrida cv. *Sabiá* cultivada com diferentes tratamentos: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA-dig), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-codig); e controle (solo sem fertilização). As barras de erro correspondem ao erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ou teste de Kruskal-Wallis (\*) ( $\alpha = 0,05$ ).**



Em relação ao conteúdo de micronutrientes (Cu, Fe, Zn, Mn) nas folhas foi observado um aumento nos valores de concentração para todos os tratamentos com

fertilizantes em relação ao controle (Tabela 16). Especificamente para Fe e Zn, embora os valores médios mais elevados tenham sido observados nos biofertilizante e fertilizante inorgânico (42-69 mg Fe/kg e 30-36 mg Zn/kg), os elevados desvios experimentais conduziram a valores estatisticamente semelhantes ao controle (39 mg Fe/kg e 29 mg Zn/kg). Em comparação com investigações anteriores, os valores de Cu e Mn obtidos foram semelhantes aos relatados por Lorentz et al. (2020). Finalmente, como também observado no solo, a concentração de sódio (Na) foi 3,7 vezes maior nas folhas da planta fertilizada com digestato de resíduo alimentar, em relação ao controle.

**Tabela 16 – Teor de micronutrientes e sódio nas plantas após aplicação de diferentes tratamentos fertilizantes e o controle.**

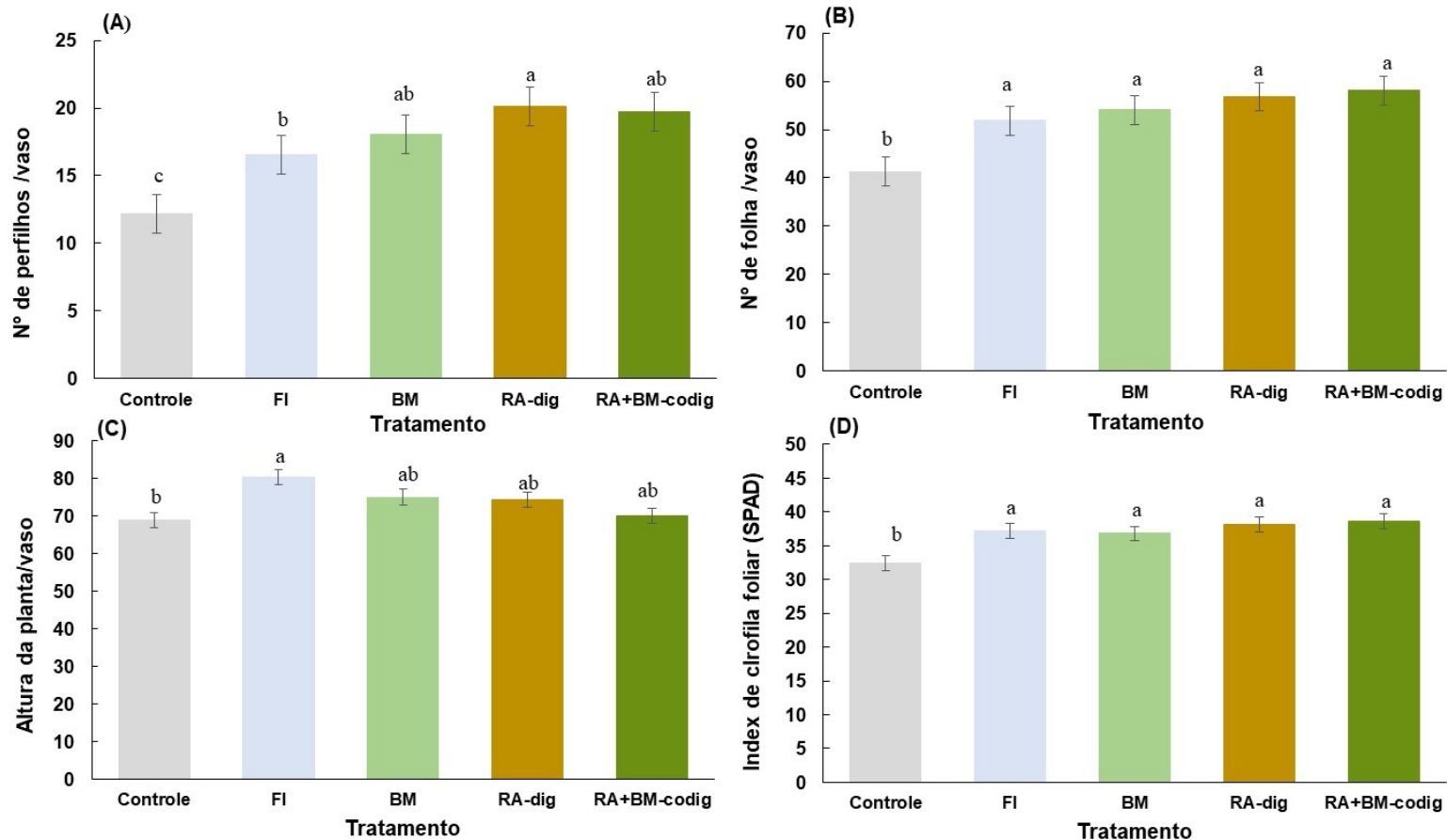
Tratamento	Cu (*)	Fe (*)	Zn	Mn	Na
	mg/kg				g/kg
Controle	3,7±0,6 <sup>a</sup>	39,4±14,6 <sup>a</sup>	29,3±5,1 <sup>a</sup>	109,5±16,8 <sup>a</sup>	0,9±0,01 <sup>c</sup> <sub>d</sub>
Fertilizante Inorgânico	5,4 ±0,7 <sup>b</sup>	62,4±14,3 <sup>a</sup>	36,9±1,4 <sup>a</sup>	202,4±13,3 <sup>b</sup>	0,2±0,01 <sup>d</sup>
Biomassa de Microalgas (BM)	4,0±0,4 <sup>a</sup>	69,0±41,6 <sup>a</sup>	30,0±1,7 <sup>a</sup>	143,5±1,9 <sup>a</sup>	1,5±0,04 <sup>b</sup> <sub>c</sub>
Digesto de Resíduos Alimentares (RA)	4,3±0,1 <sup>ab</sup>	48,2±12,6 <sup>a</sup>	33,7±6,5 <sup>a</sup>	195,3±14,9 <sup>b</sup>	3,4±0,08 <sup>a</sup>
Codigestato de RA + BM	4,0±0,1 <sup>a</sup>	42,5±2,5 <sup>a</sup>	32,6±1,3 <sup>a</sup>	189,6±20,4 <sup>b</sup>	2,0±0,01 <sup>b</sup>

A composição do tecido foliar aumentou em resposta à fertilização, tanto inorgânica como baseada em microalgas, mostrando que os subprodutos orgânicos do tratamento de resíduos orgânicos podem ser aplicados para fins agrícolas, oferecendo uma abordagem mais sustentável e economicamente viável.

### 7.3.3 Parâmetros biométricos da planta

Os resultados dos parâmetros biométricos da *Brachiaria hybridam cv. Sabiá* (ex.: número de perfilhos, altura da planta, número de folhas e teor de clorofila nas folhas) para os diferentes tratamentos aplicados estão resumidos na Figura 11. De modo geral, as amostras controle exibiram os menores valores para todos os parâmetros analisados, enquanto não foram observadas diferenças significativas entre os biofertilizantes e o fertilizante inorgânico (Figura 11B, C e D), com exceção do número de perfilhos, que foi maior no digestato de resíduos alimentares (Figura 11 A).

Figura 11 - Parâmetros de crescimento da *Brachiaria híbrida* cv. Sabiá com diferentes tratamentos: fertilizante inorgânico (ureia e cloreto de potássio), biomassa microalgas fresca (BM), digestato de resíduos alimentares (RA-dig), codigestato resíduos alimentares e microalgas (RA+BM-Codig); e controle (solo sem fertilização). As barras de erro correspondem ao erro padrão da média. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ).



A síntese de clorofila é um indicador do teor de nitrogênio nas folhas (Harper, 1994). Nesse caso, embora o conteúdo de nitrogênio foliar tenha sido menor nos biofertilizantes em comparação com o fertilizante inorgânico, as microalgas também são uma fonte de bioestimulantes, como etileno, poliaminas e betaínas. Esses compostos podem regular a fotossíntese e a biossíntese da clorofila, além de impedir sua degradação (KAPOORE et al., 2021). Pesquisas recentes sugeriram que o crescimento das plantas poderia ser atribuído à presença de fitohormonas na biomassa de microalgas, em vez de um aumento na absorção de nutrientes (KAPOORE et al., 2021; PLAZA et al., 2018). A presença destes bioestimulantes e nutrientes nas microalgas frescas e codigeridas pode estimular uma maior atividade fotossintética e a assimilação de CO<sub>2</sub>, levando a um aumento da produtividade das plantas, com efeitos nos parâmetros biométricos semelhantes à da fonte de fertilizante inorgânico. Além disso, estudos anteriores sugerem que uma menor relação C/N nos biofertilizantes, alcançada por um maior teor de nitrogênio, pode contribuir para uma mineralização e liberação mais rápida de nitrogênio (ROP et al., 2018; LORENTZ et al., 2020). Isso pode ser observado especialmente em amostras de resíduos alimentares digeridos, onde o alto teor de proteína orgânica é convertido em nitrogênio solúvel inorgânico, resultando em um equilíbrio mais adequado de nutrientes no solo que influencia o crescimento das plantas (CHONG et al., 2022).

#### 7.3.4 Atributos de rendimento

Os resultados relacionados aos atributos de rendimento da *Brachiaria híbrida cv. Sabiá*, que incluíram produtividade em matéria seca e eficiência e recuperação de nitrogênio, estão resumidos na Tabela 17. Em relação a matéria seca, os biofertilizantes apresentaram maiores produtividades (5.118,5 - 5.839,3 kg/ha), seguido do fertilizante inorgânico (4.566,0 kg/ha) e controle (3.205,0 kg/ha). Resultado semelhante foi observado por Lorentz et al. (2020). Os autores justificaram que a menor produtividade do fertilizante inorgânico está associada a assimilação mais fácil do N, que é responsável por estimular o crescimento de novos tecidos com alto conteúdo de proteína bruta e baixa fibra detergente neutra, contribuindo para a melhor qualidade da forragem em detrimento ao aumento da massa seca. De fato, o fertilizante inorgânico permitiu a recuperação de 350g de N

para cada kg de N aplicado, enquanto a recuperação foi de 1,3 – 2,5 vezes menor para os biofertilizantes.

