

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LARYANNE NAIARA RODRIGUES

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA MACRÓFITA AQUÁTICA *Hydrilla*
*verticillata***

MEDIANEIRA

2023

LARYANNE NAIARA RODRIGUES

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA MACRÓFITA AQUÁTICA *Hydrilla*
*verticillata***

Biogas production from the aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata*

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Fábio Orssatto.

Coorientador: Prof. Dr. Laercio Mantovani Frare.

MEDIANEIRA

2023



Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito e que licenciam as novas criações sob termos idênticos.

FOLHA DE APROVAÇÃO



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Medianeira



LARYANNE NAIARA RODRIGUES

PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA MACRÓFITA AQUÁTICA HYDRILLA VERTICILLATA

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Data de aprovação: 15 de Agosto de 2023

Dr. Fabio Orssatto, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Andreia Cristina Furtado, Doutorado - Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila)

Dr. Eduardo Eyng, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 16/08/2023.

Dedico este trabalho aos meus pais, Hortencio (*in memoriam*) e Elianni, pelo amor e dedicação incondicionais. Também dedico à Sasha (*in memoriam*), minha cachorrinha, por ter me acompanhado ao longo desses últimos 16 anos. A vocês, minha família amada, expresso meu amor e gratidão profunda.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e por conceder-me sabedoria nessa jornada.

Sou imensamente grata à minha mãe, Elianni, pois sem seu amor, suporte emocional e motivacional, esse sonho não seria possível. Essa conquista não é só minha, é nossa.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Fábio Orssatto, e ao meu coorientador, Prof. Dr. Laercio Mantovani Frare, por terem me guiado nessa pesquisa. Ao meu orientador, sou imensamente grata por sua sabedoria, paciência e compreensão.

À Profa. Dra. Andréia Cristina Furtado e ao Prof. Dr. Eduardo Eyng que fizeram parte da banca, agradeço pelos apontamentos para melhoria deste trabalho.

Às alunas de iniciação científica, Mariana Lupo, Larissa Silveira, Eduarda Lourençon e Gabrielly Raffel, sou grata pelo suporte para realização das análises.

Aos colegas do mestrado, agradeço a parceria, troca de conhecimentos e incentivos, especialmente ao Douglas dos Santos e Eduardo Schulz.

Aos parceiros desta pesquisa: Caroline Henn e toda equipe do Refúgio Biológico Bela Vista; e ao frigorífico de suínos em Medianeira-PR, por disponibilizarem o substrato e o inóculo utilizados neste trabalho, o meu muito obrigada!

À Secretaria e À Coordenação do Curso, pela cooperação.

À Biblioteca da UTFPR, pelas orientações.

À CEANMED (Central Analítica Multiusuário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná), Campus Medianeira, agradeço a autorização para realização da análise do biogás por cromatografia gasosa.

A todos que de alguma forma colaboraram para a realização desta pesquisa e que contribuíram para o meu crescimento pessoal e profissional, deixo registrada a minha gratidão.

RESUMO

As atividades humanas geram resíduos poluentes que, quando inadequadamente gerenciados, podem contaminar corpos d'água e contribuir para a proliferação de organismos fotossintetizantes. Entre esses organismos encontra-se a *Hydrilla verticillata*, uma erva daninha aquática de grande importância global e presente na Bacia do Rio Paraná. Nesse contexto, este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o potencial de aproveitamento energético da *Hydrilla verticillata*, utilizando-a na digestão anaeróbia e empregando o lodo digerido de abatedouro de suínos como inóculo. Para determinar o potencial de produção de biogás, foram realizados ensaios para caracterizar o inóculo, os substratos e os digestatos, sendo avaliados os seguintes parâmetros: sólidos totais, fixos e voláteis, nitrogênio total e amoniacal, pH, alcalinidade intermediária e parcial. Os ensaios de potencial bioquímico de metano (PBM) foram realizados em reatores em batelada, utilizando a macrófita desidratada ao sol, com as razões de inóculo:substrato (RIS) de 3:1, 2:1 e 1:1. A celulose microcristalina foi utilizada como controle positivo (RIS 2:1) e os brancos continham apenas o inóculo. A produção de biogás nos RIS foi de $1122,9 \pm 42,4$ mL, $1048,8 \pm 32,7$ mL e $905,2 \pm 19,9$ mL, respectivamente, não havendo diferença significativa entre elas. Os sistemas alcançaram estabilidade em até 42 dias e apresentaram uma produção satisfatória de biogás. Ao longo do teste de PBM, os valores de pH nos ensaios mantiveram-se entre 6,71 e 8,15, próximos à faixa ideal para produção de biogás. Observou-se uma redução de $18,3\% \pm 3,7\%$ na alcalinidade parcial nos brancos, aumentos de $34,9\% \pm 4,0\%$ na celulose e de $138,5\% \pm 33,9\%$ nos RIS. Além disso, houve uma redução da alcalinidade intermediária entre $66,5\%$ e $82,2\%$ nos ensaios. O teor de carbono também apresentou redução de $26,9\% \pm 6,0\%$ nos brancos, $27,1\% \pm 7,5\%$ na celulose e $24,1\% \pm 6,6\%$ nos RIS. Apesar da relação C/N nos substratos ter ficado abaixo da faixa ideal para a digestão anaeróbia, a produção de biogás foi satisfatória, com aumento gradual do teor de metano ao longo do processo. No dia 30, foram obtidos teores de metano de $65,53\% \pm 3,87\%$ nos RIS, $59,40\% \pm 4,50\%$ na celulose e $66,39\% \pm 2,64\%$ nos brancos. Esse estudo demonstrou que a *Hydrilla verticillata* pode ser uma opção promissora para o aproveitamento energético por meio da digestão anaeróbia, contribuindo para a produção de biogás. Além disso, ao utilizar o lodo digerido de abatedouro como inóculo, é possível dar um destino mais adequado a esses rejeitos, evitando impactos negativos ao meio ambiente. Com a crescente demanda por recursos e a necessidade de buscar alternativas mais sustentáveis, o uso de macrófitas aquáticas para produção de biogás se apresenta como uma solução promissora, unindo benefícios ambientais e energéticos.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; bioenergia; erva daninha aquática; aproveitamento energético.

ABSTRACT

Human activities generate polluting waste which, when improperly managed, can contaminate water bodies and contribute to the proliferation of photosynthetic organisms. Among these organisms is *Hydrilla verticillata*, an aquatic weed of significant global importance found in the Paraná River Basin. In this context, this study assessed the potential for the energy utilization of *Hydrilla verticillata* through anaerobic digestion, using digested swine slaughterhouse sludge as inoculum. To determine the potential for biogas production, assays were performed to characterize the inoculum, substrates, and digestates, evaluating the following parameters: total, fixed, and volatile solids, total and ammoniacal nitrogen, pH, intermediate and partial alkalinity. Biochemical methane potential (BMP) assays were carried out in batch reactors using sun-dried macrophytes with inoculum:substrate ratios (ISR) of 3:1, 2:1, and 1:1. Microcrystalline cellulose was used as a positive control (RIS 2:1), and the blanks contained only the inoculum. The biogas production in ISR was 1122.9 ± 42.4 mL, 1048.8 ± 32.7 mL, and 905.2 ± 19.9 mL, respectively, with no significant difference. The systems achieved stability within 42 days and showed satisfactory biogas production. Throughout the BMP test, pH values in the assays remained between 6.71 and 8.15, close to the optimal range for biogas production. A reduction of $18.3\% \pm 3.7\%$ in partial alkalinity was observed in the blanks, while the cellulose assays exhibited increases of $34.9\% \pm 4.0\%$, and the ISR showed an increase of $138.5\% \pm 33.9\%$. Additionally, the assays showed reduced intermediate alkalinity ranging from 66.5% to 82.2%. Carbon content decreased by $26.9\% \pm 6.0\%$ in the blanks, $27.1\% \pm 7.5\%$ in the cellulose assays, and $24.1\% \pm 6.6\%$ in the ISR. Despite the influents' carbon-to-nitrogen (C/N) ratio being below the ideal range for anaerobic digestion, biogas production was satisfactory, with a gradual increase in methane content throughout the process. On day 30, methane content reached $65.53\% \pm 3.87\%$ in the ISR, $59.40\% \pm 4.50\%$ in the cellulose assays, and $66.39\% \pm 2.64\%$ in the blanks. This study demonstrated that *Hydrilla verticillata* could be a promising option for energy utilization through anaerobic digestion, contributing to biogas production. Moreover, employing digested slaughterhouse sludge as inoculum makes it possible to provide a more suitable destination for these wastes, thus avoiding negative environmental impacts. Given the growing demand for resources and the need for more sustainable alternatives, using aquatic macrophytes for biogas production emerges as a promising solution, combining environmental and energy benefits.

Keywords: anaerobic digestion; bioenergy; aquatic weed; energy utilization.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
C/N	Relação Carbono/nitrogênio
CEANMED	Central Analítica Multiusuário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná
DA	Digestão anaeróbia
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NTK	Nitrogênio total de Kjeldahl
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
RIS	Razão inóculo:substrato
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVO GERAL	15
2.1 Objetivos específicos	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 Digestão Anaeróbia	16
3.2 Macrófitas Aquáticas	18
3.2.1 <i>Hydrilla verticillata</i>	19
3.2.2 Macrófitas no Reservatório de Itaipu	20
3.2.3 Impactos negativos de macrófitas invasoras	23
3.2.4 Produção de biogás a partir de macrófitas	24
3.3 Desafios Ambientais no Processamento da Carne	25
3.3.1 Tratamento dos Efluentes de Frigoríficos	26
3.3.2 Efluente de Abatedouro Digerido Anaerobicamente	27
3.3.3 Diversidade microbiana do EADA	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 Coleta do Inóculo e da Biomassa	30
4.1.1 Coleta do inóculo.....	30
4.1.2 Coleta da biomassa vegetal	30
4.2 Análises Físico-químicas	32
4.3 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	32
4.3.1 Composição do biogás	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Análises Preliminares	36
5.2 Monitoramento do pH	38
5.3 Alcalinidade Parcial e Intermediária	39
5.4 Nitrogênio Amoniacal, NTK e Proteína.....	42
5.5 Teor de Carbono e Relação C/N	44
5.6 Sólidos Totais e Voláteis	47
5.7 Teste PBM e Análise do Biogás	49
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
REFERÊNCIAS	55
APÊNDICE A - Análises físico-químicas	61
APÊNDICE B - Análise Estatística	67
APÊNDICE C – Normalização do Biogás	70

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial não apenas aumenta a demanda por alimentos, água e energia, mas também exerce uma pressão significativa sobre os recursos naturais (OECD/FAO, 2020). Essa pressão está associada aos impactos ambientais decorrentes da atividade humana, incluindo o aumento da produção agropecuária e industrial, o que tem impulsionado uma busca crescente por soluções mais sustentáveis.

Esse crescimento na produção traz consigo um desafio ambiental: o aumento na geração de resíduos, incluindo os orgânicos. A gestão e o descarte inadequados desses resíduos podem resultar na contaminação de corpos d'água, promovendo o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas que, por sua vez, resulta em problemas ambientais significativos.

Nesse contexto, a bioenergia se destaca como uma solução viável para mitigar esses impactos ambientais e promover uma produção mais sustentável. A produção de biogás por meio da digestão anaeróbia (DA) de resíduos e efluentes representa uma tecnologia promissora. A DA é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio e permite a decomposição de matéria orgânica, gerando o biogás, uma mistura rica em metano e dióxido de carbono.

Tradicionalmente, essa abordagem tem sido amplamente aplicada a resíduos sólidos municipais, lodos de estações de tratamento de efluentes, bem como resíduos agropecuários e agroindustriais. No entanto, plantas aquáticas têm emergido como uma fonte promissora e inovadora para a produção de bioenergia.

Plantas aquáticas invasoras, como a *Hydrilla verticillata*, podem ser consideradas matérias-primas apropriadas para a produção de biogás, devido ao seu crescimento exponencial, características físico-químicas favoráveis e aos problemas ambientais que podem causar quando não controladas. A *H. verticillata* é uma planta aquática altamente invasora que pode se espalhar rapidamente, causando danos aos ecossistemas locais, reduzindo a biodiversidade e prejudicando a qualidade da água.

Contudo, essa macrófita invasora pode ser transformada de um passivo ambiental em uma oportunidade promissora para abordar múltiplos desafios. A

produção de biogás a partir da biomassa pouco convencional da *Hydrilla verticillata*, representa uma abordagem inovadora e sustentável, sendo possível obter como benefícios: a redução do impacto ambiental de ervas daninhas aquáticas e promover a geração de energia renovável por meio de fontes não agrícolas.

Ao coletá-la e utilizá-la como substrato na digestão anaeróbia, é possível converter a biomassa vegetal em biogás, manejando a biomassa de ervas daninhas aquáticas e gerando energia renovável ao mesmo tempo. Além disso, o processo de DA trata materiais orgânicos complexos, reduz microrganismos patogênicos e produz o digestato, um biofertilizante que pode ser aplicado no uso agrícola.

Essa abordagem pode contribuir significativamente para a sustentabilidade ambiental e energética, ao mesmo tempo em que oferece vantagens em relação às culturas energéticas. Uma vez que a produção de biomassa a partir de macrófitas não entra em competição pelo uso de áreas cultiváveis destinadas à produção de alimentos.

No entanto, essa iniciativa promissora enfrenta desafios significativos, conforme mencionado por ALAM e colaboradores (2021). Isso envolve a variação na composição química da biomassa, incluindo o teor de lignina, o que pode exigir pré-tratamento da biomassa. Além disso, há a necessidade de lidar com inibidores que podem ser formados durante a digestão anaeróbia; otimizar a eficiência da conversão de biomassa em biogás e gerenciar a sazonalidade e a disponibilidade da biomassa, influenciada por fatores ambientais. Superar esses desafios é fundamental para tornar viável o aproveitamento energético da biomassa de macrófitas aquáticas na produção de energia renovável.

Nesse sentido, este trabalho enfrenta o desafio da macrófita invasora no lago de Itaipu e busca aproveitar o digestato produzido em grande quantidade em frigorífico de suínos no Oeste do Paraná. Através da integração desses elementos, almeja-se desenvolver uma abordagem inovadora e sustentável para a produção de biogás. Promovendo não apenas a destinação responsável da biomassa de macrófitas invasoras, mas também o aproveitamento do digestato resultante do tratamento anaeróbio do lodo de frigorífico de suínos, contribuindo assim para a preservação dos ecossistemas aquáticos e a sustentabilidade produtiva.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial da produção de biogás a partir da macrófita aquática *Hydrilla verticillata*, por meio do processo de digestão anaeróbia, utilizando como inóculo o digestato proveniente de frigorífico de suínos.

2.1 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização físico-química do substrato (macrófita aquática) e do inóculo, visando compreender suas propriedades e potenciais para a produção de biogás.
- Avaliar a evolução do tratamento ao longo do processo de digestão anaeróbia.
- Determinar a razão inóculo/substrato que apresenta o maior potencial bioquímico de metano (PBM).
- Analisar o volume e a composição química do biogás produzido a partir da macrófita *Hydrilla verticillata*.
- Avaliar a utilização do digestato de frigorífico de suínos como inóculo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

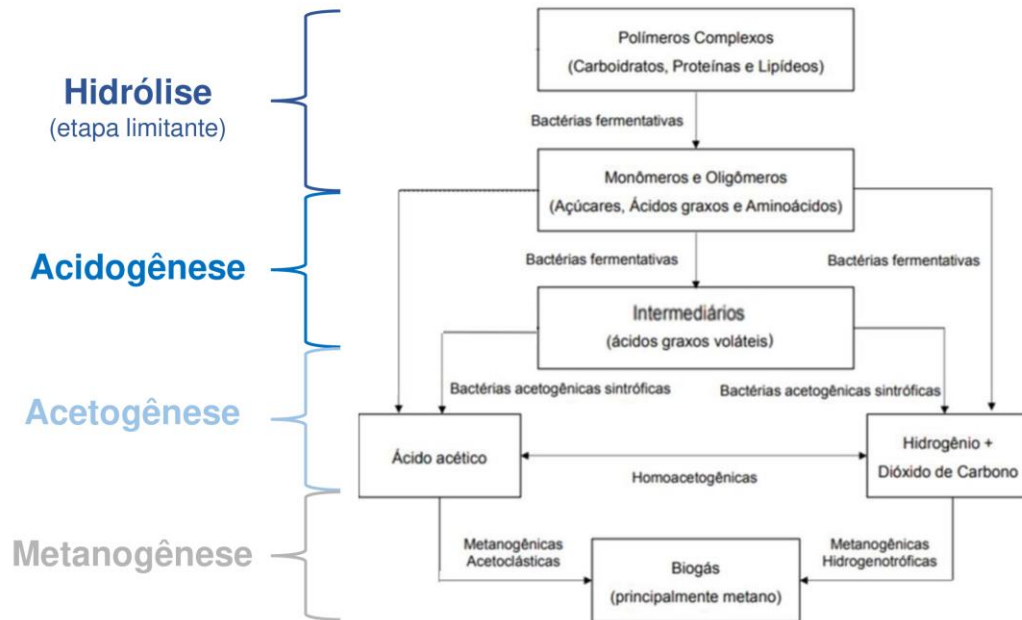
3.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia (DA) é um tratamento biológico de material orgânico que ocorre na ausência de oxigênio. Esse processo promove a reciclagem da matéria orgânica, gerando biofertilizante e biogás. Este consiste em uma mistura gasosa formada principalmente por metano e dióxido de carbono, mas também contém pequenas quantidades de amônia, vapor de água, ácido sulfídrico e hidrogênio (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2022).

Nesse tratamento biológico pode-se utilizar um único substrato (monodigestão) ou adicionado mais de um (codigestão). Além disso, diversos parâmetros influenciam a DA, como a natureza do(s) substrato(s), pH, temperatura, relação C/N, o tipo de biodigestor, entre outros (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2022).

Um fator que afeta diretamente a DA é a adição de um inóculo, que consiste em uma comunidade microbiana já adaptada ao processo. Essa bioaugmentação é capaz de otimizar a hidrólise de polímeros complexos, reduzindo o tempo de retenção hidráulica (ou seja, o tempo necessário para a digestão anaeróbia) e aumentando a produção de metano (TSAPEKOS et al., 2017).

Durante o processo de tratamento anaeróbio, compostos orgânicos são decompostos por diferentes microrganismos, resultado principalmente na produção de CO₂ e CH₄. A DA é dividida em quatro etapas interrelacionadas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme ilustrado na Figura 01.

Figura 01: Etapas da digestão anaeróbia

Fonte: Adaptado de LINS (2017).

A primeira etapa envolve a quebra de polímeros complexos em substâncias mais simples por meio da hidrólise. Na acidogênese, os ácidos graxos, aminoácidos e açúcares (resultantes da hidrólise) são usados como substrato por microrganismos fermentativos, gerando ácidos orgânicos (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2022).

Na etapa de acetogênese, os ácidos orgânicos são convertidos em acetato. Por fim, na metanogênese, ocorre a produção de metano pelas arqueas, que pode ser gerado por diferentes vias metabólicas: através da clivagem do ácido acético (gerando CO_2 e CH_4) ou redução de CO_2 e H_2 , formando CH_4 e H_2O (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2022).

Os sistemas anaeróbios têm diversas vantagens em relação a sistemas aeróbios, tais como: elevada remoção de sólidos (90-95%) e baixa produção de lodo (5-20%). Além disso, requerem menos energia e permitem a recuperação de nutrientes através do uso do digestato. Esses sistemas também têm a capacidade de produzir biogás (HEJNFELT & ANGELIDAKI, 2009; BAŞTABAK & KOÇAR, 2020).

Por sua vez, o digestato é um produto ecologicamente correto, visto que reduz a presença de microrganismos patogênicos em comparação com resíduos orgânicos não tratados. E apresenta diversas aplicações sustentáveis, servindo como biofertilizante, bioproduto no controle biológico de doenças e pragas, substrato no

cultivo hidropônico e no cultivo de algas (BAŞTABAK & KOÇAR, 2020). No entanto, de acordo com estes autores, a viabilidade econômica do digestato está associada à sua qualidade (em termos de conteúdo de macro e micronutrientes) e à sua capacidade de ser transformado em produtos de valor agregado.

3.2 Macrófitas Aquáticas

As macrófitas são organismos que possuem partes fotossintéticas submersas ou flutuantes na água, seja de forma temporária ou permanente (MORMUL et al., 2010). Essas plantas desempenham diversas funções essenciais na estruturação dos ecossistemas de água doce, atuando como abrigo, fonte de alimento e participando da ciclagem e estocagem de nutrientes (FLEMING & DIBBLE, 2015; POMPEO, 2017).

As espécies invasoras não nativas são consideradas uma das principais responsáveis pela perda de biodiversidade (FLEMING & DIBBLE, 2015). Quando macrófitas exóticas são introduzidas em ecossistemas aquáticos, seus efeitos negativos são significativos, pois afetam a integridade e a estrutura funcional desses sistemas. Essas espécies invasoras possuem crescimento e dispersão rápidos, adaptações ecológicas aceleradas e falta de inimigos naturais, o que dificulta o seu controle. A maioria das ervas daninhas aquáticas é composta por espécies exóticas, relacionadas ao comércio internacional e introduzidas para fins ornamentais e paisagísticos (DISSANAYAKA et al., 2023; POVEDA, 2022).

O acúmulo excessivo de matéria orgânica nos corpos d'água, especialmente o aumento de nitrogênio e fósforo provenientes da produção agropecuária e da poluição ambiental, favorece a proliferação de algas e macrófitas aquáticas. Quando as macrófitas morrem, cessa a produção de oxigênio pela fotossíntese e a decomposição do material vegetal consome o oxigênio dissolvido na água. Por sua vez, a menor disponibilidade de oxigênio no ambiente aquático leva à morte de diversos organismos aquáticos. Esse fenômeno causa desequilíbrio no ambiente aquático e gera uma série de impactos ambientais, socioeconômicos e sanitários (DISSANAYAKA et al., 2023; LI et al., 2014).

As ervas daninhas aquáticas apresentam alta taxa de crescimento e produtividade em comparação com culturas terrestres, além de possuírem baixo teor de lignina e serem ricas em celulose e hemicelulose (KAUR et al., 2018). Além disso,

possuem elevado teor de carboidratos (21,8 - 67,3%), proteínas (11,1 - 32,0%), lipídios (2,9 - 17,0%), micro e macronutrientes, despertando um interesse crescente em seu aproveitamento (NASEEM et al., 2021).

Essas plantas não requerem áreas cultiváveis e outros fatores de produção agrícola, sendo capazes de crescer em condições adversas e ultrapassar restrições sazonais, o que permite sua obtenção ao longo do ano. Além disso, por serem ricas em nitrogênio, fósforo e potássio, podem ser utilizadas como fertilizante orgânico após o devido tratamento (KAUR et al., 2018; NASEEM et al., 2021).

As macrófitas aquáticas podem ser facilmente hidrolisadas em açúcares fermentáveis, sendo uma fonte de biocombustível eficiente e econômica em comparação com outras biomassas lignocelulósicas. Por isso, cresce o interesse por pesquisas que exploram o potencial aproveitamento energético como a produção de biogás e biofertilizante a partir de macrófitas invasoras, como a *Hydrilla verticillata* (CHEN et al., 2016; JAIN & KALAMDHAD, 2018).

3.2.1 *Hydrilla verticillata*

A *H. verticillata* é uma macrófita submersa da família *Hydrocharitaceae*, nativa de partes da África, Ásia e Oceania (COOK & LÜÖND, 1982). Esta espécie é resistente a diferentes condições ambientais e pode se recuperar após graves perturbações. Ela possui diferentes formas de reprodução (sexuada e assexuada) e alta taxa de crescimento, sendo encontrada em todos os continentes, exceto na Antártica (CHEN et al., 2016; LUCIO et al., 2019). Pode ser encontrada tanto na forma monoica (flores masculinas e femininas na mesma planta) quanto dioica (flores masculinas e femininas em plantas separadas) (PURCELL et al., 2019).

Essa macrófita é uma importante espécie invasora na bacia do Rio Paraná, com potencial para se espalhar por outras regiões e causar diversos prejuízos (LUCIO et al., 2019). Mesmo em condições adversas, a *H. verticillata* possui uma taxa de crescimento elevada. Estudos indicam que um único tubérculo dessa macrófita pode promover o desenvolvimento de 5.000 m² de novos tubérculos (JAIN & KALAMDHAD, 2018), resultando em uma biomassa significativa, que pode superar 10 toneladas secas.hectare⁻¹.ano⁻¹ (REDDY & DE BUSK, 1985).

A *H. verticillata* apresenta, em base seca, teores de celulose entre 30,17% e 30,98%; hemicelulose entre 24,19% e 24,46%, e lignina entre 12,54% e 15,36% (LU et al., 2015). Devido ao baixo teor de lignina e à sua estrutura flexível (KOBAYASHI et al., 2015), alguns estudos sugerem o aproveitamento da biomassa dessa macrófita para a produção de biogás, tanto como substrato único (CHEN et al., 2016) quanto como cossustrato (KAINTHOLA et al., 2019).

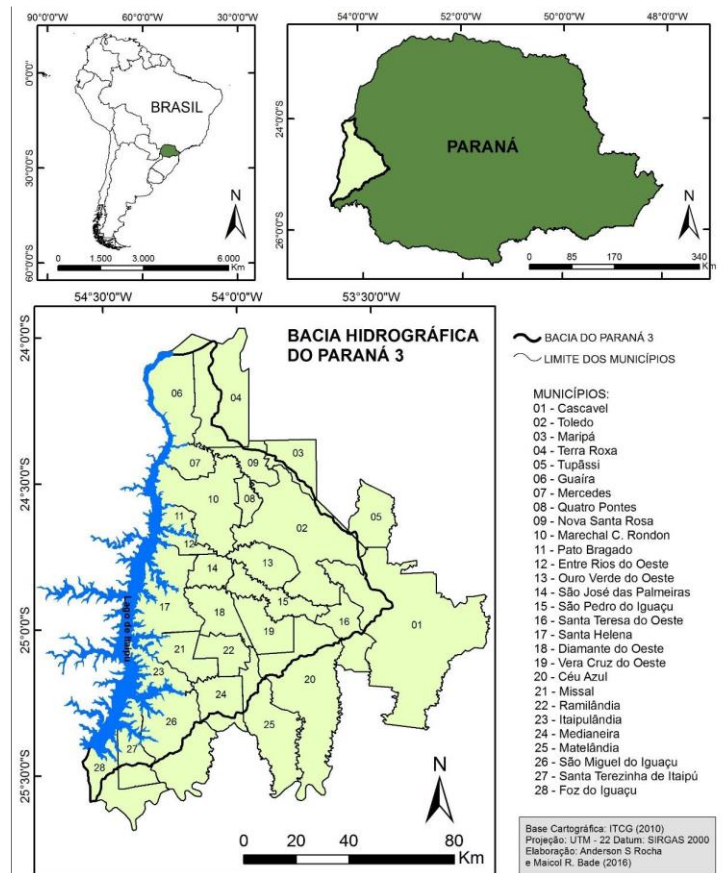
SHAH e colaboradores (2010) encontraram teores de fibra bruta de 13,3% e 17,1% de proteína bruta na *H. verticillata*. Além disso, essa macrófita contém diversos nutrientes como cálcio, ferro, magnésio, potássio, fósforo, nitrogênio, sódio, além de vitaminas A e B1 (JAIN & KALAMDHAD, 2018; LASYAJA et al., 2017). Estes estudos sugerem que o alto valor nutricional da macrófita pode ser aproveitado como condicionador de solo na agricultura, no entanto, o custo continua sendo uma limitação para sua utilização.