**Tabela 17 - Influência de diferentes tratamentos nos atributos de rendimento da gramínea híbrida *brachiaria híbrida cv. Sabiá* no experimento em vaso. Os dados foram apresentados como média  $\pm$  desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste post hoc de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ).**

<b>Atributos de rendimento</b>	<b>Controle</b>	<b>Fertilizante Inorgânico</b>	<b>Biomassa de Microalgas (BM)</b>	<b>Digesatato de resíduos alimentares (RA)</b>	<b>Codigestato RA+BM</b>
Matéria seca (kg/ha)	3.205,0 $\pm$ 259,2 <sup>c</sup>	4.566,0 $\pm$ 724,4 <sup>b</sup>	5.118,5 $\pm$ 809,1 <sup>ab</sup>	5.839,3 $\pm$ 840,6 <sup>a</sup>	5.436,8 $\pm$ 963,0 <sup>a</sup>
Matéria seca (%)	24,7	22,0	25,3	27,0	26,7
N recuperado (KgN <sub>ab</sub> /KgN <sub>ap</sub> )	-	0,35	0,16	0,27	0,21
N eficiência de utilização (KgMS/kgN <sub>ap</sub> )	-	7,0	10,0	12,0	11,0

Nota: N<sub>ap</sub> – Nitrogênio aplicado; N<sub>ab</sub> – Nitrogênio absorvido; MS – matéria seca

Em geral, as eficiências de utilização de nitrogênio foram baixas para todos os tratamentos em relação ao obtido por estudos recentes (LORENTZ et al., 2020; CASSIMIRO et al., 2023). No entanto, espera-se que doses mais elevadas de N (160 – 420 kg N/ha) promova menores eficiências de utilização fisiológicas com menor produção de matéria seca (3 – 4 t/ha de matéria seca), visto que a planta tem uma capacidade máxima de assimilação dos nutrientes resultando em menor eficiência agrônômica de N (RODRIGUES et al., 2023; SUTER et al., 2020). Por outro lado, é importante ressaltar que a produtividade analisada correspondeu a um único ciclo de corte da pastagem. No caso dos biofertilizantes, o nitrogênio aplicado no solo é principalmente na forma orgânica, o que resulta em uma liberação mais lenta e, conseqüentemente, mantém-se disponível para o crescimento da planta ao longo de um período prolongado (RENUKA et al., 2018; COPPENS et al., 2016).

#### 7.3.5 Desempenho dos diferentes tipos de biofertilizantes

A biomassa de microalgas antes e depois da codigestão anaeróbia e o digestato de resíduos alimentares mostraram um desempenho semelhante no enriquecimento do solo e no crescimento das plantas. Em geral, o teor mais elevado de macronutrientes (N, P, K e Mg) no solo após a aplicação de microalgas frescas pode proporcionar a longo prazo uma melhor nutrição da planta. Por outro lado, a digestão anaeróbia do resíduo alimentar ou a codigestão com as microalgas pode proporcionar um teor mais mineralizado de matéria orgânica e ter um impacto positivo na decomposição de nutrientes em formas mais utilizáveis pelas plantas. Durante a digestão anaeróbia, as proteínas dos substratos são convertidas em compostos mais simples, que no processo de fermentação são transformados em frações amoniacais ( $\text{NH}_4$  e  $\text{NH}_3$ ), formas mais facilmente assimiláveis pelas plantas (REN et al., 2018). De fato, as melhores respostas nos atributos de rendimento (eficiência de aproveitamento e recuperação de nitrogênio) foram associadas aos resíduos alimentares digeridos e codigeridos com a biomassa de microalgas, indicando um ganho em relação às microalgas frescas. No entanto, a presença de sódio nos digestatos de resíduos alimentares pode comprometer a qualidade do solo e a saúde das plantas mediante sucessivas aplicações e a longo prazo. Nesse caso, os resultados apontam para a utilização de biomassa de microalgas como substrato secundário na digestão anaeróbia de resíduos alimentares, visto os efeitos positivos

a fertilidade do solo e a nutrição da planta do codigestato, sem potenciais impacto negativo associados a concentrações elevadas de sódio.

Os resultados sublinham a viabilidade da utilização dos codigestatos de resíduos alimentares e microalgas para fins agrícolas, principalmente quando as pastagens estão localizadas perto de plataformas de tratamento de digestão anaeróbia. Esta localização estratégica não só minimiza os custos de transporte, como também contribui diretamente para o encerramento do ciclo dos resíduos alimentares. Os benefícios da utilização de microalgas como biofertilizante vão para além da melhoria das características físico-químicas do solo e do aumento da produtividade das plantas, esta abordagem também tem o potencial de reduzir a poluição do solo e da água devido às perdas de nitrogênio através de lixiviados de fertilizantes inorgânicos após uma utilização a longo prazo (ALVAREZ-GONZÁLEZ et al., 2022). Além disso, sugere que os subprodutos gerados nos sistemas de tratamento de resíduos alimentares podem minimizar os custos ambientais e económicos, ou mesmo ser utilizados para estimular a economia local ou regional.

#### 7.4 Conclusão

Este estudo avaliou o uso de microalgas antes e após a codigestão anaeróbia como biofertilizante no sistema solo/planta. Os resultados obtidos indicaram que os efeitos dos biofertilizantes à base de microalgas no solo e na planta foram semelhantes ao uso de fertilizantes inorgânicos, tendo respostas iguais em relação aos indicadores de crescimento e nutrição adequada para plantas forrageiras. Os biofertilizantes aumentaram a matéria orgânica (24-34%), N (11-33%), K (50-160%), Ca (3-35%) e Mg (19-69%) no solo. Além disso, o teor de P no solo foi de 9-28 vezes maior em relação ao controle. Os conteúdos foliares de P foi 50-75% e Mg de 9-23% superiores nos biofertilizantes em relação ao controle. Além disso, a produtividade de matéria seca foi significativamente superior para os tratamentos digestão e codigestato anaeróbia em comparação com a fertilização inorgânica. Assim, o uso de biofertilizante à base de microalgas a partir do tratamento codigerido de resíduos alimentares pode ser uma alternativa interessante para a fertilização de pastagens. Esta estratégia contribui para a reutilização circular de recursos em sistemas de tratamento de resíduos orgânicos no âmbito de uma abordagem agrícola

sustentável. É necessária mais investigação para determinar a influência da concentração de sódio (Na) no digestato de resíduos alimentares sobre o risco de salinidade e sodicidade do solo.

## **8 CODIGESTÃO ANERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES E MICROALGAS: RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES E ENERGIA.**

### **8.1 Introdução**

A integração da digestão anaeróbia com outras infraestruturas é uma maneira viável de utilizar totalmente os recursos do fluxo de resíduos alimentares e minimizar a poluição secundária e o impacto ambiental (DUTTA et al., 2021). O tratamento de digestatos em lagoas de alta taxa (LAT) com produção de microalgas pode ser uma alternativa viável para alcançar altas eficiências na remoção de poluentes, juntamente com a recuperação de recursos em sistemas de digestão anaeróbia de resíduos alimentares (TORRES-FRANCO et al., 2021; TORRES-FRANCO et al., 2022).

O cultivo de microalgas tem despertado interesse crescente nos últimos anos devido à sua capacidade de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e converter os nutrientes contidos nos digestatos em biomassa de alto valor agregado (ARASHIRO et al., 2022; BELE et al., 2023). A biomassa de microalgas produzida é rica em nitrogênio (N) e fósforo (P) e pode ser explorada como biofertilizante, permitindo a valorização estratégica de nutrientes e o desenvolvimento sustentável do ambiente agrícola (PEREIRA et al., 2023). Além disso, a biomassa pode ser recirculada como substrato secundário para o processo de codigestão anaeróbia, aumentar a produção de biogás e o rendimento de metano em até 10% e 25%, respectivamente, e, dessa forma, potencializar a viabilidade do sistema (AVILA et al., 2022; FERREIRA et al., 2022; VASSALLE et al., 2023). O ponto positivo desta estratégia é permitir a ciclagem de nutrientes, a geração zero de resíduos e a possibilidade de geração positiva de energia em sistemas de tratamento de resíduos alimentares.

Estudos recentes têm investigado a viabilidade e o impacto ambiental das estratégias de recuperação de microalgas em sistemas de tratamento de águas residuárias (ARASHIRO et al., 2022; VASSALLE et al., 2021; CASTRO et al., 2020; SOUZA et al., 2019; PEREIRA et al., 2023; ALVAREZ et al., 2020; LORENTZ et al., 2020). Arashiro et al. (2022) conduziram uma análise sobre a recuperação de microalgas como pigmentos naturais, biofertilizantes e biogás em sistemas de

tratamento de diferentes tipos de águas residuárias. Os resultados mostraram que o tratamento de efluentes da indústria de alimentos se destaca como o cenário mais promissor para a recuperação de bioprodutos a partir da biomassa de microalgas. Isso se deveu, principalmente, à maior quantidade de biogás gerada e convertida em bioenergia (eletricidade e calor), às menores emissões atmosféricas (como a volatilização de  $\text{NH}_3$ ) associadas à reduzida concentração de amônia nos efluentes da indústria de alimentos, e à menor presença de metais pesados nos digestatos de origem alimentar (ARASHIRO et al., 2022). Além disso, um estudo recente realizou uma avaliação comparativa de quatro soluções baseadas na natureza para o tratamento de águas residuárias e a recuperação de bioenergia (VASSALLE et al., 2023). Os pesquisadores observaram que o cenário das LATS se mostrou a alternativa mais ecologicamente viável devido à maior produção de biogás obtida a partir da codigestão. Nesse cenário, a energia evitada foi entre 4 e 6 vezes maior em comparação com os outros cenários (VASSALLE et al., 2023).

Embora a literatura recente tenha destacado os impactos ambientais da valorização das microalgas em sistemas de tratamento de águas residuárias, seja como bioenergia ou bioprodutos, ainda há lacunas no entendimento da produção de energia e impactos ambientais advindos da valorização das microalgas em sistemas de digestão anaeróbia de resíduos alimentares. Nesse contexto, esta pesquisa tem como objetivo estimar e comparar a recuperação de nutrientes (biofertilizante) e produção de energia de um digestor anaeróbio de um sistema integrado de tratamento de resíduos, localizado na Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG em escala demonstração, operado em monodigestão e codigestão de resíduos alimentares e microalgas, com base nos resultados obtidos em experimento de laboratório.

## 8.2 Material e Métodos

### 8.2.1 Sistema de tratamento de resíduos alimentares da UFMG

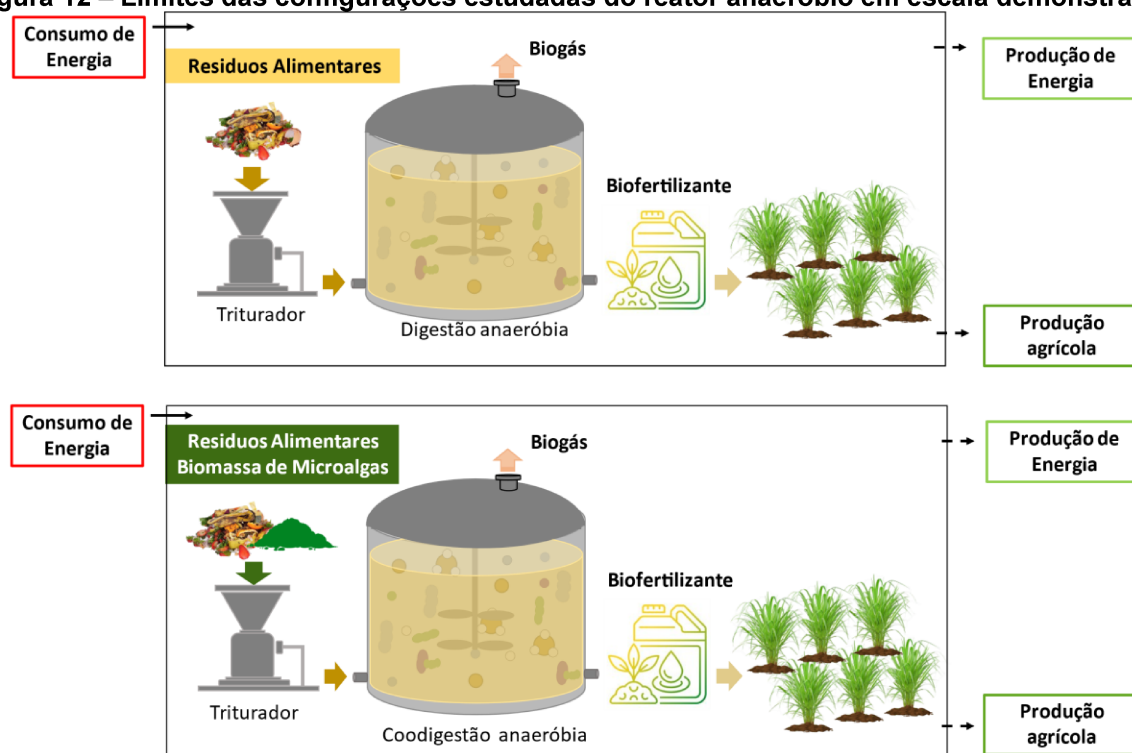
O sistema de tratamento de resíduos alimentares em escala de demonstração consiste em um reator anaeróbio e uma LAT localizada na Universidade Federal de Minas Gerais (Belo Horizonte, Brasil). Os resíduos alimentares originados dos restaurantes universitários abastecem a planta de tratamento três vezes por