Tratamentos de baixo custo como a digestão anaeróbia têm o potencial de viabilizar a utilização de macrófitas aquáticas (JAIN & KALAMDHAD, 2018 e 2019). No entanto, mais pesquisas são necessárias para otimizar o aproveitamento energético e nutritivo da *H. verticillata* de modo a possibilitar a utilização em grande escala (CHEN et al., 2016).

3.2.2 Macrófitas no Reservatório de Itaipu

O Reservatório de Itaipu está localizado na Bacia do Paraná 3 (BP3) e é um dos maiores reservatórios do mundo em termos de geração de energia elétrica (MORMUL et al., 2010). A bacia hidrográfica do Rio Paraná abrange cerca de 8.000 km², e o lado brasileiro inclui parcial ou totalmente 28 municípios do oeste paranaense, além de Mundo Novo-MS, conforme ilustrado na Figura 02 (ROCHA, 2016).

Figura 02: Bacia do Paraná 3



Fonte: ROCHA (2016).

O crescimento urbano, juntamente com o aumento da produção agropecuária, industrial e energética, causa impactos nos fatores bióticos e abióticos do ambiente aquático. O represamento causado pela construção de barragens, o descarte inadequado de esgoto urbano e resíduos agropecuários e agroindustriais, bem como as atividades recreativas e de abastecimento de água doce, são os principais fatores antrópicos que contribuem para o aumento de macrófitas aquáticas e algas na bacia do Rio Paraná (ITAIPU BINACIONAL, 2017; OSÓRIO & RODRIGUES, 2021). Na Fotografia 01, é possível observar a coleta de uma colonização da *H. verticillata* no lago de Itaipu, bem como a estrutura da macrófita coletada.

Fotografia 01: Macrófita *H. verticillata*



Fonte: Autoria própria (2021).

MORMUL e colaboradores (2010) identificaram, no reservatório de Itaipu, 87 táxons de macrófitas, sendo 60 identificados até o nível de espécie. Dessas, 5 eram espécies invasoras. Os autores destacam a *H. verticillata* como uma das macrófitas que requerem maior preocupação devido ao seu potencial de afetar espécies nativas, ocorrer com alta frequência e ocupar grandes áreas marginais do reservatório. Devido ao risco de crescimento excessivo e obstrução de turbinas, é necessário o monitoramento e manejo de macrófitas em reservatórios (MORMUL et al., 2010; POMPÊO, 2017).

De acordo com POMPÊO (2017), a colheita manual e/ou mecanizada é a principal forma de manejo, pois minimiza os impactos ambientais em comparação com os métodos químicos e biológicos de controle de macrófitas, além de possibilitar o aproveitamento da biomassa para obtenção de diversos produtos, como biocombustíveis. No entanto, são necessários mais estudos sobre o aproveitamento energético de plantas aquáticas para superar as limitações da biomassa lignocelulósica e viabilizar sua ampliação em escala (CHEN et al., 2016).

3.2.3 Impactos negativos de macrófitas invasoras em reservatórios

O rápido crescimento de macrófitas invasoras e a decomposição extensiva de sua biomassa vegetal levam à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e à menor penetração de luz. Isso cria um ambiente desfavorável que resulta na morte massiva de espécies de vertebrados e invertebrados. Além disso, ocorrem alterações nas características físico-químicas da água, como mudanças na coloração, odor, pH, entre outros aspectos (POMPÊO, 2017; POVEDA, 2022).

Essas macrófitas invasoras acarretam prejuízos significativos nos aspectos socioambientais e econômicos. Isso inclui problemas como a eutrofização, perda de biodiversidade e danos às diversas finalidades dos reservatórios de água doce, como geração de energia elétrica por meio de hidrelétricas, abastecimento de água, navegação, irrigação, recreação, pesca, entre outros (LUCIO et al., 2019; POMPÊO, 2017).

Estes organismos invasores também têm impactos significativos na saúde pública, uma vez que servem de habitats para insetos transmissores de doenças e cianobactérias que produzem toxinas. Eles interferem no processo de fotossíntese das plantas nativas, resultando em desequilíbrios nos níveis de oxigênio e dióxido de carbono na água. Adicionalmente, esses organismos bloqueiam canais de água, o que pode levar a inundações e erosão do solo, prejudicando a gestão hídrica e reduzindo a disponibilidade de água para fins de captação e irrigação na agricultura (DISSANAYAKA et al., 2023; PURCELL et al., 2019).

A estética dos corpos d'água também é comprometida pela eutrofização e mau cheiro decorrentes do crescimento excessivo de plantas aquáticas. Os danos econômicos são significativos, com custos elevados no manejo e controle desses organismos, bem como na purificação da água (DISSANAYAKA et al., 2023; PURCELL et al., 2019).

Além disso, há impactos negativos no turismo e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos é ameaçada pela perda de biodiversidade e mudanças drásticas nos ecossistemas. Medidas eficazes de controle e gestão são necessárias para preservar a saúde dos ecossistemas aquáticos e a qualidade de vida das comunidades afetadas. Diante disso, a coleta de plantas aquáticas e o aproveitamento

energético dessa biomassa apresenta-se como alternativa viável para a conservação ambiental (DISSANAYAKA et al., 2023; PURCELL et al., 2019).

3.2.4 Produção de biogás a partir de macrófitas

Estudos têm investigado a viabilidade da produção de biogás a partir de diferentes macrófitas aquáticas, incluindo *Eichhornia crassipes* (NUGRAHA et al., 2019), *Typha orientalis* (JIANG et al., 2014), *Hydrilla verticillata* (CHEN et al., 2016), *Salvinia molesta* (MATHEW et al., 2015) e *Cabomba caroliniana* (O'SULLIVAN et al., 2010). Cada uma dessas macrófitas possui características distintas em termos de taxa de crescimento, composição química e potencial de produção de biogás. Na Tabela 01 é possível observar a produção de biogás a partir dessas pesquisas.

Tabela 01: Produção de biogás a partir de macrófitas aquáticas.

Espécie de macrófita	Produção de biogás	Inóculo	TRH
<i>E. crassipes</i>	151,5 mL/g SV	Fluido ruminal	60 dias
<i>Typha orientalis</i>	513,2 mL/g SV	Digestato de granja de suínos	43 dias
<i>Hydrilla verticillata</i>	303,3 mL/g SV	Lodo de reator anaeróbico de dejetos suínos	20 dias
<i>Salvinia molesta</i>	221 mL/g SV	Dejeto de vaca	60 dias
<i>Cabomba Caroliniana</i>	221 mL/g SV	Digestato de águas residuais com resíduos alimentares	28 dias

Fonte: Autoria própria (2023).

A produção de biogás a partir de macrófitas aquáticas apresenta diversas vantagens. Essas plantas representam uma fonte de biomassa renovável e abundante, disponível em diversas regiões. Além disso, a utilização desses organismos na produção de biogás contribui para controlar o seu crescimento excessivo e indesejado em ecossistemas aquáticos (KAUR et al., 2018; PAULO et al., 2021).

No entanto, a produção de biogás a partir de macrófitas aquáticas também enfrenta desafios. Um dos principais desafios é a seleção adequada das espécies de macrófitas e o gerenciamento adequado da biomassa (KAUR et al., 2018). É importante escolher espécies que apresentem um equilíbrio entre uma alta taxa de crescimento e um teor de nutrientes adequado para a produção de biogás. Além disso, a biomassa deve ser coletada e armazenada de maneira eficiente para evitar a perda de energia e a liberação de gases indesejados durante o processo de decomposição (ALAM et al., 2021; KAUR et al., 2018; LI et al., 2014).

A produção de biogás varia de acordo com a espécie e condições do processo de digestão anaeróbia. A escolha da espécie de macrófita dependerá de vários fatores, como a disponibilidade da espécie na região, a taxa de crescimento, a composição química da biomassa e o desempenho na produção de biogás (KAUR et al., 2018; PRIYA et al., 2018).

3.3 Desafios Ambientais no Processamento de Carne

A indústria de processamento de carne desempenha um papel significativo na produção global de alimentos (FAO, 2018). A exemplo disso, a carne suína é uma das mais consumidas no mundo (OECD-FAO, 2021). No entanto, essa atividade gera uma quantidade significativa de efluentes, compostos principalmente por fluidos animais, como sangue, dejetos e urina, além da água utilizada nas instalações da indústria (GHERGHEL; TEODOSIU & DE GISI, 2019; VADIVELLO et al., 2020).

De acordo com estudos de HEJNFELT & ANGELIDAKI (2009), estima-se que aproximadamente 25% do peso total dos animais abatidos não seja aproveitado para alimentação. Além disso, o processo de abate e industrialização de carne suína requer, em média, um consumo de água de 3754 L/kg de carne (DA ROSA et al., 2022). É importante ressaltar que cerca de 24% da água utilizada na indústria de alimentos e bebidas, bem como aproximadamente 29% da água consumida pelo setor agropecuário, são destinados ao processo de abate e industrialização da carne (BUSTILLO-LECOMPTE & MEHRVAR, 2015).

Esses desafios ambientais se intensificam devido ao fato de que os efluentes gerados contêm um alto teor de poluentes orgânicos residuais, microrganismos

patogênicos, produtos químicos, drogas veterinárias e até metais tóxico, podendo contaminar o solo e os recursos hídricos, gerando problemas ambientais, socioeconômicos e sanitários (GHERGHEL, TEODOSIU & DE GISI, 2019; VADIVELLO et al., 2020).

Por esse motivo, diversos tipos de tratamentos são empregados para lidar com esses efluentes e resíduos do processamento de carne, sendo a digestão anaeróbia uma das opções viáveis. No entanto, mesmo após o tratamento, é crucial garantir a destinação apropriada do digestato, assegurando que os benefícios ambientais sejam mantidos e evitando a contaminação do ambiente aquático (GHERGHEL, TEODOSIU & DE GISI, 2019), o que poderia propiciar a proliferação indesejada de plantas aquáticas, como a *Hydrilla verticillata*.

3.3.1 Tratamento dos Efluentes de Frigoríficos

Os métodos de tratamento dos resíduos gerados em frigoríficos podem incluir diferentes etapas, como tratamento preliminar, tratamentos primário, secundário e terciário (BUSTILLO-LECOMPTE & MEHRVAR, 2015). Tratamentos físico-químicos, como floculação e flotação, são utilizados para processar e converter os resíduos em produtos vendáveis, como gordura e farinhas, utilizadas na produção de biodiesel e ração animal, respectivamente (OLIVEIRA et al., 2018; WANG et al., 2017).

No entanto, esse processamento tem impactos ambientais devido ao alto consumo de energia (WANG et al., 2017) e gera subprodutos que requerem tratamentos subsequentes. O lodo químico/primário é um desses subprodutos, caracterizado por um alto teor de proteínas (floculado) e lipídios (flotado), que geralmente é tratado biologicamente (OLIVEIRA et al., 2018).

O tratamento biológico, por meio da digestão anaeróbia, tem se mostrado uma tecnologia viável para reduzir a concentração de compostos orgânicos solúveis nos resíduos de frigorífico (BUSTILLO-LECOMPTE & MEHRVAR, 2015; WANG et al., 2017). No entanto, é necessário realizar mais pesquisas para compreender seu potencial, pois o efluente pode conter substâncias inibitórias, como amônia e acúmulo de ácidos graxos voláteis de cadeia longa, o que pode limitar sua aplicação em escala industrial (SALEHIYOUN et al., 2020).

Uma opção promissora para tratar efluentes de frigorífico é utilizá-los como fonte de nutriente para produção de microalgas (VADIVELLOO et al., 2020) ou em jardins filtrantes de macrófitas (ARAUJO et al., 2016). Esses tratamentos possibilitam a geração de biomassa renovável que pode ser tratada anaerobicamente, gerando bioenergia e biofertilizante.

A combinação dessas biomassas com resíduos e efluentes de frigorífico pode melhorar a estabilidade do processo, diluir compostos inibitórios, aumentar a capacidade de tamponamento, equilibrar a umidade e a relação de macro e micronutrientes, proporcionando um melhor desempenho (ARAUJO et al., 2016; MATOS et al., 2021; VADIVELLOO et al., 2020). No entanto, são necessários estudos adicionais para otimizar a seleção de substratos e proporções de misturas nesses tratamentos biológicos.

3.3.2 Efluente de Abatedouro Digerido Anaerobicamente

O efluente de abatedouro digerido anaerobicamente (EADA) é um subproduto da digestão anaeróbia que contém uma alta carga de microrganismos anaeróbios e uma diversidade de arqueas metanogênicas. Essa composição torna o EADA um potencial inóculo para a produção de biogás (MATOS et al., 2021).

Ao utilizá-lo como inóculo, é possível acelerar o processo de decomposição da matéria orgânica e aumentar a produção de biogás. Essa abordagem oferece benefícios ambientais, como a remoção de nutrientes e a redução de impactos negativos ao meio ambiente, além de proporcionar uma fonte adicional de energia ou fertilizante orgânico (OLIVEIRA et al., 2018; SALEHIYOUN et al., 2020; WANG et al., 2017).

E com a tendência de crescimento do setor do biogás, haverá uma maior produção de digestato, sendo necessário mais técnicas que possibilitem o aproveitamento e valorização desse subproduto da digestão anaeróbia (SÁNCHEZ-QUINTERO et al., 2023).

3.3.3 Diversidade microbiana do EADA

De acordo com SELVARAJAN e colaboradores (2018), a natureza dos substratos determinam a composição e estrutura das comunidades microbianas encontradas nas estações de tratamento de efluentes. O conhecimento sobre a diversidade e dinâmica microbiana permitem aplicar melhores estratégias para recuperação de energia e nutrientes, aliada à biorremediação de poluentes (JABARI et al., 2016; SELVARAJAN et al., 2018).

A diversidade microbiana de efluentes industriais revela um ecossistema complexo, composto por diferentes filos de microrganismos que desempenham papéis fundamentais na digestão anaeróbia (SÁNCHEZ-QUINTERO et al., 2023). Estudos realizados por JABARI e colaboradores (2016) identificaram uma diversidade microbiana significativa no EADA, com 27 filos diferentes e 48 a níveis de espécies, sendo o microrganismo *Kosmotoga spp.* o mais abundante (representando 9.37% do total).

Os cinco filos mais comuns encontrados no EADA foram: *Firmicutes* (21,7%), *Proteobacteria* (18,5%), *Bacteroidetes* (11,5%), *Thermotogae* (9,4%), *Euryarchaeota* (8,9%), que juntos representam 70% do total dos microrganismos presentes (JABARI et al., 2016). Essa diversidade microbiana desempenha papéis cruciais nas diferentes etapas da digestão anaeróbia, contribuindo para a degradação de compostos complexos e a produção de metabólitos (SELVARAJAN et al., 2018).

As bactérias gram-positivas, principalmente do filo *Firmicutes* são abundantes no EADA (JABARI et al., 2016; AZIZ et al., 2022). Essas bactérias, juntamente com as bactérias do filo *Bacteroidetes*, são microrganismos fermentadores e desempenham um papel importante na degradação de polímeros complexos, convertendo-os em compostos como acetato, ácidos graxos de cadeia longa, CO₂, formiato e hidrogênio (JABARI et al., 2016; AZIZ et al., 2022).

As bactérias do filo *Proteobacteria*, principalmente as gram-negativas, também foram encontradas no EADA (AZIZ et al., 2022). Esses microrganismos desempenham um papel fundamental nas etapas de hidrólise e acetogênese na DA, além de atuarem na biodegradação de poluentes ambientais, atuando na redução de sulfato, desnitrificação e a nitrificação (JABARI et al., 2016; SELVARAJAN et al., 2018).

Além disso, as cepas fermentativas isoladas do grupo *Firmicutes*, principalmente da espécie *Clostridium*, foram encontradas em EADA (JABARI et al., 2016; AZIZ et al., 2022). Essas bactérias estão envolvidas nas etapas de hidrólise e acidogênese, onde convertem macromoléculas em produtos de fermentação, como ácidos graxos voláteis, hidrogênio e CO₂ (JABARI et al., 2016; AZIZ et al., 2022).

Essas bactérias atuam na conversão de produtos da acidogênese em acetato e hidrogênio durante a fase de acetogênese. O hidrogênio é utilizado pelas arqueas hidrogenotróficas para a produção de metano, enquanto o acetato é convertido por arqueas metanogênicas acetoclásticas em metano (JABARI et al., 2016; SELVARAJAN et al., 2018). As bactérias redutoras de sulfato podem oxidar parte do substrato, usando o sulfato como acceptor de elétrons. Isso pode competir com outros grupos bacterianos, como os metanogênicos (JABARI et al., 2016; MATOS et al., 2021).

Portanto, a escolha do inóculo contribui para a eficiência da bioconversão do substrato em compostos de interesse (LAZUKA et al., 2015). De acordo com HOLLIGER e colaboradores (2016), o inóculo fornece microrganismos para a digestão anaeróbia, além de possuir efeito tamponante e ser uma fonte de vitaminas, oligoelementos, macro e micronutrientes. A adição do inóculo em biodigestores operados em batelada promove a otimização do processo, diminuindo o tempo de digestão e aumentando a quantidade de biogás (HEJNFELT & ANGELIDAKI, 2009).

Pesquisas de diversidade e dinâmica microbiana do EADA indicam potencial atividade enzimática/hidrolítica, podendo ser um inóculo promissor para digestão anaeróbia de diferentes materiais orgânicos (SÁNCHEZ-QUINTERO et al., 2023). No entanto, é necessário avaliar parâmetros operacionais como a razão inóculo:substrato para melhorar a recuperação energética de diferentes matérias orgânicas, tais como a biomassa vegetal de macrófitas aquáticas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta do Inóculo e da Biomassa

4.1.1 Coleta do inóculo

O inóculo utilizado foi o digestato, proveniente do tratamento do lodo de abatedouro digerido anaerobicamente, coletado em um frigorífico de suínos no município de Medianeira, na região Oeste do Paraná. Após a coleta, o inóculo foi aclimatado em temperatura mesofílica, sem alimentação, por um período de sete (7) dias antes dos testes de potencial bioquímico de metano (HOLLIGER, 2016).

4.1.2 Coleta da biomassa vegetal

A coleta das macrófitas aquáticas da espécie *Hydrilla verticillata* ocorreu no reservatório de Itaipu, na bacia do Rio Paraná III, às margens do porto do Refúgio Biológico Bela Vista (coordenadas geográficas Lat. 25° 26' 49.4" S, Log. 54° 32' 58.9" W), conforme ilustrado na Figura 03.

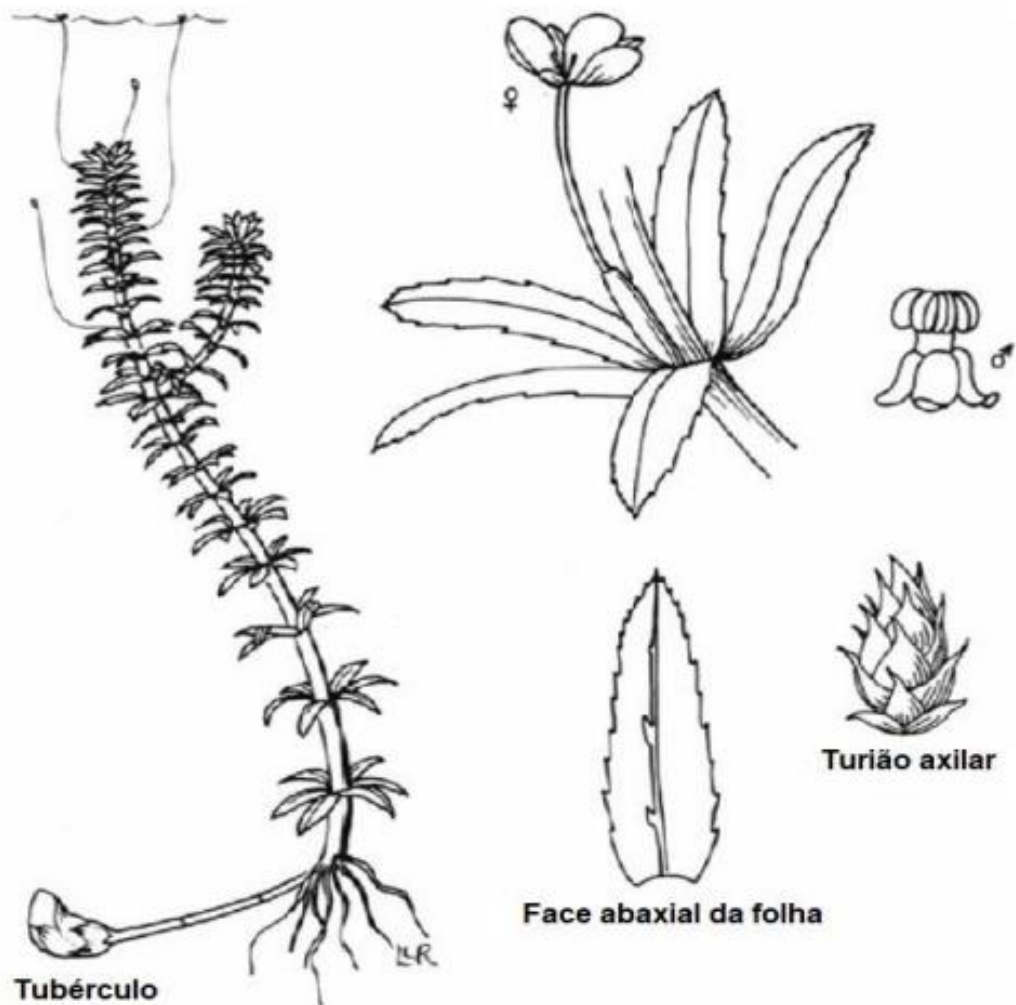
Figura 03 – Porto do Refúgio Biológico Bela Vista



Fonte: Imagens ©2021 CNES / Airbus, Maxar Technologies, dados do mapa ©Google (2021).

As macrófitas coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos. Posteriormente, foi realizada a lavagem em água corrente para retirar os resíduos grosseiros. A identificação da espécie *Hydrilla verticillata* foi feita por meio da caracterização morfológica (GETTYS E ENLOE, 2016), ilustrado na Figura 04.

Figura 04: Morfologia da *Hydrilla verticillata*



Fonte: Adaptado de IFAS, Center for Aquatic Plants and Invasive Plants, University of Florida (1990).

Em seguida, as macrófitas foram desidratadas ao sol e armazenadas em embalagens a vácuo. Antes dos ensaios de potencial bioquímico de metano (PBM), as macrófitas foram trituradas em um liquidificador industrial.

4.2 Análises Físico-químicas

A caracterização físico-química dos substratos, inóculo e digestatos dos ensaios PBM foi realizada conforme os métodos analíticos descritos no Quadro 01.

Quadro 01: Análises físico-químicas dos substratos, inóculo e digestatos.

Parâmetro	Unidade	Método Analítico	Referência
pH	--	4500 H ⁺	APHA (2005)
Sólidos totais (ST)	%	2540 G	APHA (2005)
Sólidos fixos (SF)	% ST	2540 G	APHA (2005)
Sólidos voláteis (SV)	% ST	2540 G	APHA (2005)
Alcalinidade parcial	mg/L de CaCO ₃	2320 B	APHA (2005)
Alcalinidade intermediária	mg/L de CaCO ₃	2320 B	APHA (2005)
Lipídeos	% ST	Extração Soxhlet	CARDOSO et al (2014)
Nitrogênio total Kjeldahl	% ST	Micro-Kjeldahl	ALLEN et al (1974)
Nitrogênio amoniacal	% ST	Micro-Kjeldahl	MEEKER & WAGNER (1933)

Fonte: Autoria própria (2022).

O teor de proteína bruta foi estimado pela multiplicação do teor de NTK pelo fator de conversão de 6,25 (BOYD, 1970). O teor de lipídios foi determinado por extração com aparato de *Soxhlet*, utilizando hexano como solvente, adaptado de CARDOSO e colaboradores (2014). O conteúdo de carbono foi estimado dividindo o teor de sólidos voláteis por 1,83 (JAIN & KALAMDHAD, 2019). As análises físico-químicas foram realizadas em triplicata, para caracterização dos substratos isolados e ao longo dos ensaios.

4.3 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Nos ensaios do PBM, os reatores foram frascos de penicilina com volume de 100 mL, sendo utilizado 60% de volume útil, lacrados com rolha de borracha e lacre

de alumínio. No início das bateladas, foi inserido gás nitrogênio (N₂) por 2 minutos, para garantir um ambiente estritamente anaeróbio. A incubação foi feita em uma câmara BOD, em temperatura mesofílica (37°C ± 1°C), conforme a Fotografia 02:

Fotografia 02: amostras do ensaio PBM.



Fonte: Autoria própria (2022).

A celulose microcristalina com razão inóculo:substrato (RIS) 2:1 foi utilizada como padrão positivo e o inóculo aclimatado como padrão negativo. Foram realizados ensaios de digestão anaeróbia nas razões inóculo:substrato (RIS) de 1:1, 2:1 e 3:1 com base nos sólidos voláteis, conforme expresso na Tabela 02:

Tabela 02: Composição das amostras utilizadas nos ensaios de PBM

Amostra	Inóculo (g)	Macrófita (g)	Celulose microcristalina (g)
RIS 3:1	49,6	0,4	-
RIS 2:1	49,4	0,6	-
RIS 1:1	48,8	1,2	-
Celulose (RIS 2:1)	49,5	-	0,5
Branco 3	49,6	-	-
Branco 2	49,4	-	-
Branco 1	48,8	-	-

Fonte: Autoria própria (2022).

Para aumentar a confiabilidade do experimento e permitir uma cronoanálise físico-química, isto é, a realização de análises físico-químicas ao longo do tempo da batelada, foram realizadas 12 réplicas para cada tratamento (Fotografia 03). Aleatoriamente, foram selecionadas 3 amostras para cada RIS e para cada controle (positivo e branco), a cada 10 dias para análise de pH. Nos dias 0 (inicial), 20 e 42 (final) foram realizadas as seguintes análises: alcalinidade; NTK (nitrogênio total Kjeldahl); nitrogênio amoniacal; sólidos totais, fixos e voláteis.

A análise dos parâmetros físico-químicos nos ensaios de digestão anaeróbia em diferentes momentos é fundamental para monitorar e compreender o processo de decomposição da matéria orgânica. O dia inicial (dia 0) permite obter uma referência das condições iniciais da amostra e verificar se ela está adequada para o início do ensaio. A análise na metade do tempo de retenção hidráulica (dia 20) possibilita verificar o progresso do processo de digestão e identificar eventuais ajustes ou intervenções necessárias para otimizar a produção de biogás. Já a análise ao final dos ensaios (dia 42) é crucial para avaliar o desempenho global da digestão anaeróbia, verificando a eficiência da conversão dos resíduos em biogás e no digestato.