semana. Inicialmente, os resíduos alimentares passam por uma etapa de tratamento preliminar para remover materiais inorgânicos e compostos que poderiam danificar o sistema de trituração, como talheres e ossos de carne. Posteriormente, o material orgânico é moído com adição de água em um triturador industrial (ACX 500, Tritury). A adição de água tem o objetivo de permitir a operação da unidade de moagem e manter a digestão anaeróbia em estado líquido no reator agitado continuamente. O reator tem volume de trabalho de 18,8 m<sup>3</sup> e operação com alimentação em modo semicontínuo, com uma média de tempo de detenção hidráulica de 120 dias e carga orgânica volumétrica de 0,30 g SV/L d. Os baixos valores de carga orgânica volumétrica e os altos valores de TDH foram devidos à variabilidade dos resíduos alimentares gerados na cantina do campus (determinada pelo calendário acadêmico) e às condições hidrodinâmicas limitadas do reator, como mais bem detalhado em estudos anteriores (FERREIRA, 2015; FERREIRA et al., 2021; FERREIRA et al., 2022; FERREIRA et al., 2023). Após a separação sólido-líquido do digestor, o efluente é conduzido para leitos de secagem compostos por camadas de tijolo, cascalho e areia. Posteriormente, a fase líquida é pós-tratada em uma LAT com 1,25 m<sup>3</sup> de volume de trabalho e 50% de diluição do digestato para diminuir a turbidez. A biomassa de microalgas é colhida em decantadores de placas paralelas com 0,7 m<sup>3</sup>. O resíduo produzido no sistema, que inclui biossólidos, biomassa de microalgas e lodo, é encaminhado para o aterro sanitário de Belo Horizonte.

### 8.2.2 Condições para análise de desempenho do reator anaeróbio em escala demonstração

A análise de desempenho energético e de recuperação de nutrientes do reator anaeróbio do sistema de tratamento integrado da UFMG foi baseada nos resultados obtidos em experimento de laboratório visando explorar a viabilidade da operação sustentável do sistema. Dessa forma, duas configurações foram analisadas, i) unidade de trituração seguida do reator anaeróbio em monodigestão de resíduos alimentares; e, ii) unidade de trituração seguida do reator em codigestão anaeróbia. A Figura 12 apresenta os limites das configurações analisadas.

Figura 12 – Limites das configurações estudadas do reator anaeróbio em escala demonstração



As configurações foram avaliadas a partir dos indicadores de desempenho apresentados na Tabela 18. Esses indicadores foram obtidos a partir da operação de reatores em escala de laboratório, durante 35 dias de monitoramento, sob as condições de carga orgânica volumétrica de 0.7 gSV/Ld e TDH de 20 dias. Além disso, os indicadores agrônômicos obtidos a partir do teste em estufa sem controle de temperatura e umidade também foram utilizados.

Tabela 18 - Características e indicadores de desempenho dos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia escala de laboratório

<b>Composição - substrato</b>	
Resíduos alimentares	ST = 22,9%; SV/ST = 93,2%;
Microalgas	ST = 2,9%; SV/ST = 75%;
<b>Monodigestão</b>	
Rendimento de metano ( $Y_{CH_4}$ )	0,22 m <sup>3</sup> /kgSV
Concentração de CH <sub>4</sub> no biogás	56%
Composição do digestato	ST = 8%; SV/ST = 75%; NTK/ST = 20%; T = 22,1°C
Produtividade agrícola	29kg MS/kg N
<b>Codigestão</b>	
Rendimento de metano ( $Y_{CH_4}$ )	0,30 m <sup>3</sup> /kgSV
Concentração de CH <sub>4</sub> no biogás	63%
Composição do codigestato	ST = 11%; SV/ST = 66 %; NTK/ST = 18%; T = 21,8°C
Produtividade agrícola	28kg MS/kg N

### 8.2.3 Balanço de massa e energia

O balanço de massa simplificado foi verificado a partir da Equação 1. Onde, MF é a massa de substrato que alimentou o reator (kg/d), MB a massa de resíduos convertida em biogás e MD a massa de digestato ou codigestato utilizada como biofertilizante.

$$MF = MB + MD \quad (2)$$

A recuperação de nutrientes foi estimada com base na produção de biofertilizante, expressa em massa de nitrogênio. Nesse caso, a matéria seca da planta forrageira, parâmetro usado como produtividade, foi estimada em função do conteúdo de nitrogênio aplicado por cada tratamento.

A avaliação energética foi realizada para estimar a autossustentabilidade da valorização das microalgas no sistema. O balanço energético foi calculado e avaliado considerando a energia consumida a partir da demanda de energia de operação e a energia produzida com base no rendimento médio de metano.

Para os cálculos do balanço energético, como os reatores foram operados em temperatura ambiente, não houve entrada de energia externa para aquecimento. Além disso, o calor liberado pelas reações bioquímicas exotérmicas foi considerado desprezível. A temperatura interna e a temperatura ambiente foram consideradas semelhantes, logo não houve perdas de energias do reator para o ambiente externo. Posto isso, a energia consumida foi considerada igual ao consumo total de energia elétrica necessário para funcionamento de cada equipamento auxiliar. Isto significa que a energia consumida ( $E_{consumo}$ ) foi calculada a partir da soma da demanda de energia de trituração do substrato ( $E_t$ ), alimentação ( $E_a$ ) e mistura ( $E_m$ ) do reator e de bombeamento do digestato (Equação 2).

$$E_{consumo} = E_t + E_a + E_m + E_d \quad (2)$$

As energias auxiliares ( $E_t$ ,  $E_a$ ,  $E_m$  e  $E_d$ ) em kWh/d foram determinadas pela Equação 3, onde  $P_m$  e  $\eta_m$  representam a potência e a eficiência do motor elétrico, respectivamente, e  $t$  representa o tempo de operação. A potência e eficiência do motor e o tempo de uso dos equipamentos auxiliares estão apresentados na Tabela

19. As características dos equipamentos auxiliares são relativas aos dados reais do sistema de tratamento da UFMG.

$$E = \frac{P_m}{n_m} xt \quad (3)$$

**Tabela 19 - Dados dos equipamentos auxiliares**

Equipamento	Potência (Watt)	Eficiência do motor elétrico (%)	Tempo de uso diário (h)
Bomba de alimentação	395 <sup>a</sup>	84,5	1
Bomba de recirculação	395 <sup>a</sup>	84,5	24
Triturador industrial	3700	88	1 e 0,75*
Bomba de fluxo digestato	395 <sup>a</sup>	84,5	1

Nota: <sup>a</sup> Referência a vazão de 54 L/min; \*considerou-se 75% do tempo de trituração para a codigestão em função da fração de resíduos alimentares

A energia produzida ( $E_{produção}$ ) foi estimada a partir da energia recuperada do metano usando a Equação 4 e considerando o poder calorífico do metano de 10 kWh/m<sup>3</sup> ( $PC_{CH_4}$ ).

$$E_{produção} = Y_{CH_4} \times SV_{ad} \times PC_{CH_4} \quad (4)$$

Onde,  $E_{produção}$  é a energia produção do biogás (kWh/d);  $Y_{CH_4}$  é o rendimento de metano (m<sup>3</sup>/kgSV);  $SV_{ad}$  é a carga orgânica do digestor (gSV/d).

Por fim, os resultados foram expressos em termos de balanço de energia ( $\Delta E$ ) e energia líquida (Equações 5 e 6). O balanço energético final foi calculado subtraindo a energia consumida da energia produzida, em que  $\Delta E$  é o balanço energético final da produção de metano (kWh/d) (Eq.5).

$$\Delta E = E_{produção} - E_{consumo} \quad (5)$$

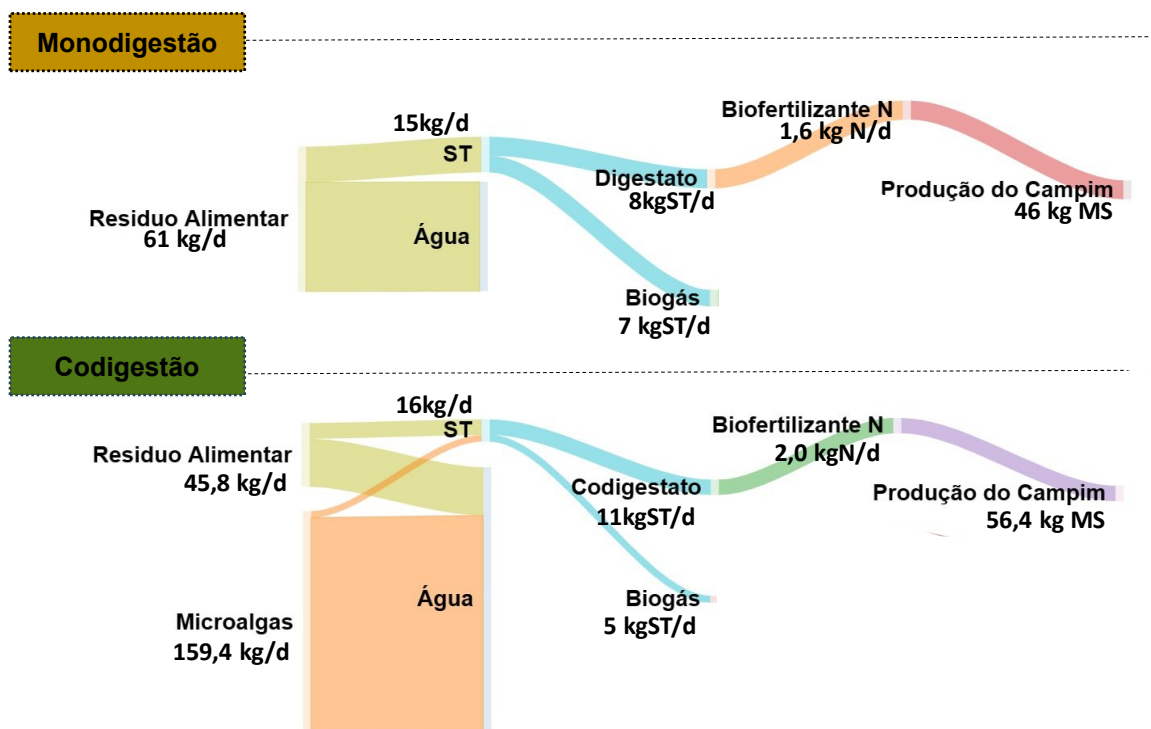
Por outro lado, o índice de energia líquida (NER) foi calculado como a anergia produzida pelo sistema ( $E_{produção}$ ) sobre a energia consumida pelo sistema ( $E_{consumo}$ ) (Eq. 6). Isso significa que um balanço energético positivo ocorre quando o sistema tem um excedente em termos de produção de energia (ou seja,  $\Delta E > 0$  ou  $NER > 1$ ).

$$NER = \frac{E_{produção}}{E_{consumo}} \quad (6)$$

### 8.3 Resultados e Discussão

A estimativa de recuperação de nutrientes no reator escala demonstraco operado em monodigestão e codigestão anaeróbia está apresentada na Figura 13. Sob as condies analisadas, o reator em monodigestão tratou diariamente 61 kg de resíduos alimentares, resultando em uma produo diária de 7 kg ST em biogás e 11 kgST em digestato. O digestato foi composto por 1,6 kg de nitrogênio, cuja aplicao no solo pode resultar em uma produo de 46 kg de matéria seca da *brachiaria híbrida cv. Sabiá*.

**Figura 13- Estimativa da recuperao de nutrientes em reator escala demonstraco operado em condies de monodigestão e codigestão anaeróbia.**



Por outro lado, como pode ser observado, as microalgas contribuíram com uma maior parcela de água para o substrato, resultando um total de 205 kg/dia de substrato. Em termos gerais, o reator em codigestão apresentou um desempenho superior em comparao com o reator em monodigestão. O codigestato apresentou maior conteúdo de nitrogênio por dia (2kg), resultando em um aumento de 22% na produo de matéria seca quando aplicado ao solo. Esses resultados demonstraram que a valorizao das microalgas como substrato secundário pode equilibrar melhor a frao sólidos-líquido do reator e gerar um digestato mais rico em nutrientes com efeito fertilizante para o cultivo de plantas forrageiras. Anualmente, a produo de

matéria seca da forrageira pode chegar a 20 toneladas e evitar o uso de cerca de 1,2 tonelada de fertilizante inorgânico (Ureia) e seus impactos ambientais.

O uso agrícola do digestato pode ser uma aplicação possível, simples e importante para reduzir impactos ambientais e fechar o ciclo do gerenciamento de resíduos alimentares. Os biofertilizantes tem características de liberação lenta do nitrogênio a partir da mineralização gradual da matéria orgânica no solo (RENUKA et al., 2018; COPPENS et al 2016). Nesse caso, fornecem para planta apenas o N suficiente para seu crescimento e diminuem as perdas por lixiviação (RUPAWALLA et al., 2021). Além disso, os codigestatos com microalgas podem conter elementos bioestimulantes (ex: auxinas, giberelinas e citocininas), que são responsáveis por regular o crescimento da planta e aumentar os níveis de macro e micronutrientes (GARCIA-GONZALEZ et al., 2026). Em sistemas rurais, o biofertilizante pode agregar ao agricultor uma fonte orgânica e sustentável de fertilizante com capacidade de gerar recursos no setor agrícola e pecuário. Nesse caso, a produção de alimentos ou de animais pastoreiros pode ser estimulada em um circuito fechado. Ademais, há a possibilidade de cotratamento de uma maior quantidade de resíduos diminuindo o volume destinados aos aterros sanitários (CHHANDAMA et al., 2021). Dessa forma, as emissões de GEE podem ser reduzidas, e, ainda, permitir a produção de uma fonte renovável de energia.

A Tabela 20 resume os principais parâmetros de desempenho energético da monodigestão de resíduos alimentares e codigestão de resíduos alimentares e microalgas no reator em escala demonstração. Como pode ser visto, o consumo de eletricidade foi semelhante em ambos os reatores, pois as condições operacionais e a quantidade de resíduos alimentares tratados foram praticamente as mesmas. A maior parte do consumo elétrico referiu-se à mistura do reator (65%) e trituração do substrato (29%), enquanto o menor impacto energético foi requerido para alimentação (3%) e bombeamento do digestato (3%) até o armazenamento ou aplicação no solo.

**Tabela 20 - Desempenho energético.**

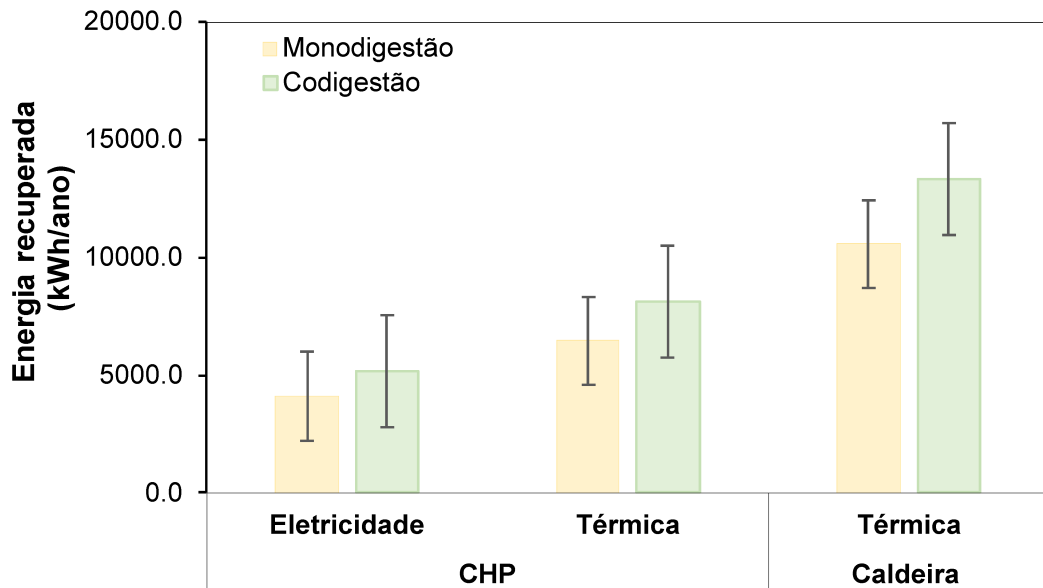
	Monodigestão	Codigestão
--	--------------	------------

<b>Parâmetros</b>	<b>(kWh/d)</b>	<b>(kWh/d)</b>
Energia consumida ( $E_{\text{consumo}}$ )	16,4	15,4
Energia produzida ( $E_{\text{produção}}$ )	32,2	40,6
Balanço de energia ( $\Delta E$ )	15,8	25,2
Índice de energia líquida (NER)	1,96	2,64

O balanço energético do reator em monodigestão foi positivo e o índice de energia líquida (NER) de 1,96. Da mesma forma, um estudo anterior que avaliou a digestão anaeróbia de resíduos alimentares sob baixa carga orgânica ( $0,3 \text{ kgST/m}^3$ ) e alto TDH (120 dias) relatou NER de 1,98 (FERREIRA et al., 2021). Por outro lado, o reator em codigestão apresentou balanço positivo e aumento de cerca de 60% em comparação com a monodigestão. O NER passou de 1,96 para 2,64, 35% maior. Como este artigo, estudo anterior avaliou as microalgas como substrato secundário da digestão anaeróbia de água residuária em reatores UASB e alcançou um aumento de o NER de 0,61 para 2,11 (230%) em relação ao controle (VASSALLE et al., 2020).

O balanço energético positivo obtido sugere o uso potencial da energia extra produzida dentro do sistema e/ou em outras aplicações. A Figura 14 apresenta o potencial de energia recuperada em diferentes formas de conversão. Considerando a conversão de biogás em eletricidade e calor usando um motor de cogeração CHP, 35% da energia é convertida em eletricidade e 55% em calor. Nesse caso, em média, seriam produzidos 5.185 kWh/ ano de energia elétrica e 8.148 kWh/ano de energia térmica com a codigestão. Esta energia elétrica recirculada no sistema poderia suprir grande parte (92%) da demanda de eletricidade anual.

**Figura 14 - Comparação entre a energia elétrica e térmica recuperada nos reatores em monodigestão e codigestão anaeróbia em diferentes formas de conversão.**



Uma alternativa é produzir calor usando uma caldeira. Considerando a eficiência da caldeira de 90%, o balanço de calor seria em média de 13.332 kWh/ano. Se essa energia fosse usada para manter as temperaturas em condição mesofílica, o rendimento de metano poderia ser otimizado a valores próximos de 0,5 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV, como obtidos em estudos em batelada (FERREIRA et al., 2021), o que causaria um aumento de 166% no rendimento de metano em relação aos indicadores do presente estudo.

Ainda no sistema, a energia térmica poderia ser usada para o pré-tratamento da biomassa microalgal. Essa estratégia pode melhorar a solubilidade e a biodegradabilidade da biomassa e aumentar o rendimento de metano no biogás. De fato, estudos anteriores mostraram que o pré-tratamento térmico da biomassa microalgal aumentou o rendimento de metano em cerca de 20-30% durante a codigestão com águas residuárias (PASSOS et al, 2017; VASSALLE et al., 2022). Ainda, o pré-tratamento da biomassa ser feito por sistemas solar e a energia térmica utilizada para secar e reduzir o volume do digestato, e, dessa forma, diminuir os custos com transporte até as terras agrícolas.

Fora do sistema, a energia térmica produzida também pode ser usada para cozimento e aquecimento da água na própria universidade ou em comunidades

próximas. O biogás com conteúdo de metano entre 55-70% poderia gerar 20% de gás liquefeito de petróleo (GLP) (Vögeli et al., 2014). Dessa maneira, anualmente o reator em codigestão poderia fornecer 470 m<sup>3</sup> de GLP que poderia ser utilizado para preparação das refeições no restaurante universitário da UFMG. Por fim, outra forma de utilização do biogás é a transformação em biometano ou biohidrogênio. Nesse caso, sistemas de purificação e conversão do biogás seriam necessárias previamente para injeção na rede ou uso em motores de automóveis. Isso contribuiria para reduzir a combustão de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, a pegada de carbono do transporte.

#### 8.4 Conclusão

A codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas mostrou ser uma via de valorização potencial para recuperação de nutrientes e balanço energético positivo em reatores anaeróbio. O balanço de massa mostrou que o maior conteúdo de nitrogênio no codigestato resultou em cerca de 4 toneladas a mais de massa seca da forrageira por ano. Além disso, a avaliação da energia permitiu identificar um balanço energético positivo, com 35% de ganho de energia produzida em relação a monodigestão de resíduos alimentares.

A codigestão anaeróbia como rota de valorização das microalgas em sistemas de tratamento de resíduos alimentares pode melhorar o manejo dos resíduos orgânicos através de um sistema de baixo requerimento de energia e simples operação. Associado a isso, contribuir para a autossustentabilidade energética de sistemas e melhora o manejo de fertilização de pastagens ao reduzir os impactos ambientais sem implicar em grandes custos para o produtor.

Para pesquisas futuras, recomenda-se avaliar a recuperação de energia do fluxo completo de tratamento, considerando a digestão anaeróbia integrada as lagoas de alta taxa. Além disso, a avaliação do ciclo de vida pode ser utilizada como ferramenta de gestão ambiental visando identificar os principais impactos associados ao fluxo de tratamento, incluindo os impactos ambientais evitados pela produção do biofertilizante e biogás.

## 9 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar a valorização das microalgas produzidas no sistema integrado de tratamento de resíduos alimentares da UFMG em biofertilizante agrícola e biogás por codigestão anaeróbia. Embasadas nos resultados experimentais, as seguintes considerações finais e recomendações para pesquisas futuras podem ser inferidas:

A codigestão anaeróbia dos resíduos alimentares e microalgas apresentou maior estabilidade do sistema, mantendo parâmetros indicadores da digestão sob condições padrão de anaerobiose. Durante as fases operacionais, valores de pH entre 6-7, a relação AI/AP de 0,3 e a alcalinidade de 3,0 gCaCO<sub>3</sub>/L, bem como as concentrações de ácidos orgânicos totais entre 0,2 e 0,7 gDQO/L foram mantidos no reator com microalgas. A baixa produção de ácidos, o controle dos demais indicadores da digestão associados à maior concentração de micronutrientes possibilitou condições mais equilibradas para as atividades microbianas da codigestão, refletindo em uma produção equilibrada de metano entre 0,2 e 0,3 LCH<sub>4</sub>/gSV. Por outro lado, o desempenho do reator em monodigestão foi prejudicado pelas características do substrato (baixa alcalinidade e pH, e rápida biodegradabilidade). Ao longo das fases operacionais, a produção de biogás diminuiu ao passo que o consumo de alcalinidade e produção de ácidos aumentaram. O pH atingiu valores abaixo de 5 e a relação AI/AP acima de 2. Esses resultados mostraram a instabilidade e o comprometimento do equilíbrio entre as atividades microbianas consorciadas da monodigestão (*confirmou-se a hipótese 1*).