A medição diária de biogás foi realizada por deslocamento de volume de uma seringa de vidro, ao igualar a pressão interna do sistema com a pressão atmosférica, através da aferição de um manômetro digital. Os frascos foram agitados de forma manual diariamente para homogeneizar os substratos. E os ensaios PBM foram encerrados quando o volume diário de biogás foi inferior a 1% do total acumulado (HOLLIGER, 2016).

4.3.1 Composição do biogás

A composição do biogás foi determinada por um cromatógrafo Perkin Elmer – Clarus 68, com detector de condutividade térmica, utilizando uma coluna empacotada e gás hélio como arraste. A rampa de temperatura do cromatógrafo foi programada de 32 a 200°C, com tempo de análise de 2 minutos para determinação do metano e dióxido de carbono produzido no teste de PBM. A cromatografia gasosa foi realizada nos dias 5, 15 e 30 dos ensaios de digestão anaeróbia.

A primeira cromatografia ocorreu no 5º dia, permitindo o ajuste do inóculo ao ambiente de digestão, conforme recomendado por HOSSAIN et al. (2022). A análise da composição do biogás é essencial para acompanhar a evolução do processo de digestão anaeróbia (HOLLIGER et al., 2016), sendo assim, as análises cromatográficas subsequentes foram realizadas a cada 15 dias (DEHGHANI et al., 2015).

A realização da cromatografia gasosa em intervalos regulares durante os ensaios de digestão anaeróbia é uma prática recomendada para monitorar a composição do biogás ao longo do tempo e garantir a eficiência operacional do sistema. Essa abordagem possibilita a identificação precoce de desvios no processo, permitindo realizar ajustes, quando necessário, e otimizar a produção de biogás (DEHGHANI et al., 2015; HOLLIGER et al., 2016).

4.4 Análise Estatística

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para avaliar o efeito das razões de inóculo:substrato e identificar as diferenças significativas entre as medianas de produção de biogás. O pós-teste de Dunn foi aplicado com um nível de significância de 5% para comparação das diferenças, após verificar a ausência de normalidade nos dados utilizando o software Assistat versão 7.7 (SILVA & AZEVEDO, 2016).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises Preliminares

Embora materiais orgânicos possam variar em composição, os resultados das análises físico-químicas da macrófita estão em conformidade com dados encontrados na literatura (CHEN et al., 2016; KAINTHOLA et al., 2019). Por outro lado, o lodo de abatedouro digerido anaerobicamente utilizado como inóculo apresentou teor de sólidos totais inferior ao encontrado na literatura de: 23,7% (BLAZY et al., 2015) e 32,4% (GUIDONI et al., 2021). O elevado teor de matéria orgânica volátil encontrada condiz com a natureza do lodo de abatedouro (BLAZY et al., 2015).

Todos os substratos apresentaram razão SV/ST superior a 0,5, indicando uma maior composição de matéria orgânica e suscetibilidade à degradação biológica (TAKEUCHI et al., 2018; WANG et al., 2017). Os resultados da análise dos sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) dos substratos são apresentados na Tabela 03:

Tabela 03. Análise dos sólidos (totais, fixos e voláteis), em base seca.

Amostra	ST%	SF%	SV%	SV/ST
<i>H. verticillata</i> úmida	11,8 ± 0,5	16,7 ± 2,3	83,3 ± 2,3	7,1
<i>H. verticillata</i> desidratada	90,3 ± 0,3	20,1 ± 0,4	79,9 ± 0,4	0,9
Inóculo	2,3 ± 0,2	22,7 ± 0,2	77,3 ± 0,2	33,6
Celulose microcristalina	95,2 ± 0,1	3,4 ± 0,3	96,6 ± 0,3	1,0

Fonte: Autoria própria (2023).

A secagem ao sol da macrófita apresenta vantagens em comparação ao uso da biomassa fresca. Isso ocorre porque a redução da umidade facilita a preservação da biomassa, possibilitando a redução da sazonalidade. Dessa forma, permite a contínua disponibilidade da macrófita para produção de bioenergia, por meio da digestão anaeróbia (PRIYA et al., 2018). Além disso, a diminuição do volume da macrófita após a desidratação, em comparação com o estado úmido, também facilitou o armazenamento e a manipulação da biomassa para a realização dos testes PBM.

Ainda que a razão SV/ST seja um parâmetro importante, a alta razão não indica uma maior eficiência na produção de biogás, visto que outros parâmetros influenciam no processo de DA, tais como a composição da matéria orgânica, a relação C/N, as condições operacionais, a presença de inibidores ou toxinas, entre outros (TAKEUCHI et al., 2018; WANG et al., 2017). Por esse motivo, os substratos passaram por outras análises físico-químicas conforme demonstrado na Tabela 04.

Tabela 04: Análises físico-químicas *H. verticillata* e inóculo

Amostra	<i>H. verticillata</i>	Inóculo
Lipídios (%)	3,44 ± 1,02	-
C (%)	43,88 ± 0,74	42,22 ± 0,10
NTK (%)	2,60 ± 0,26	4,08 ± 0,06
N amoniacal (%)	0,29 ± 0,04	0,82 ± 0,05
C/N	16,88	10,35
Proteína bruta (%)	16,25 ± 1,60	25,48 ± 0,36

Fonte: Autoria própria (2023).

Esta é uma planta daninha aquática facilmente degradável com alta umidade, baixa relação C/N, além de baixo teor de proteína bruta (CHEN et al. 2016; SHAH et al., 2010; LU et al., 2015). Os valores encontrados nesta pesquisa estão bem próximos dos encontrados na literatura: 3,5% de lipídios e 19,9% de proteína bruta (SHAH et al., 2010); 42,73% de teor de carbono, 2,49% de NTK, relação C/N de 17,16 (LU et al., 2015). De acordo com KAUR e colaboradores (2018), o teor de proteína e de lipídios de macrófitas aquáticas é superior ao de plantas terrestres, demonstrando o potencial em ser convertidas em biocombustíveis, tal como o biogás.

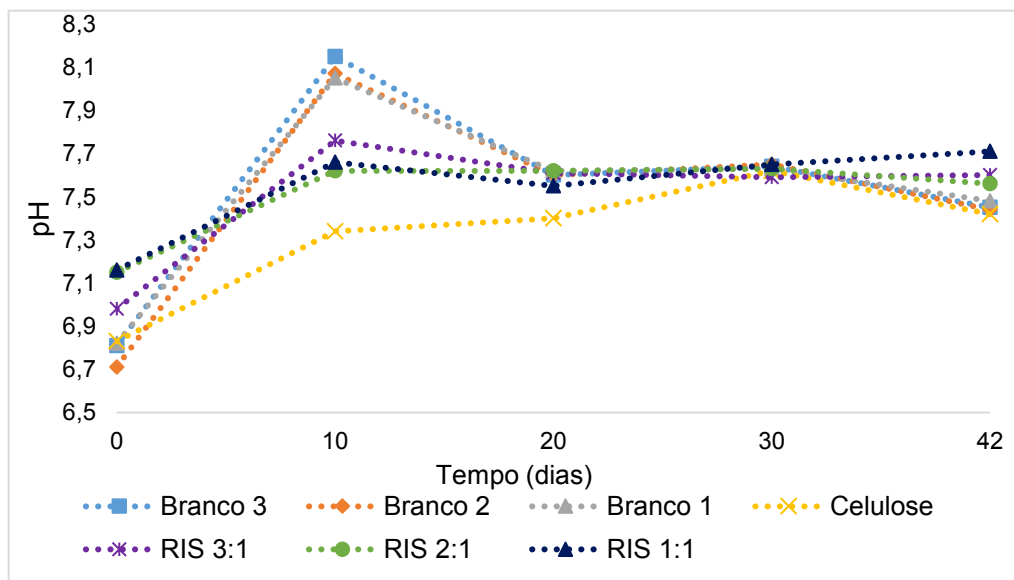
As características físico-químicas do lodo de abatedouro digerido, utilizado como inóculo nesta pesquisa, podem apresentar variações de acordo com: o animal abatido, os processos de produção empregados, as técnicas de tratamento de resíduos, entre outros (BLAZY et al., 2015; MADEIRA et al., 2023).

5.2 Monitoramento do pH

Embora o pH inicial não tenha sido ajustado, todos os ensaios apresentaram valores iniciais apropriados para a digestão anaeróbia. Ao longo do teste de PBM, os valores de pH dos ensaios estiveram entre 6,71 e 8,15, estando próximo à faixa de 6 a 8 indicada para evitar a inibição da metanogênese (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

Conforme mostrado no Gráfico 01, o pH manteve-se relativamente estável e próximo à neutralidade, indicando que a alcalinidade pode ter mantido o sistema em equilíbrio (POTDUKHE et al., 2021).

Gráfico 01: Análise do pH.



Fonte: Autoria própria (2023).

Nos primeiros 10 dias, observou-se um aumento do pH em todos os ensaios. Inicialmente, a faixa de pH variava de 6,70 a 7,16. No entanto, no décimo dia, registrou-se uma faixa de 7,34 a 8,15. Essa elevação indicou a liberação de nitrogênio amoniacal proveniente da degradação das proteínas (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

Entre os dias 10 e 20, houve uma queda no pH em todos os ensaios, com exceção da celulose, que continuou a aumentar até o trigésimo dia. A partir do dia 30, observou-se um aumento no pH nos ensaios RIS 1:1 e 3:1, enquanto nos demais

ensaios houve uma redução, resultando em uma faixa de pH que variou de 7,59 a 7,65 para 7,42 a 7,71, no 42º dia.

Esses resultados evidenciam o impacto do processo de degradação e transformação dos compostos orgânicos nas variações do pH ao longo do tempo nos diferentes ensaios. O pH desempenha um papel crucial na estabilidade dos sistemas anaeróbios, uma vez que valores abaixo de 6,6 inibem a atividade das arqueas metanogênicas, que apresentam um pH ótimo entre 6,7 e 7,5 (KUNZ, STEINMETZ & AMARAL, 2019).

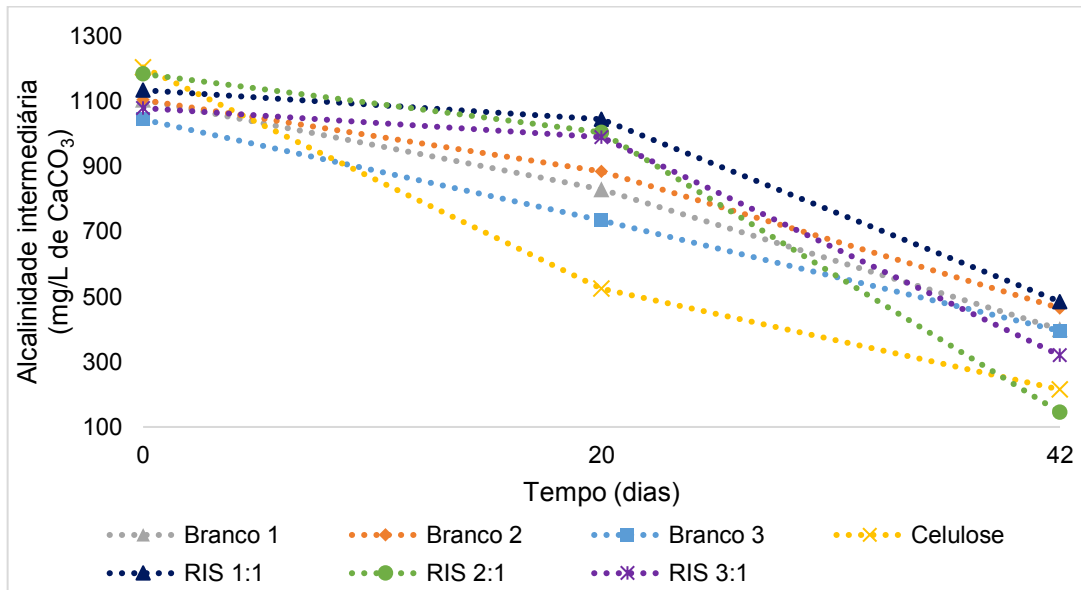
Com base nas condições desses ensaios, não foi necessário adicionar alcalinizantes aos sistemas para corrigir o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e evitar danos à digestão anaeróbia, pois os sistemas permaneceram em equilíbrio, tal como observado por POTDUKHE e colaboradores (2021).

5.3 Alcalinidade Parcial e Intermediária

Apesar do pH ter se mantido estável, é importante realizar análises de alcalinidade para avaliar o poder de tamponamento e o consumo dos ácidos orgânicos gerados na acidogênese (CHERNICHARO, 2007). A alcalinidade intermediária fornece informações sobre a concentração de bicarbonatos (CHERNICHARO, 2007).

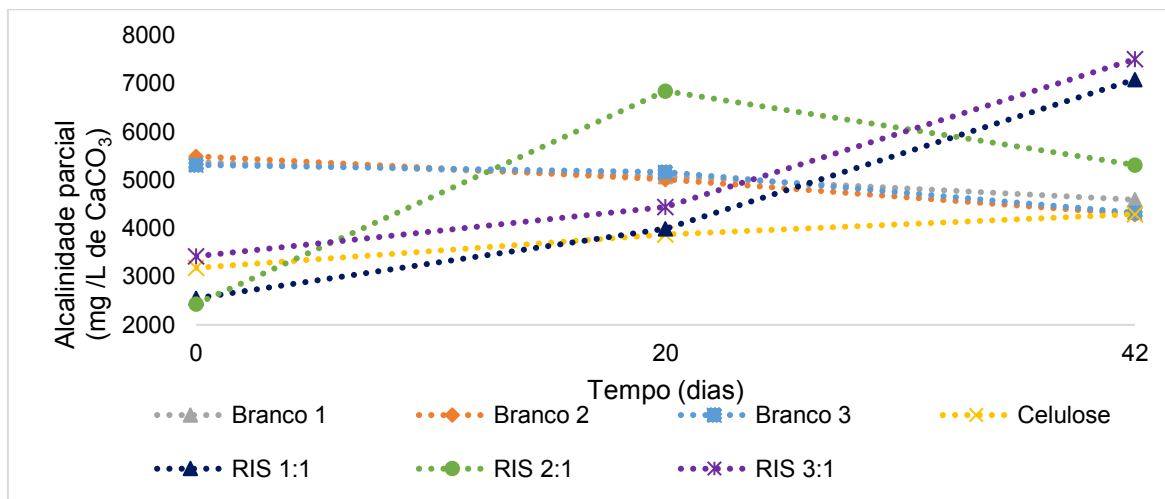
Inicialmente, os valores de alcalinidade intermediária variaram entre 1080 e 1205 mg/L de CaCO₃. No 20º dia, observou-se redução de: 25,4% ± 3,9% nos brancos, 11,9% ± 4,9% nos RIS, enquanto a celulose apresentou redução de 58,3% ± 2,6%.