O uso de microalgas *in inatura* e após a codigestão anaeróbia como biofertilizante no solo resultou em repostas semelhantes em relação às características de fertilidade do solo e aos indicadores de crescimento e nutrição da planta forrageira. Os biofertilizantes a base de microalgas aumentaram a matéria orgânica (24-34%), N (11-33%), K (50-160%), Ca (3-35%) e Mg (19-69%) no solo. Além disso, o teor de P no solo foi de 9-28 vezes maior em relação ao controle sem adubação. Os conteúdos foliares de P e Mg foram 50-75% e 9-23% superiores nos biofertilizantes em relação ao controle, respectivamente. Os índices foliares de N das plantas fertilizadas com os biofertilizantes estiveram abaixo dos valores observado com a

fertilização inorgânica. Todavia, foram maiores comparadas ao controle sem fertilização e não comprometeram o conteúdo nutricional da forrageira. A produtividade de matéria seca foi significativamente maior no tratamento com microalgas codigeridas com resíduos alimentares, em comparação à fertilização inorgânica. Diante desses resultados, as microalgas aplicadas no solo como biofertilizantes agrícolas possibilitaram a incorporação de elementos nutricionais no solo, melhorando suas características. Além disso, foi possível observar o crescimento da planta forrageira, em padrões nutricionais adequados, configurando-se uma alternativa promissora para a fertilização de pastagens (*confirmou-se parcialmente a hipótese 2*).

A codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas mostrou ser uma via de valorização potencial para recuperação de nutrientes e balanço energético positivo em reatores anaeróbios. O balanço de massa mostrou que o maior conteúdo de nitrogênio no codigestato resultou em cerca de 4 toneladas a mais de massa seca da forrageira por ano. Além disso, a avaliação da energia permitiu identificar um balanço energético positivo, com 35% de ganho de energia produzida em relação a monodigestão de resíduos alimentares. A codigestão anaeróbia como rota de valorização das microalgas em sistemas de tratamento de resíduos alimentares pode melhorar o manejo dos resíduos orgânicos através de um sistema de baixo requerimento de energia e simples operação. Associado a isso, contribuir para a autossustentabilidade energética de sistemas e melhora o manejo de fertilização de pastagens ao reduzir os impactos ambientais sem implicar em grandes custos para o produtor (*confirmou-se a hipótese 3*).

Para desenvolvimento de projetos futuros, as seguintes recomendações são pertinentes:

Os resultados experimentais obtidos neste estudo indicaram a eficácia da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e microalgas em reatores contínuos em escala laboratorial. Reatores anaeróbios em escala industrial já têm sido utilizados para o tratamento de diferentes biomassas orgânicas, como resíduos alimentares, com ou sem co-substratos, o que sugere um potencial de escalabilidade. As próximas etapas de pesquisa devem avaliar a integração da

biomassa de microalgas, obtida a partir do tratamento do digestato, quanto à sua viabilidade técnica e econômica em escala plena.

São fundamentais estudos futuros sobre os efeitos bioestimulantes de microalgas digeridas e codigeridas, assim como os efeitos fitotóxicos e as implicações das concentrações de sódio no digestato proveniente de resíduos alimentares no solo, para aprofundar a compreensão dos benefícios e limitações na produção agrícola a céu aberto.

Ademais, recomenda-se avaliar a recuperação de energia no fluxo completo de tratamento de resíduos alimentares por meio da codigestão com microalgas, considerando a digestão anaeróbia integrada as lagoas de alta taxa. Além disso, a avaliação do ciclo de vida pode ser utilizada como ferramenta de gestão ambiental visando identificar os principais impactos associados ao fluxo de tratamento, incluindo os impactos ambientais evitados pela produção do biofertilizante e biogás a partir da valorização das microalgas.

## REFERÊNCIA

ABDEL-RAOUF N, AL-HOMAIDAN AA, IBRAHEEM IBM. Agricultural importance of algae. *African J Biotechnol.* v.11, p.11648–11658. 2012.

ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - *Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura* de 2009b, com versão corrigida em 2014.

ADAMS, R. C. , et al. The utilization of organic wastes in NZ. *New Zealand Engineering* , v. 6(11), p. 396–424, 1951.

AGWA OK, OGUGBUE CJ, WILLIAMS EE. Field Evidence of *Chlorella vulgaris* Potentials as a Biofertilizer for *Hibiscus esculentus*. *Int J Agric Res.* 2017;12:181–189.

AKINDOLIRE, M. A.; RAMA, H.; ROOPNARAIN, A. Psychrophilic anaerobic digestion: A critical evaluation of microorganisms and enzymes to drive the process. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* Elsevier Ltd, 1 jun. 2022.

ALAM MA, Xu JL, Wang Z. Microalgae biotechnology for food, health and high value products. Alam MA, Xu J-L, Wang Z, editors. *Microalgae Biotechnol.* Food, Heal. High Value Prod. 2020.

ALOBWEDE E, LEAKE JR, PANDHAL J. Circular economy fertilization: Testing micro and macro algal species as soil improvers and nutrient sources for crop production in greenhouse and field conditions. *Geoderma* [Internet].v.334, p.113–123. 2019. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.049>.

ALVAREZ AL, WEYERS SL, GOEMANN HM, et al. Microalgae, soil and plants: A critical review of microalgae as renewable resources for agriculture. *Algal Res* [Internet]. 2021;54:102200. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102200>.

ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, A. et al. Can microalgae grown in wastewater reduce the use of inorganic fertilizers? *Journal of Environmental Management*, v. 323, 1 dez. 2022a.

AOAC – Association of Official Analytical Chemists, *Official Methods of Analysis*, 17th edn. Gaithersburg, Maryland: AOAC International, Washington, DC (2000).

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24th edition ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2022.

AQUINO SF, CHERNICHARO CAL. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Eng Sanit e Ambient*. 2005;10:152–16.

ARASHIRO, LARISSA T *et al*. Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. *Science of the Total Environment*, v. 622–623, p. 1118–1130, maio 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051>>.

ARIAS, D. E. et al. Biogas production, waste stabilization efficiency, and hygienization potential of a mesophilic anaerobic plug flow reactor processing swine manure and corn stover. *Journal of Environmental Management*, v. 284, 15 abr. 2021.

ASSAMANY, P.P. *Valorização energética de biomassa algal cultivada em águas residuárias via digestão anaeróbia*. Tese. Departamento de Engenharia Civil. Viçosa. UFV. 2017.

AVILA, R. et al. Water resource recovery coupling microalgae wastewater treatment and sludge co-digestion for bio-wastes valorisation at industrial pilot-scale. *Bioresource Technology*, v. 343, 1 jan. 2022.

BARONE V, PUGLISI I, FRAGALÀ F, et al. Effect of living cells of microalgae or their extracts on soil enzyme activities. *Arch Agron Soil Sci [Internet]*. 2019;65:712–726. Available from: <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1521513>.

BONG, C. P. C.; LIM, L. Y.; LEE, C. T.; KLEMEŠ, J. J.; HO, C. S.; HO, W. S. The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review. *Journal of Clean Production*. v. 172, p. 1545–1558, 2018.

BRAZIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento/Secretaria de Defesa Agropecuária. , 2020.

BROWNE, J.D., MURPHY, J.D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. *Appl. Energy*. v.103, p. 170-177, 2013.

CAISAN - Interministerial Chamber For Food And Nutrition Security. Intersectorial strategy for the reduction of food loss and waste in Brazil. Ministério do Desenvolvimento Social. 2018. –

CASTRO J DE S, CALIJURI ML, ASSEMANYP, et al. Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth. *Sci Total Environ* [Internet].v.574, p.1640–1648. 2017. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.205>.

CEC. Council Directive 86/278/EEC on the Protection of the Environment, and in Particular of the Soil, When Sewage Sludge is Used in Agriculture. , 1986.

CHEN, G. et al. Experimental study of co-digestion of food waste and tall fescue for bio-gas production. *Renewable Energy*, v. 88, p. 273–279, 1 abr. 2016.

CHEN, Y., CHENG, J. J., CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour Technol*. v. 99, p. 4044–4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Editora UFMG, v. 5, ed. 2. 2016.

CHIAIESE P, CORRADO G, COLLA G, et al. Renewable sources of plant biostimulation: Microalgae as a sustainable means to improve crop performance. *Front Plant Sci*. 2018;871:1–6.

CHITTAPUN S, LIMBIPICHAI S, AMNUAYSIN N, et al. Effects of using cyanobacteria and fertilizer on growth and yield of rice, Pathum Thani I: a pot experiment. *J Appl Phycol*. v.30,p.79–85. 2018.

CHUKA-OGWUDE, D.; OGBONNA, J.; MOHEIMANI, N.R. A review on microalgal culture to treat anaerobic digestate food waste effluent, *Algal Res.* v. 47, p. 101841. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101841>.

COPPENS, J. et al. The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. *Journal of Applied Phycology*, v. 28, n. 4, p. 2367–2377, 1 ago. 2016.

DAI, X. et al. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. *Waste Management*, v. 33, n. 2, p. 308–316, fev. 2013.

DAS P, QUADIR MA, THAHER MI, et al. Microalgal nutrients recycling from the primary effluent of municipal wastewater and use of the produced biomass as bio-fertilizer. *Int J Environ Sci Technol* [Internet]. v.16, p.3355–3364, 2019. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1867-8>.

DEMIRBAS, A. Use of algae as biofuel sources. *Energy Conversion and Management*, v. 51, n. 12, p. 2738–2749, 2010.

DHANKER, R.; CHAUDHARY, S.; GOYAL, S.; GARG, V. K..Influence of urban sewage sludge amendment on agricultural soil parameters. *Environmental Technology & Innovation*. v.23,p.1-13.2021.

DIAS GA, ROCHA RHC, ARAÚJO JL, et al. Growth, yield, and postharvest quality in eggplant produced under different foliar fertilizer (*Spirulina platensis*) treatments. *Semin Agrar*. 2016;37:3893–3902.

DIAZ L.F. et al. *Composting Science and Technology*. 1st edition ed. Amsterdam: Elsevier Science, 2007.

DINESHKUMAR R, AHAMED RASHEEQ A, ARUMUGAM A, ET AL. Marine microalgal extracts on cultivable crops as a considerable bio-fertilizer: A review. *Indian J Tradit Knowl*. 2019a;18:849–854.

DINESHKUMAR R, KUMARAVEL R, GOPALSAMY J, ET AL. Microalgae as Bio-fertilizers for Rice Growth and Seed Yield Productivity. *Waste and Biomass Valorization*. v.9, p.793–800, 2018a.

DINESHKUMAR R, SUBRAMANIAN J, ARUMUGAM A, et al. Exploring the Microalgae Biofertilizer Effect on Onion Cultivation by Field Experiment. *Waste and Biomass Valorization* [Internet]. v.11,p.77–87, 2018b. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-018-0466-8>.

DINESHKUMAR R, SUBRAMANIAN J, GOPALSAMY J, et al. The Impact of Using Microalgae as Biofertilizer in Maize (*Zea mays* L.). *Waste and Biomass Valorization* [Internet]. v.10, p.1101–1110. 2019b. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-017-0123-7>.

DROSG, B. Process monitoring in biogas plants Process monitoring in biogas plants Process monitoring in biogas plants. [s.l: s.n.].

DU, X. et al. Synergistic methane production from the anaerobic co-digestion of *Spirulina platensis* with food waste and sewage sludge at high solid concentrations. *Renewable Energy*, v. 142, p. 55–61, 1 nov. 2019.

DU, X.; TAO, Y.; LI, H.; LIU, Y.; FENG, K. Synergistic methane production from the anaerobic co-digestion of *Spirulina platensis* with food waste and sewage sludge at high solid concentrations. *Renewable Energy*. v. 142, p. 55–61, 2019.

DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K., REBERS, P.A., SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*. v. 28, p. 350–356, 1956.

DUTTA, S. et al. Sustainable management and recycling of food waste anaerobic digestate: A review. *Bioresource Technology* Elsevier Ltd, , 1 dez. 2021.

FAHEED FA. Effect of *Chlorella vulgaris* as Bio-fertilizer on Growth Parameters and Metabolic Aspects of Lettuce Plant. ISSN *OnlineAWB J Agri Soc Sci* [Internet]. 2008;4:1813–2235. Available from: <http://www.fspublishers.org>.

FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. *FAO no Brasil – notícias*. 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/es/c/1163036/>. Acesso em: Dezembro de 2021.

FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. *Global food losses and food waste: Extent, causes and prevention*. Organization of the United Nations. Itália, Roma, 37 p., 2011.

FERREIRA, B. O. *Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás*. 2015. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Escola de Engenharia), Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2015.

FERREIRA, L. O.; ASTALS, S.; PASSOS, F. Anaerobic co-digestion of food waste and microalgae in an integrated treatment plant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 97, n. 6, p. 1545–1554, 1 jun. 2022. DOI 10.1002/jctb.6900.

FERREIRA, T. B. et al. Anaerobic Digestion of Food Waste: Effect of the Organic Load Variation in a Demo-Scale System. *Waste and Biomass Valorization*, v. 12, n. 8, p. 4407–4417, 1 ago. 2021.

FERREIRA, T. B.; PASSOS, F.; LEITE DE SOUZA, C. Long-term operation of anaerobic digestion of food waste under simplified conditions: effect on reactor performance. *Environmental Technology (United Kingdom)*, v. 44, n. 3, p. 316–325, 2023.

FERREIRA, T. B.; TORRES-FRANCO, A. F.; FERREIRA, L. O.; MOTA, C. R.; SOUZA, C. L.; PASSOS, F. Digestión anaerobia acoplada a la producción de biomasa microalgal para el tratamiento integrado de residuos de alimentos. *Revista RedBioLAC*. v. 4, p. 70–75, 2020

FERRER, I.; VÁZQUEZ, F.; FONT, X. 2010. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: Process stability and efficiency at decreasing sludge retention time. *Bioresource Technology*. v. 101, p. 2972–2980, 2010.

GARCIA-GONZALEZ J, SOMMERFELD M. Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. *J Appl Phycol*.v.28, p.1051–1061,2016.

GAYATHRI M, SHUNMUGAM S, THAJUDDIN N, et al. Phytohormones and free volatile fatty acids from cyanobacterial biomass wet extract (BWE) elicit plant growth promotion. *Algal Res* [Internet]. v.26,p. 56–64, 2017. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2017.06.022>.

GEMIN LG, MÓGOR ÁF, DE OLIVEIRA AMATUSSI J, et al. Microalgae associated to humic acid as a novel biostimulant improving onion growth and yield. *Sci Hortic* (Amsterdam) [Internet]. v.256,p. 108560, 2019. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108560>.

GODFRAY HCJ, BEDDINGTON JR, CRUTE IR, et al. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* (80). v.327, p.812–818. 2010.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. et al. Impact of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, v. 6, n. 3, p. 205–218, 2011.

GOSWAMI, R.K.; MEHARIYA, S.; VERMA, P.; LAVECCHIA, R.; ZUORRO, A. Microalgae-based biorefineries for sustainable resource recovery from wastewater. *Journal of Water Process Engineering*. v.40, p.101747. 2021.

GRZESIK M, ROMANOWSKA-DUDA Z. Improvements in germination, growth, and metabolic activity of corn seedlings by grain conditioning and root application with Cyanobacteria and microalgae. *Polish J Environ Stud*. 2014;23:1147–1153.

GUINÉE, J. B. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. [S.l.]: Springer Netherlands, 2006. Disponível em: <<https://books.google.es/books?id=SzhBwAAQBAJ>>. (Eco-Efficiency in Industry and Science).

HEGNSHOLT, E. et al. TACKLING THE 1.6-BILLION-TON FOOD LOSS AND WASTE CRISIS. 2018.

HOSPIDO, A; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*, cited By 91, v. 13, n. 1, p. 57–64, 2008. Disponível em: <<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0.38849104566&doi=10.1065%2F1ca2007.03.314&partnerID=40&md5=0c63beb644fff7df1b33aead954dcd2f>>.

HOU Q, PEI H, HU W et al. Mutual facilitations of food waste treatment, microbial fuel cell bioelectricity generation and *Chlorella vulgaris* lipid production. *Bioresour Technol*, v.203,p.50–55. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.049>.

KAPP, H. 1984 Schlammfäulung Mit Hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 86. Oldenbourg Verlag, München: Munich (Sludge with a High Solids Content, Stuttgart reports for Urban Water Management), v.86, 1984. 300p.

KHANTHONG, K. et al. Synergetic effects of anaerobic co-digestion of food waste and algae on biogas production. *Bioresource Technology*, v. 382, 1 ago. 2023.

KHOLSSI R, MARKS EAN, MIÑÓN J, et al. Biofertilizing Effect of *Chlorella sorokiniana* Suspensions on Wheat Growth. *J Plant Growth Regul* [Internet]. v.38, p.644–649, 2019. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s00344-018-9879-7>.

KIM MJ, SHIM CK, KIM YK, et al. Effect of biostimulator *Chlorella fusca* on improving growth and qualities of chinese chives and spinach in organic farm. *Plant Pathol J*. 2018;34:567–574.

KIM, J. R.; KIM, J. Y. Feasibility assessment of thermophilic anaerobic digestion process of food waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 18, n. 3, p. 413–418, 1 jul. 2016.

KLAR, A. E.; VILA NOVA, N. A; MARCOS, Z.Z.; CERVÉLLINI, A. Determinação da umidade do solo pelo método das pesagens. *An. Esc. Super. Agric. “Luiz de Queiroz”*, p.14-30. 1966.

KUMAR D, KUMAR M, VERMA P, et al. Microbial Biotechnology: Role of Microbes in Sustainable Agriculture. *Plant Biotechnol Transgenics, Stress Manag Biosaf Issues*. 2018;2:415–460.

KUMAR G, SAHOO D. Effect of seaweed liquid extract on growth and yield of *Triticum aestivum* var. *Pusa Gold*. *J Appl Phycol*. 2011;23:251–255.

LEE RE. Phycology. *Fourth*. Cambridge University Press; 2008.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment TRENDS in Biotechnology. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://tibtech.trends.com0167>>.

LI et al., 2020. Effects of increasing organic loading rates on reactor performance and the methanogenic community in a new pilot upflow solid reactor for continuously processing food waste. *Renewable Energy* 153 (2020) 420-429.

LI, L.; PENG, X.; WANG, X.; WU, D. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresour Technol*. v. 248, p. 20–28, 2018.

LÓPEZ CVG, DEL CARMEN CERÓN GARCÍA M, FERNÁNDEZ FGA, BUSTOS CS, CHISTI Y AND SEVILLA JMF, Protein measurements of microalgal and cyanobacterial biomass. *Bioresour Technol* 101:7587–7591 (2010). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.077>

LORENTZ, J. F. et al. Microalgal biomass as a biofertilizer for pasture cultivation: Plant productivity and chemical composition. *Journal of Cleaner Production*, v. 276, 10 dez. 2020.

LUZ MJ DA S E, FERREIRA GB, BEZERRA JRC. Como Aplicar os Fertilizantes Recomendados em sua Lavouras. 1a. Campina Grande, PB: *EMBRAPA Algodão*. Documentos, 110; 2003.

MAQUBELA MP, MNKENI PNS, ISSA OM, et al. Nostoc cyanobacterial inoculation in South African agricultural soils enhances soil structure, fertility, and maize growth. *Plant Soil*. 2009;315:79–92.

MAQUBELA MP, MNKENI PNS, MUCHAONYERWA P, et al. Effects of cyanobacteria strains selected for their bioconditioning and biofertilization potential on maize dry matter and soil nitrogen status in a South African soil. *Soil Sci Plant Nutr.* 2010;56:552–559.

MARKS EAN, MONTERO O, RAD C. The biostimulating effects of viable microalgal cells applied to a calcareous soil: Increases in bacterial biomass, phosphorus scavenging, and precipitation of carbonates. *Sci Total Environ* [Internet]. v.692, p.784–790. 2019. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.289>.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados contrídidos. Viçosa – MG. Editora UFV. 2017.

MAURYA R, CHOKSHI K, GHOSH T, et al. Lipid extracted microalgal biomass residue as a fertilizer substitute for *Zea mays* L. *Front Plant Sci.* 2016;6:1–10.

MAYOR, Á. et al. Life-cycle assessment and techno-economic evaluation of the value chain in nutrient recovery from wastewater treatment plants for agricultural application. *Science of the Total Environment*, v. 892, 20 set. 2023.

MBOW, C.; ROSENZWEIG, C.; BARIONI, L. G.; BENTON, T. G.; HERRERO, M.; KRISHNAPILLAI, M.; LIWENGA, E.; PRADHAN, P.; RIVERA-FERRE, M. G.; SAPKOTA, T.; TUBIELLO, F. N.; XU, Y. Food Security. In: SHUKLA, P. R. *et al.* (eds.). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.* cap 5, p. 437–550, 2019.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals – Public Works – Parts 1, 2, 3 e 4: 95 nº9, 107-112; nº10, 123-126; nº11, 91-94; nº12, 95-99. 1964.

MCCARTY, P.L., MCKINNEY, R. Salt toxicity in anaerobic digestion. *J. Water Pollut. Control Fed.* 33, 399–415. 1961.

METTING B. The Botanical review: The systematics and ecology of the soil algae. R A Plant/Soil, Inc, *New York Bot Gard.*v.47, p.195–312. 1981.

MÓGOR ÁF, ÖRDÖG V, LIMA GPP, et al. Biostimulant properties of cyanobacterial hydrolysate related to polyamines. *J Appl Phycol.*v.30,p. 453–460, 2018.

MORALES-POLO, C.; DEL MAR CLEDERA-CASTRO, M.; MORATILLA SORIA, B. Y. Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to its Perspectives. *Applied Sciences.* v. 8, n. 1804, 2018.

MULBRY W, KRONDRAD S, PIZZARO C. Biofertilizers from Algal Treatment of Dairy and Swine Manure Effluents. *J Veg Sci.* 2007;12 (4):107–125.

MULBRY W, WESTHEAD EK, PIZARRO C, et al. Recycling of manure nutrients: Use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. *Bioresour Technol.* 2005;96:451–458.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology.* v. 118, p. 210–218, 2012.