No último dia, a alcalinidade intermediária ficou entre 145 e 485 mg/L de CaCO₃, com reduções de: 66,5% ± 3,0% nos brancos, 71,8% ± 15,3% nos RIS e 82,2% ± 1,8% na celulose, indicando a capacidade de tamponamento adequada nos experimentos. Os valores encontrados nos ensaios foram superiores aos de digestatos tratados anaerobicamente por codigestão (AKHIAR et al., 2017). O Gráfico 02 ilustra a variação da alcalinidade intermediária ao longo dos 42 dias de retenção hidráulica.

Gráfico 02: Alcalinidade intermediária

Fonte: Autoria própria (2023).

A alcalinidade parcial está diretamente relacionada à capacidade de neutralização dos ácidos voláteis gerados durante à acidogênese do processo de digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007). Durante as análises, verificou-se que os brancos apresentaram uma alcalinidade parcial inicial na faixa de 5310 a 5370 mg/L de CaCO₃, enquanto a celulose registrou um valor médio de 3180 ± 254,6 mg/L. Já os RIS nas proporções 1:1, 2:1 e 3:1 apresentaram, respectivamente, valores médios de 2550 ± 212,1 mg/L, 2430 ± 42,4 mg/L e 3420 ± 84,9 mg/L. O Gráfico 02 ilustra a evolução da alcalinidade parcial nos ensaios.

Gráfico 03: Alcalinidade parcial.

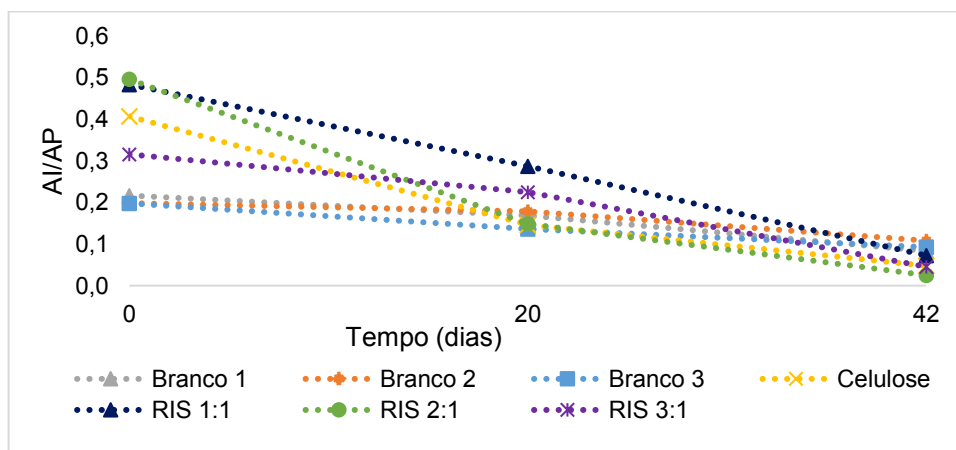
Fonte: Autoria própria (2023).

Nos primeiros 20 dias, observou-se uma redução de $6,5\% \pm 3,1\%$ na alcalinidade parcial nos brancos. Por outro lado, a celulose apresentou um aumento de $21,2\% \pm 0,7\%$ na alcalinidade parcial, os RIS 1:1, 2:1 e 3:1 tiveram aumento de $58,2\% \pm 2,5\%$, $176,5\% \pm 7,0\%$ e $31,6\% \pm 2,5\%$, respectivamente. Esses aumentos indicam a degradação da matéria orgânica dos substratos e a conversão em ácidos orgânicos durante a acidogênese.

Ao comparar os digestatos com os substratos, observou-se uma redução de $18,3\% \pm 3,7\%$ na alcalinidade parcial nos brancos, indicando a diminuição dos ácidos orgânicos ao longo do processo. Já a celulose apresentou um aumento de $34,9\% \pm 4,0\%$ na alcalinidade parcial dos digestatos, enquanto os RIS tiveram um aumento de $138,5\% \pm 33,9\%$. Esses resultados evidenciam a conversão dos ácidos orgânicos durante a digestão anaeróbica, corroborando com os resultados do pH que se mantiveram dentro da faixa de neutralidade ao final do processo.

Foi realizado o cálculo da relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) para avaliar o equilíbrio do processo. De acordo com RIPLEY e colaboradores (1986), valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam instabilidade na digestão anaeróbica. O Gráfico 04 ilustra a variação da relação AI/AP ao longo do processo:

Gráfico 04: Razão AI/AP



Fonte: Autoria própria (2023).

Inicialmente, os valores de AI/AP dos brancos foram de $0,2 \pm 0,2$, da celulose foram de $0,4 \pm 0,4$, e dos RIS 1:1, 2:1 e 3:1 foram de $0,5 \pm 0,4$, $0,5 \pm 0,5$ e $0,3 \pm 0,3$, respectivamente. Apenas os brancos apresentaram valores abaixo de 0,3,

possivelmente devido ao fato de serem digestatos, isto é, já foram digeridos anaerobicamente.

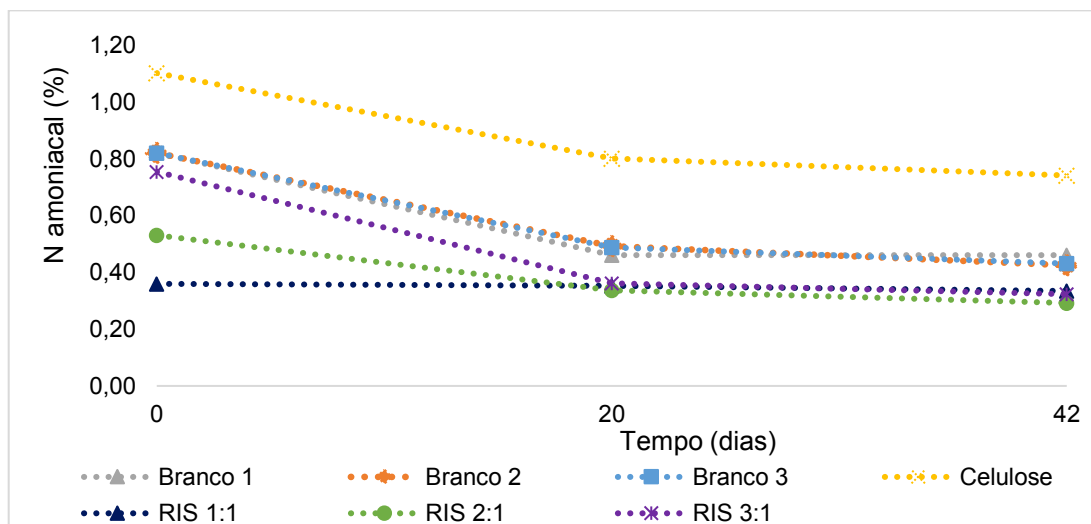
No 20º dia, os brancos mantiveram uma relação AI/AP de $0,2 \pm 0,2$, a celulose apresentou uma relação de $0,1 \pm 0,1$, enquanto os RIS 1:1, 2:1 e 3:1 tiveram relações de $0,3 \pm 0,2$, $0,1 \pm 0,1$ e $0,2 \pm 0,2$, respectivamente.

Finalmente, no dia 40, os valores de AI/AP dos brancos, da celulose e da RIS 1:1 foram de $0,1 \pm 0,1$, enquanto os da RIS 2:1 e 3:1 foram de $0,02 \pm 0,03$ e $0,05 \pm 0,04$, respectivamente. Esses resultados indicam que os ensaios apresentaram uma relação AI/AP adequada para a digestão anaeróbia, com um efeito tamponante que resultou em um pH adequado para a produção de biogás (RIPLEY et al, 1986).

5.4 Nitrogênio Amoniacal, NTK e Proteína

Durante os ensaios houve o contínuo consumo de nitrogênio amoniacal, conforme é apresentado no Gráfico 05.

Gráfico 05: Teor de N amoniacal em base seca.

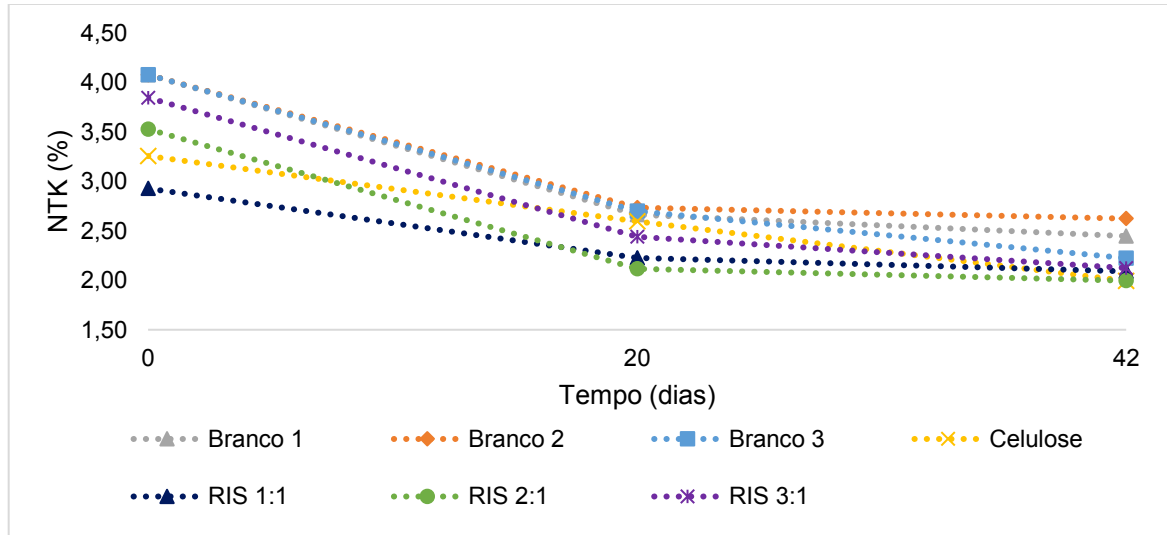


Fonte: Autoria própria (2023).

Nos primeiros 20 dias, ocorreu uma redução de $41,5\% \pm 2,1\%$ no nitrogênio amoniacal nos brancos, $27,3\% \pm 4,7\%$ na celulose e $2,1\% \pm 11,7\%$, $36,6\% \pm 8,4\%$ e $52,1\% \pm 5,5\%$ nos RIS 1:1, 2:1 e 3:1, respectivamente. Comparando com os substratos, os digestatos apresentaram uma redução de $46,5\% \pm 2,3\%$ nos brancos,

32,7% ± 9,2% na celulose e 36,4% ± 26,1% nos RIS. As reduções de NTK podem ser visualizadas no Gráfico 06.

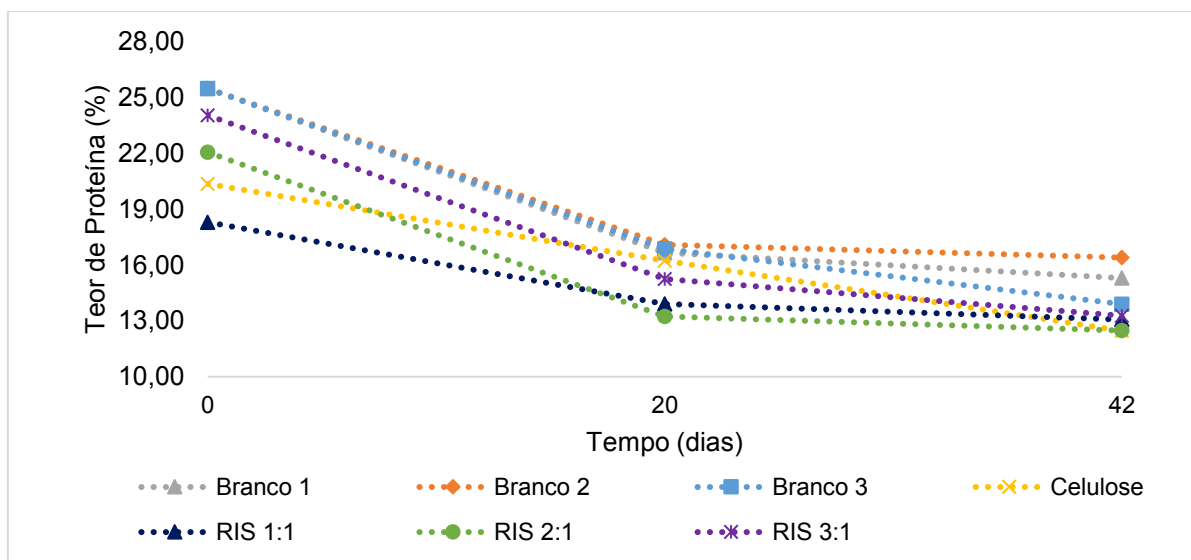
Gráfico 06: Teor de NTK em base seca.