NAGY PT, PINTÉR T. Effects of Foliar Biofertilizer Sprays on Nutrient Uptake, Yield, and Quality Parameters of Blaufrankish (*Vitis vinifera* L.) Grapes. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2015;46:219–227.

NÁTHIA-NEVES, G.; BERNI, M.; DRAGONE, G.; MUSSATTO, S. I.; FERSTER-CARNEIRO, T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recent developments. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14 p., 2018.

NAYAK, M.; SWAIN, D. K.; SEN, R. Strategic valorization of de-oiled microalgal biomass waste as biofertilizer for sustainable and improved agriculture of rice (*Oryza sativa* L.) crop. *Science of the Total Environment*, v. 682, p. 475–484, 10 set. 2019.

ODEGARD IYR, VAN DER VOET E. The future of food - Scenarios and the effect on natural resource use in agriculture in 2050. *Ecol Econ* [Internet]. v.97, p.51–59, 2014. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.10.005>.

ONU – Organização das Nações Unidas. *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável*. 2021. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/>. Acesso em: janeiro de 2022.

PARANJPE, A.; SAXENA, S.; JAIN, P. A Review on Performance Improvement of Anaerobic Digestion Using Co-Digestion of Food Waste and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Management* Academic Press, 15 jul. 2023.

PASSOS, F. et al. Pretreatment of microalgae to improve biogas production: A review. *Bioresource Technology*, v. 172, n. September 2014, p. 403–412, 2014.

PEREIRA, A. S. A. DE P. et al. Organomineral fertilizers pastilles from microalgae grown in wastewater: Ammonia volatilization and plant growth. *Science of the Total Environment*, v. 779, 20 jul. 2021.

PERIN G, YUNUS IS, VALTON M, et al. Sunlight-driven recycling to increase nutrient use-efficiency in agriculture. *Algal Res.*v.41. 2019.

PINTO, M. P. M. et al. Co-digestion of coffee residues and sugarcane vinasse for biohythane generation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 1, p. 146–155, 1 fev. 2018.

PRAMANIK, S.K.; SUJA, F.B.; ZAIN, S.M.; PRAMANIK, B.K. The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. *Bioresource Bioresource Technology Reports*. v. 8 (2019) 100310.

PRASANNA R, JAISWAL P, SINGH Y V., et al. Influence of biofertilizers and organic amendments on nitrogenase activity and phototrophic biomass of soil under wheat. *Acta Agron Hungarica*. v.56, p.149–159. 2008.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 16, n. 1, p. 861–877, 2012.

REN, Y.; YU, M.; WU, C.; WANG, Q.; GAO, M.; HUANG, Q. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*. v. 247, p. 1069–1076, 2018.

RENUKA N, GULDHE A, PRASANNA R, et al. Microalgae as multi-functional options in modern agriculture: current trends, prospects and challenges. *Biotechnol Adv [Internet]*. 2018; 36:1255–1273. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.04.004>.

RENUKA N, PRASANNA R, SOOD A, et al. Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. *Environ Sci Pollut Res*.v.23, p.6608–6620, 2016.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÕES, P. T.; ALVAREZ V, V.H. RECOMENDAÇÕES PARA O USO DE CORRETIVOS E FERTILIZANTES EM MINAS GERAIS (5ª APROXIMAÇÃO). Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, MG, 1999.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high- strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.

ROCHA, D. N.; MARTINS, M.A.; SOARES, J.; VAZ, M. G. M. V.; LEITE, M. O.; COVELL, L.; MENDES, L. B. B. Combination of trace elements and salt stress in differnt cultivation modes omproves the lipid productivity of *Scenedesmus spp*. *Bioresource Techonology*. v.289. 2019.

ROY, P. et al. A Review on the Challenges and Choices for Food Waste Valorization: Environmental and Economic Impacts. ACS Environmental AuAmerican Chemical Society, , 15 mar. 2023.

SAADAQUI I, SEDKY R, RASHEED R, et al. Assessment of the algae-based biofertilizer influence on date palm (*Phoenix dactylifera L.*) cultivation. *J Appl Phycol*. v.31,p.457–463. 2019.

SAFINAZ AF, RAGAA AH. Effect of some red marine algae as biofertilizers on growth of maize (*zea mayz* L.) plants. *Int Food Res J.* v.20,p.1629–1632, 2013.

SANTOS FM, PIRES JCM. Nutrient recovery from wastewaters by microalgae and its potential application as bio-char. *Bioresour Technol* [Internet]. v.267,p.725–731, 2018. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.119>.

SCANO, E. A. et al. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. *Energy Conversion and Management*, v. 77, p. 22–30, 2014.

SCHREIBER C, SCHIEDUNG H, HARRISON L, et al. Evaluating potential of green alga *Chlorella vulgaris* to accumulate phosphorus and to fertilize nutrient-poor soil substrates for crop plants. *J Appl Phycol.* 2018;30:2827–2836.

SCHWARTZ, G.; VAN OLST, J. C.; BRUNE, D. E. Co-Digestion of Food Waste and Algae Biomass for Biogas Production. *Applied Engineering in Agriculture.* v. 31, n. 6, p. 841–846, 2015.

SFEZ, S. et al. Environmental sustainability assessment of a microalgae raceway pond treating aquaculture wastewater: From up-scaling to system integration. *Bioresource Technology*, v. 190, p. 321–331, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.088>>.

SHARMA, P. et al. Food waste digestate as biofertilizer and their direct applications in agriculture. *Bioresource Technology Reports*, v. 23, 1 set. 2023.

SHIN DY, CHO HU, UTOMO JC et al. Biodiesel production from *Scenedesmus bijuga* grown in anaerobically digested food wastewater effluent. *Bioresour Technol* v.184, p.215–221, 2015.

SHRESTHA, S. et al. Recent advances in co-digestion conjugates for anaerobic digestion of food waste. *Journal of Environmental Management*, v. 345, 1 nov. 2023.

SIALVE, B.; BERNET, N.; BERNARD, O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgae biodiesel sustainable. *Biotechnology Advances*, v. 27, n. 4, p. 409–416, 2009.

SILVA ACM DA, OLIVEIRA AN DE, SANTOS AC DOS, et al. Biofertilizantes e Entraves na Legislação Brasileira. *7º Congr da Rede Bras Tecnol e Inovação Biodiesel*. p. 846–847, 2019.

SOLÉ-BUNDÓ, M.; CUCINA, M.; FOLCH, M.; TÀPIAS, J.; GIGLIOTTI, G.; GARFÍ, M.; FERRER, I. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. *Science of the Total Environment*. v.586, p-1-9. 2017.

TARAKHOVSKAYA ER, MASLOV YI, SHISHOVA MF. Phytohormones in algae. *Russ J Plant Physiol*. v.54, p.163–170, 2007.

TEGLIA, C.; TREMIER, A.; MARTEL, J. L. Characterization of solid digestates: Part 1, review of existing indicators to assess solid digestates agricultural use. *Waste and Biomass Valorization*, fev. 2011a.

TEGLIA, C.; TREMIER, A.; MARTEL, J. L. Characterization of solid digestates: Part 2, assessment of the quality and suitability for composting of six digested products. *Waste and Biomass Valorization*, v. 2, n. 2, p. 113–126, maio 2011b.

TILMAN D, CASSMAN KG, MATSON PA, et al. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. v.418, p.671–677, 2002.

TORRES-FRANCO A.F.; FIGUEREDO, C.C.; BARROS, L.; GÜCKER, B.; BOËCHAT, I.G. ; MUÑOZ, R.; MOTA, C. R. Assessment of a deep, LED-enhanced high-rate algal pond for the treatment of digestate. *Algal Research*. v.59,p.1-13. 2021.

TORRES-FRANCO, A. F.; ARAÚJO, S. E.; PASSOS, F.; CHERNICHARO, C. A. L.; MOTA FILHO, C. R.; FIGUEREDO, C. Treatment of food waste digestate using microalgae-based systems with low-intensity light-emitting diodes. *Water Science and Technology*. v. 78, p. 225–234, 2018.

TORRES-FRANCO, A. F.; PASSOS, F.; FIGUEREDO, C.; MOTA, C. R.; MUÑOZ, R. Current advances in microalgae-based treatment of high-strength wastewaters: challenges and opportunities to enhance wastewater treatment performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. v. 20, p. 209–235, 2020.

UGGETTI, E.; SIALVE, B.; TRABLY, E.; STEYER, J.-P. Integrating microalgae production with anaerobic digestion: a biorefinery approach. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*. v. 8, p. 516–529, 2014.

UNEP – United Nations Environment Programme. *Food Waste Index Report 2021*. Nairobi, 2021.

VAN HAANDEL A.C, LENTTINGA G. *Anaerobic sewage treatment – A manual for hot climate regions*. 1<sup>st</sup> ed. Brazil: campina Grande: Federal University of Paraíba; 1994.

VASSALLE, L.; DÍEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A.T.R; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C.R.; PASSOS, F. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: co-digestion for improving biogas production, *Bioresour. Technol.* v. 300, p. 122677. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122677>.

VELÁSQUEZ PIÑAS, J. A. et al. Technical assessment of mono-digestion and co-digestion systems for the production of biogas from anaerobic digestion in Brazil. *Renewable Energy*, v. 6(11), p. 447–458, 1 mar. 2018.

WAINAINA, S. et al. Anaerobic digestion of food waste to volatile fatty acids and hydrogen at high organic loading rates in immersed membrane bioreactors. *Renewable Energy*, v. 152, p. 1140–1148, 1 jun. 2020.

WANG Y, LI YQ, LV K, et al. Soil microalgae modulate grain arsenic accumulation by reducing dimethylarsinic acid and enhancing nutrient uptake in rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Soil*. 2018;430:99–111.

WANG, L., SHEN, F., YUAN, H., ZOU, D., LIU, Y., ZHU, B., LI, X. Anaerobic codigestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: lab-scale and pilot-scale studies. *Waste Manag.* v.34, p.2627-2633. 2014.

WANG, Y. et al. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, n. 5, p. 848–853, maio 2009.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. *Bioresource Technology*. v. 145, p. 10–16, 2013a.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*. v. 129, p. 170–176, 2013b.

ZHANG, H.; QI, H.; ZHANG, Y.; RAN, D.; WU, L.Q; WANG, H.; ZENG, R. J.; Effects of sewage sludge pretreatment methods on its use in agricultural applications. *Journal of Hazardous Materials*. v.428, p.1-10.2022.

ZHANG, L.; LI, F.; KUROKI, A.; LOH, K.-C.; WANG, C.-H.; DAI, Y.; TONG, Y. W. Methane yield enhancement of mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of algal biomass and food waste using algal biochar: Semi-continuous operation and microbial community analysis. *Bioresource Technology*. v. 302, n. 122892, 2020.

ZHANG, L.; OUYANG, W.; LIA, A. Essential Role of Trace Elements in Continuous Anaerobic Digestion of Food Waste. *Procedia Environmental Sciences*, v. 16, p. 102–111, 2012.

ZHAO, M.-X.; RUAN, W.-Q. Biogas performance from co-digestion of Taihu algae and kitchen wastes. *Energy Conversion and Management*. v. 75, p. 21–24, 2013.

ZHEN, G.; LU, X.; KOBAYASHI, T.; KURMAR, G.; XU, K. Anaerobic co-digestion on improving methane production from mixed microalgae (*Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp.) and food waste: kinetic modelling and synergistic impact evaluation. *Chemical Engineering Journal*. v. 299, p. 332–341, 2016.

ZHOU; M.; YAN, B.; WONG, J.W.C.; ZHANG, Y. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. *Bioresource Technology*. v.248, p. 68–78, 2018.