Fonte: Autoria própria (2023).

O teor de NTK teve reduções de 33,8% ± 0,9% nos brancos, 20,3% ± 2,5% na celulose e 33,5% ± 8,4% nos RIS, nos primeiros 20 dias. Ao final do tratamento, as reduções foram de 40,4% ± 4,9% nos brancos, 38,8% ± 3,8% na celulose e 38,9% ± 9,0% nos RIS. As mesmas reduções foram observadas para o teor de proteína bruta, conforme observado no Gráfico 07.

Gráfico 07: Teor de proteína em base seca.



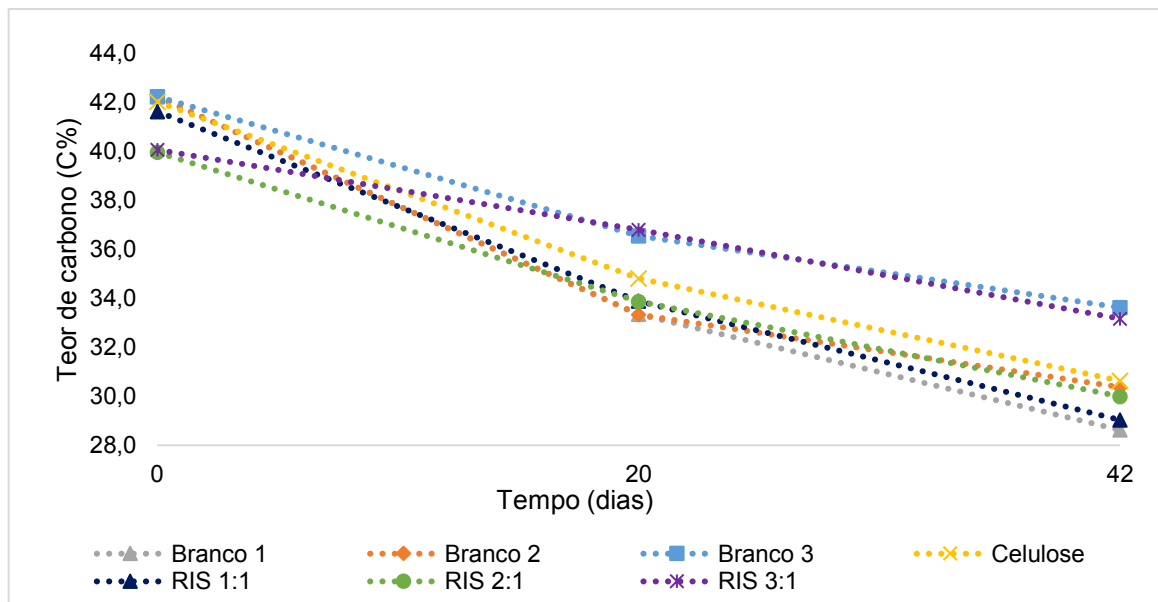
Fonte: Autoria própria (2023).

Os digestatos têm potencial de serem aproveitados na fertirrigação. No entanto, é importante ressaltar que, durante os ensaios, foram observadas reduções no teor de nitrogênio. Portanto, é necessário conduzir mais investigações para avaliar sua viabilidade como biofertilizante. Uma vez que, para ser considerado um bom biofertilizante, é essencial que contenha nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (JURGUTIS et al., 2021). A composição desses nutrientes tem um impacto significativo no valor do fertilizante, como ressaltado por HÄFNER e colaboradores (2022).

5.5 Teor de Carbono e Relação C/N

Em todos os ensaios houve a redução do teor de carbono ao longo do processo. A degradação da matéria orgânica presente nos substratos resultou na conversão do carbono em compostos mais simples e na conversão desses compostos em biogás. No Gráfico 08 é apresentado o teor de carbono, em base seca, ao longo do processo.

Gráfico 08: Teor de carbono em base seca.

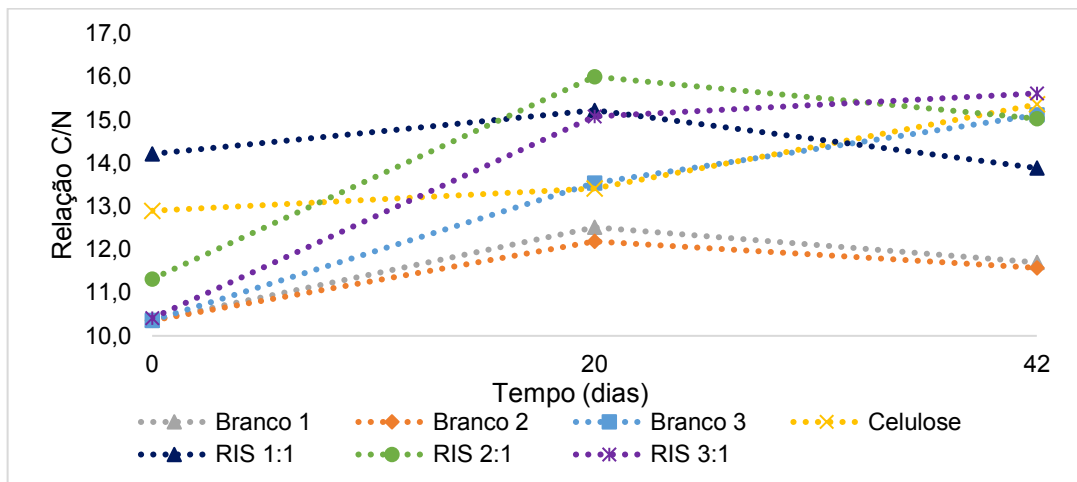


Fonte: Autoria própria (2023).

Inicialmente, o teor de carbono dos brancos foi de $42,2\% \pm 0,1\%$, da celulose foi de $42,0\% \pm 0,4\%$ e dos RIS foi de $40,5\% \pm 0,9\%$. Após 20 dias de tratamento de

digestão anaeróbia, foi observada uma redução nos teores de carbono de todos os ensaios: de $18,5\% \pm 4,4\%$ nos brancos, de $17,1\% \pm 1,5\%$ na celulose e os RIS tiveram uma redução de $14,0\% \pm 5,3\%$. Ao final do processo, o teor de carbono reduziu $26,9\% \pm 6,0\%$ nos brancos, a celulose teve uma redução de $27,1\% \pm 7,5\%$ e os RIS reduziram $24,1\% \pm 6,6\%$. A relação carbono/nitrogênio é apresentada no Gráfico 09.

Gráfico 09: Relação C/N.



Fonte: Autoria própria (2023).

Conforme observado no Gráfico 09, os resultados da relação C/N dos substratos ficaram abaixo da faixa ótima, entre 20:1 e 30:1, recomendada para a produção de biogás (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019). Em todos os ensaios houve consumo de carbono orgânico e redução do teor de N amoniacal e NTK, como também observado por CORADI e colaboradores (2015), sugerindo a presença de bactérias desnitrificantes heterotróficas. Isso significa que, além de utilizar o carbono como fonte de energia, essas bactérias transformaram e liberaram o nitrogênio presente nos ensaios na forma de nitrogênio gasoso (N_2) e óxido nitroso (N_2O).

Esses resultados indicam que, apesar de possuir uma baixa relação C/N, a macrófita *H. verticillata* tem potencial para ser aproveitada através da digestão anaeróbia (CHEN et al. 2016). Diante disso, a DA se mostra como uma forma sustentável de tratamento de resíduos orgânicos, promovendo a redução da quantidade de matéria orgânica e a geração de energia renovável, por meio do biogás.

Além disso, a contribuição da digestão anaeróbia da macrófita *H. verticillata* para a redução do impacto ambiental é significativa. Em ambientes aquáticos eutrofizados, a decomposição dos resíduos orgânicos pode gerar gases de efeito estufa (POVEDA, 2022). No entanto, ao remover esse material orgânico e submetê-lo à digestão anaeróbia é possível minimizar esse impacto negativo nos corpos hídricos e no meio ambiente como um todo.

Sendo assim, a utilização da digestão anaeróbia da macrófita *H. verticillata* representa uma importante estratégia na busca por soluções mais sustentáveis e ambientalmente amigáveis para o tratamento da biomassa de plantas aquáticas invasoras (CHEN et al., 2016). Ao promover a transformação desses resíduos em biogás, a digestão anaeróbia não apenas evita a liberação descontrolada de gases prejudiciais, mas também gera energia renovável. Dessa forma, contribui para a preservação dos recursos naturais e para a redução das emissões de gases do efeito estufa, auxiliando na mitigação das mudanças climáticas (POMPÊO, 2017; POVEDA, 2022).

Ademais, ao utilizar macrófitas invasoras como matéria-prima para a digestão anaeróbia, é possível também reduzir o volume desta biomassa e a carga orgânica presente nos corpos d'água, melhorando significativamente a qualidade da água e beneficiando a fauna e a flora locais (POMPÊO, 2017; POVEDA, 2022). Essa abordagem visa a proteção dos ecossistemas aquáticos e um manejo mais responsável de ervas daninhas aquáticas em reservatórios, representando uma importante estratégia para a preservação da biodiversidade e na promoção do uso consciente dos recursos naturais em ambientes aquáticos. Portanto, com a implementação dessa técnica é possível contribuir para a sustentabilidade ambiental e a preservação dos recursos hídricos.

No entanto, os ensaios apresentaram aumento da relação C/N, que pode estar relacionado à presença de algum fator que favoreceu a inibição e mortalidade dos microrganismos (CORADI et al., 2015). Sendo assim, é importante analisar alternativas para o aumento da relação C/N, tal como outros inóculos ou adição de cossustratos (LAZUKA et al., 2015; KAINTHOLA et al., 2019), visto que uma relação C/N baixa pode levar ao acúmulo excessivo de amônia e aumento do pH. Por outro lado, uma quantidade excessiva de carbono pode levar à acidificação do meio devido

à presença de ácidos graxos voláteis. Em ambas as situações, a produção de biogás pode ser drasticamente reduzida, uma vez que as arqueas metanogênicas são sensíveis ao pH (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

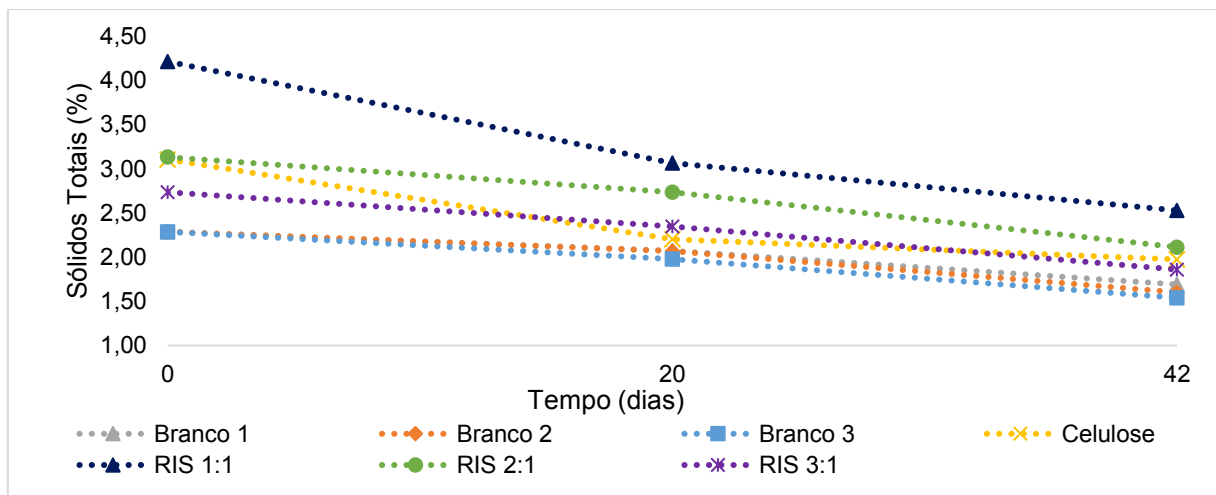
Portanto, as realizações destas análises são importantes para monitorar e manter as condições adequadas no processo de digestão anaeróbia, buscando um equilíbrio entre a disponibilidade de carbono e nitrogênio, de modo a evitar problemas relacionados à toxicidade da amônia e garantir o funcionamento estável do sistema para melhor aproveitar a biomassa de macrófitas aquáticas na produção de biogás.

5.6 Sólidos Totais e Voláteis

Os sólidos totais (ST) são um importante parâmetro para avaliação da digestão anaeróbia, pois representam a quantidade total de material sólido presente na amostra, incluindo a fração orgânica que será transformada em biogás. Além disso, também englobam o material inorgânico.

Tanto os substratos quanto os digestatos analisados nesse estudo seguiram as recomendações da literatura, apresentando valores de sólidos totais inferiores a 10%. Essa faixa de concentração é essencial para garantir uma transferência de massa eficiente e evitar possíveis sobrecargas no sistema (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019). A análise dos sólidos totais, ilustrada no Gráfico 10, permite visualizar a variação desses valores ao longo do tempo:

Gráfico 10: Sólidos totais em base seca (%).