## APÊNDICE A - Artigos publicados

Apêndice A1 – Primeira página do artigo publicado na revista *Science of the Total Environment*



### The effects of microalgae use as a biofertilizer on soil and plant before and after its anaerobic (co-)digestion with food waste

Iacy Maria Pereira Castro<sup>a,b</sup>, André Rosa<sup>c</sup>, Allison Borges<sup>c</sup>, Fernando Cunha<sup>c</sup>, Fabiana Passos<sup>a,b,\*</sup>

<sup>a</sup> Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Av. Antônio Carlos 6627, Campus Pampulha, 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil

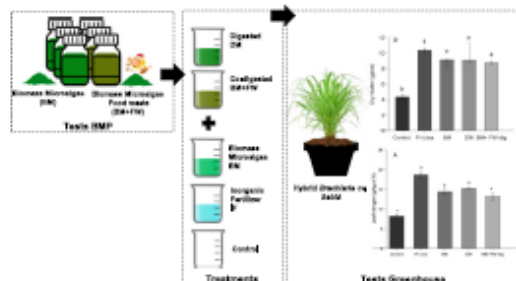
<sup>b</sup> Group of Environmental Engineering and Microbiology, Department Civil and Environmental Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya, c/ Jordi Girona 1-3, Barcelona 08034, Spain

<sup>c</sup> Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário, 36570-900 Viçosa, MG, Brazil

#### HIGHLIGHTS

- Fresh and (co)digested microalgae were evaluated as biofertilizer in forage grass.
- Application of digested biomass increased soil content of organic matter, N and P.
- Dry matter productivity was similar among biofertilizers and inorganic fertilizer.

#### GRAPHICAL ABSTRACT



#### ARTICLE INFO

Editor: Abasiðflok Mark Ibelwe

**Keywords:**  
Circular economy  
Digestate  
Food waste  
Microalgal biomass  
Sustainable agriculture  
Waste treatment

#### ABSTRACT

The increase in food waste generation has resulted in significant challenges for its sustainable management. Anaerobic digestion coupled with microalgae-based ponds for digestate treatment can be used as a low-cost eco-friendly technology approach. In this case, microalgal biomass harvested from the ponds may be valorized into bioenergy (biogas) and soil conditioner and/or biofertilizers. The aim of the present study was to evaluate the microalgal biomass produced from a food waste digestate treatment ponds as agricultural fertilizer. For this purpose, microalgal biomass was tested before and after anaerobic digestion and co-digestion with food waste, exploring its potential for valorization. The inorganic fertilizer urea and soil with no fertilization were also used as treatments. The experimental design consisted of applying the treatments in pots cultivated with hybrid grass *Brachiaria cv. Sabiá* and distributed in randomized blocks in a controlled greenhouse. Microalgal biomass was mainly composed by *Scenedesmus* sp.. The assessed parameters showed comparable results on plant growth (i.e. number of tillers, fresh and dry matter and Chlorophyll content index) for fresh and digested microalgal biomass and inorganic fertilizer. Furthermore, it was observed that fresh microalgae provided the highest Phosphorus

\* Corresponding author at: Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Av. Antônio Carlos 6627, Campus Pampulha, 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil.

E-mail address: [fabiana.passos@upc.edu](mailto:fabiana.passos@upc.edu) (F. Passos).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173301>

Received 26 January 2024; Received in revised form 13 May 2024; Accepted 14 May 2024

Available online 15 May 2024

0048-9697/© 2024 Published by Elsevier B.V.

Apêndice AII – Primeira página do artigo publicado na revista *Algal Research*

Algal Research 86 (2025) 103947



Contents lists available at ScienceDirect

Algal Research

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/algal](http://www.elsevier.com/locate/algal)

## Long-term assessment of anaerobic co-digestion of food waste and microalgae: Process stabilization, methane yield and agronomic properties of digestate<sup>☆</sup>

Iacy Maria Pereira de Castro<sup>a</sup>, Thiago de Alencar Neves<sup>a</sup>, André Pereira Rosa<sup>c</sup>,  
Fernando França da Cunha<sup>c</sup>, Fabiana Passos<sup>a,b,\*</sup>

<sup>a</sup> Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Av. Antônio Carlos 6627, Campus Pampulha, 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil

<sup>b</sup> Group of Environmental Engineering and Microbiology, Department Civil and Environmental Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, c/ Jordi Girona 1-3, Barcelona 08034, Spain

<sup>c</sup> Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário, 36570-900 Viçosa, MG, Brazil

## ARTICLE INFO

**Keywords:**  
Anaerobic digestion  
Biofertilizer  
Biogas  
Microalgal biomass  
Resource recovery  
VFA

## ABSTRACT

This study aimed at assessing the anaerobic co-digestion of food waste and microalgal biomass. Microalgae were harvested from an open treatment pond used for digestate treatment. For that, two continuous laboratory-scale reactors were operated over 200 days at ambient temperature. Results obtained showed that the reactor fed with a 75:25 mixture of food waste and microalgae (based on volatile solids) improved process stability, overcoming volatile fatty acid accumulation and pH drop, compared to mono-digestion of food waste. Consequently, co-digestion increased methane yield in 20–32 % (0.22 L CH<sub>4</sub>/g VS). Moreover, the agronomic assessment revealed that digestates exhibited potential for use as a biofertilizer, i.e. adequate organic matter and nutrient contents heavy metals concentrations below limits established by different regulations (i.e., Zn, Ni, Cr, and Cu). These findings indicate that the anaerobic co-digestion of food waste and microalgae may offer potential for biomass valorisation in a circular approach, generating bioenergy and biofertilizer.

## 1. Introduction

The rapid development of the global economy, coupled with population growth over the last few decades, has led to significant quantities of food waste, approximately 1.6 billion tons per year [1]. Moreover, due to the characteristics of this residue, such as high humidity and organic content, disposal in landfills results in high levels of greenhouse gas emissions, while thermal treatments, such as incineration, are energy-intensive and contribute to air pollution [2]. In contrast, biological technologies, specifically anaerobic digestion, are an alternative for stabilizing food waste, while producing bioenergy using generated biogas and biofertilizer or soil conditioner from digested material [2,3]. Nonetheless, achieving optimal degradation performance depends on the chemical composition of the biomass, with food waste often exhibiting imbalanced macro and micronutrient content (e.g., low C/N ratio

and deficiencies in Co, Mo, Ni, and Fe), low alkalinity levels, and a lack of diverse bacteria [4–6]. Moreover, its fast biodegradability can lead to the accumulation of intermediate volatile fatty acids (VFA<sub>s</sub>), resulting in a decrease in pH and a reduction in methane conversion during the final stages of the degradation process [7].

In fact, many publications have assessed mono-digestion of food waste and some have proposed anaerobic co-digestion with complementary substrates to overcome these limitations and boost process performance [8–11]. Indeed, co-digestion is a simple, cost-effective co-treatment technique that allows several benefits, for instance: i) enhanced process stability, ii) mitigation of inhibitory compounds, iii) nutrient equilibrium, iv) attainment of optimal moisture levels (solid to liquid ratio), v) synergistic interactions among microorganisms, and vi) financial benefits derived from shared infrastructure and costs [11]. In this context, microalgal biomass can represent a potential co-substrate

<sup>☆</sup> This article is part of a special issue entitled: 'VSI: ABE-HVU(BEE)' published in Algal Research.

\* Corresponding author at: Group of Environmental Engineering and Microbiology, Department Civil and Environmental Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, c/ Jordi Girona 1-3, Barcelona 08034, Spain.

E-mail address: [fabiana.passos@upc.edu](mailto:fabiana.passos@upc.edu) (F. Passos).

<https://doi.org/10.1016/j.algal.2025.103947>

Received 4 April 2024; Received in revised form 24 January 2025; Accepted 3 February 2025

Available online 4 February 2025

2211-9264/© 2025 Elsevier B.V. All rights reserved, including those for text and data mining, AI training, and similar technologies.

Apêndice All – Primeira página do artigo publicado na revista *Bioresource Technology*

Bioresource Technology 424 (2025) 132230



Contents lists available at ScienceDirect

Bioresource Technology

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/biortech](http://www.elsevier.com/locate/biortech)



Environmental and economic benefits of using microalgae grown in wastewater as biofertilizer for lettuce cultivation<sup>☆</sup>

Ana Álvarez-González<sup>a,1</sup>, Iacy M.P. Castro<sup>b,1</sup>, Antonio Ortiz<sup>a,c</sup>, Rubén Díez-Montero<sup>c</sup>, Fabiana Passos<sup>a,b,\*</sup>, Marianna Garfi<sup>a</sup>, Enrica Uggetti<sup>a</sup>

<sup>a</sup> GEMMA-Group of Environmental Engineering and Microbiology, Department of Civil and Environmental Engineering, Universitat Politècnica de Catalunya-BarcelonaTech, C/Jordi Girona 1-3, Building D1, E-08034 Barcelona, Spain

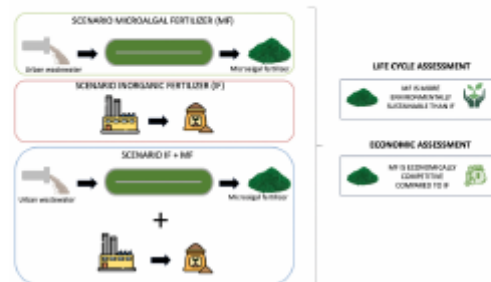
<sup>b</sup> Department of Sanitary and Environmental Engineering, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Av. Antônio Carlos, 6627 Belo Horizonte, MG, Brazil

<sup>c</sup> GIA-Group of Environmental Engineering, Department of Water and Environmental Sciences and Technologies, Universidad de Cantabria, Av Los Castros, 44, 39005 Santander, Spain

HIGHLIGHTS

- Microalgae and inorganic fertilizers were compared for lettuce crop cultivation.
- LCA of microalgae-based fertilizer grown in wastewater showed the lowest impacts.
- Highest impact was due to construction of storage tanks used for irrigation.
- Similar costs showed that microalgae is an economically competitive alternative.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

**Keywords:**  
 Biofertilizer  
 Life cycle assessment  
 Microalgae  
 Resource recovery  
 Economic analysis

ABSTRACT

Mineral fertilizers play a significant role in environmental pollution of soil and water bodies, prompting the scientific community to search for more sustainable alternatives. However, environmentally-friendly organic options use to be more expensive. The objective of this study was to assess the potential environmental and economic impacts of biofertilizer from microalgae grown in wastewater, in a circular economy approach. To achieve this, a Life Cycle Assessment (LCA) was conducted to compare three scenarios: (i) lettuce cultivation using microalgae grown in wastewater as a biofertilizer; (ii) lettuce cultivation using mineral fertilizer and; (iii) lettuce cultivation using a combination of microalgae and mineral fertilizer. All scenarios considered the following steps: fertilizer production, transportation, fertilizer application. The scenario involving the wastewater grown microalgae reported better results in 10 out of 11 impact categories. Specifically, microalgae fertilizer only reported higher values for freshwater eutrophication, which could be reduced by improving the nutrients removal efficiency of the wastewater treatment facility. Moreover, an economic assessment was carried

<sup>☆</sup> This article is part of a special issue entitled: 'PHOTOREFINERIES 2024' published in Bioresource Technology.

\* Corresponding author.

E-mail address: [fabiana.passos@upc.edu](mailto:fabiana.passos@upc.edu) (F. Passos).

<sup>1</sup> These authors contributed equally to this work.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132230>

Received 3 October 2024; Received in revised form 3 February 2025; Accepted 13 February 2025

Available online 15 February 2025

0960-8524/© 2025 Elsevier Ltd. All rights are reserved, including those for text and data mining, AI training, and similar technologies.