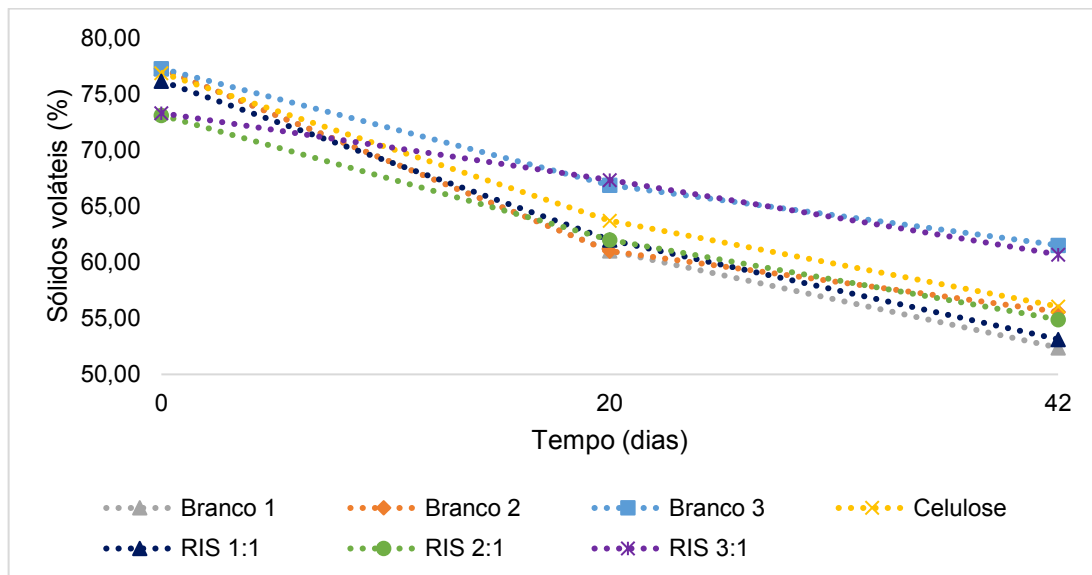
Fonte: Autoria própria (2023).

Inicialmente, os brancos apresentaram $2,3\% \pm 0,2\%$ de ST (em base seca), a celulose apresentou $3,1\% \pm 0,10\%$, enquanto nos RIS, quanto menor a quantidade de inóculo, maior foi a quantidade de sólidos totais: $4,2\% \pm 0,1\%$, $3,1\% \pm 0,1\%$ e $2,7\% \pm 0,3\%$ para os RIS 1:1, 2:1 e 3:1, respectivamente.

Durante os primeiros 20 dias de digestão anaeróbia, observou-se uma redução de $11\% \pm 2\%$ nos brancos, uma redução de $29,1\% \pm 2,1\%$ na celulose e reduções de $27,3\% \pm 0,8\%$, $12,7\% \pm 7,0\%$ e $14,2\% \pm 2,1\%$ nos RIS 1:1, 2:1 e 3:1, respectivamente. Ao final do processo, os brancos apresentaram uma redução de $29,6\% \pm 3,3\%$, a celulose teve uma redução de $36,4\% \pm 1\%$ e os RIS tiveram uma redução de $34,8\% \pm 4,5\%$.

Conforme o esperado, ao longo do tempo, observou-se uma redução gradual e contínua dos sólidos totais em todos os ensaios, o que evidencia a eficácia da digestão anaeróbia no tratamento da biomassa de macrófita aquática. No Gráfico 11 é possível observar as reduções de sólidos voláteis ao longo dos ensaios.

Gráfico 11: Sólidos voláteis em base seca (%).



Fonte: Autoria própria (2023).

Assim como os sólidos totais, os sólidos voláteis (SV) também são um parâmetro importante na digestão anaeróbia, representando a fração orgânica que pode ser convertida em biogás pelos microrganismos presentes no processo. Os resultados dos ensaios realizados revelaram que todas as amostras apresentaram um alto teor de sólidos voláteis, superior a 70%, demonstrando o potencial dessas

biomassas como fonte de energia por meio da digestão anaeróbia (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2019).

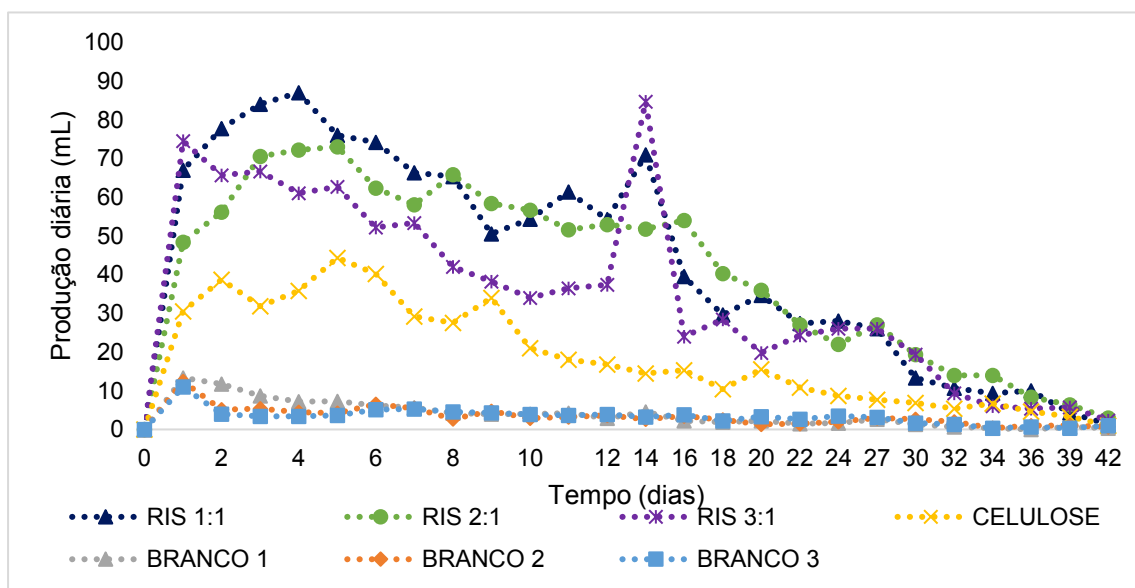
Ao longo do tempo, os sistemas estudados mostraram uma redução consistente e contínua nos sólidos voláteis. Nos primeiros 20 dias, observou-se uma diminuição de $18,5\% \pm 4,4\%$ nos brancos, $17,1\% \pm 1,5\%$ na celulose e uma redução de $14,0\% \pm 5,3\%$ nos RIS. Os digestatos também apresentaram uma redução total de sólidos voláteis de: $26,9\% \pm 6,0\%$ nos brancos, $27,1\% \pm 7,5\%$ na celulose e reduções de $30,2\% \pm 2,3\%$, $24,9\% \pm 5,1\%$ e $17,2\% \pm 4,0\%$ nos RIS 1:1, 2:1 e 3:1, respectivamente.

Esses resultados evidenciam a eficiência do processo de digestão anaeróbia na degradação da biomassa da macrófita, indicando uma conversão eficiente em gases, como o metano. Essa redução dos SV é um indicativo do potencial de produção de biogás dos sistemas avaliados, ressaltando o potencial da digestão anaeróbia como uma forma sustentável de aproveitamento energético da macrófita *H. verticillata*, tal como observado por CHEN e colaboradores (2016).

5.7 Teste PBM e Análise do Biogás

A produção diária de biogás é apresentada no Gráfico 12.

Gráfico 12: Produção diária de biogás.

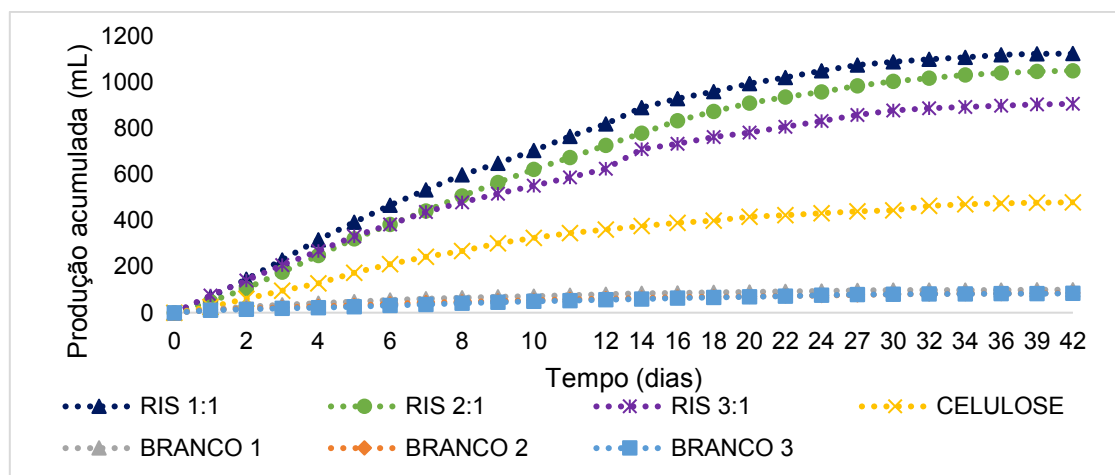


Fonte: Autoria própria (2023).

Na primeira semana, observou-se um aumento na produção diária de biogás. Entre o 7º e o 14º dia, a tendência de crescimento tornou-se mais lenta, com exceção dos ensaios com relação RIS de 3:1 e 1:1, que atingiram um pico de produção no dia 14. Após o dia 16, todos os ensaios apresentaram uma queda na geração de biogás.

Esses resultados estão em concordância com um estudo realizado por CHEN e colaboradores (2016) utilizando *H. verticillata*, onde também foram observados picos de produção de biogás nos primeiros quatorze dias da digestão anaeróbica. Isso sugere que a maioria dos componentes biodegradáveis dessa macrófita é digerida nas duas primeiras semanas, e após esse período, restam compostos recalcitrantes, mais difíceis de serem degradados. No Gráfico 13 é observado a produção acumulada do biogás.

Gráfico 13: Produção acumulada de biogás (mL).



Fonte: autoria própria (2023).

A produção de biogás teve início imediato e foi estabilizada em até 42 dias, isto é, a produção diária passou a ser inferior a 1% do total acumulado (HOLLIGER et al., 2016). O biogás acumulado nos controles foi inferior a 20% da produção acumulada nos ensaios RIS 1:1, 2:1 e 3:1. Portanto, o lodo de abatedouro digerido anaerobicamente é um inóculo adequado para ensaios PBM (HOLLIGER et al., 2016).

O teste de Kruskal-Wallis indicou que houve diferença estatística na produção de biogás, ao nível de significância de 5%. Sendo que essas diferenças foram atribuídas ao efeito da adição do inóculo, com grau de 95% de confiança. O teste de Dunn foi utilizado para avaliar a diferença estatística entre as médias de

produção de biogás. Os dados da produção acumulada são apresentados na Tabela 05:

Tabela 05: Teste de Dunn aplicado na produção acumulada de biogás.

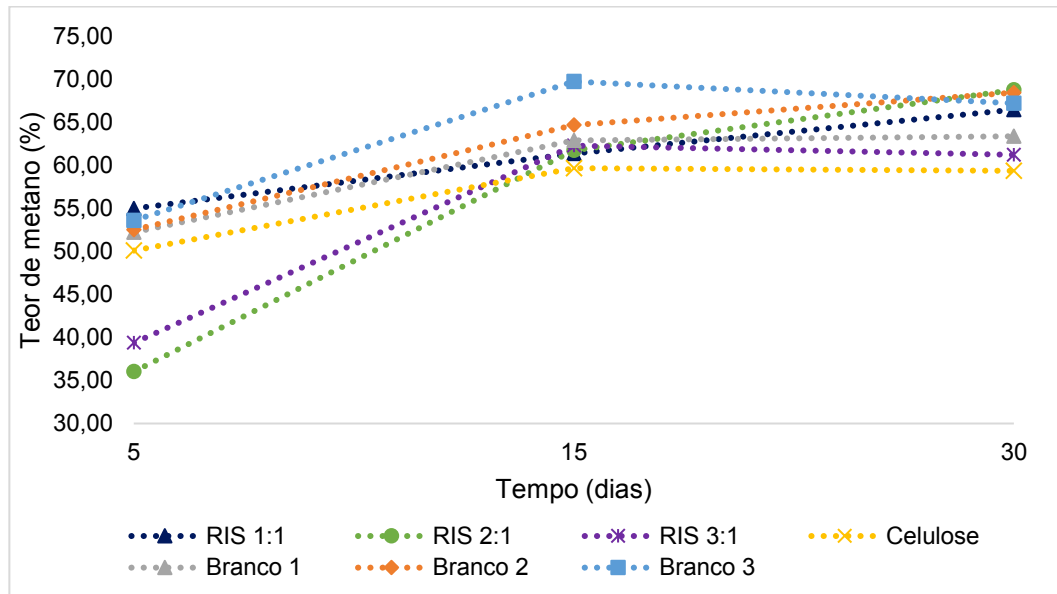
Tratamento	Produção acumulada (mL)	Diferença alfa-5%
RIS 1:1	1122,9 ± 42,4	c
RIS 2:1	1048,8 ± 32,7	c
RIS 3:1	905,2 ± 19,9	c
CELULOSE (RIS 2:1)	478,3 ± 24,2	bc
BRANCO 1	99,3 ± 5,2	ab
BRANCO 2	84,9 ± 10,6	a
BRANCO 3	83,5 ± 2,3	a

Fonte: Autoria própria (2023).

A produção total de biogás, descontando a produção do inóculo, foi de 729,4 mL/g SV para a celulose microcristalina, alcançando a produção esperada para o ensaio (HOLLIGER et al., 2016). A produção dos brancos foi de 102,0 ± 10,9 mL/g SV, enquanto para os RIS 1:1, 2:1 e 3:1 foi de 638,5 mL/g SV, 842,5 mL/g SV e 820,8 mL/g SV, respectivamente. Embora tenha apresentado uma elevada produção de biogás, ficou abaixo da produção encontrada por MAHMOOD e colaboradores (2015), que obtiveram 1000 mL/g SV de macrófitas ao utilizar lodo digerido como inóculo.

Uma vez que não houve diferença estatística significativa entre as diferentes razões inóculo:substrato, a escolha da RIS 1:1 é apropriada, pois proporcionou economia de inóculo sem comprometer a eficiência do processo. No entanto, é importante ressaltar que essa recomendação está condicionada às condições específicas em que os testes PBM foram realizados nesta pesquisa.

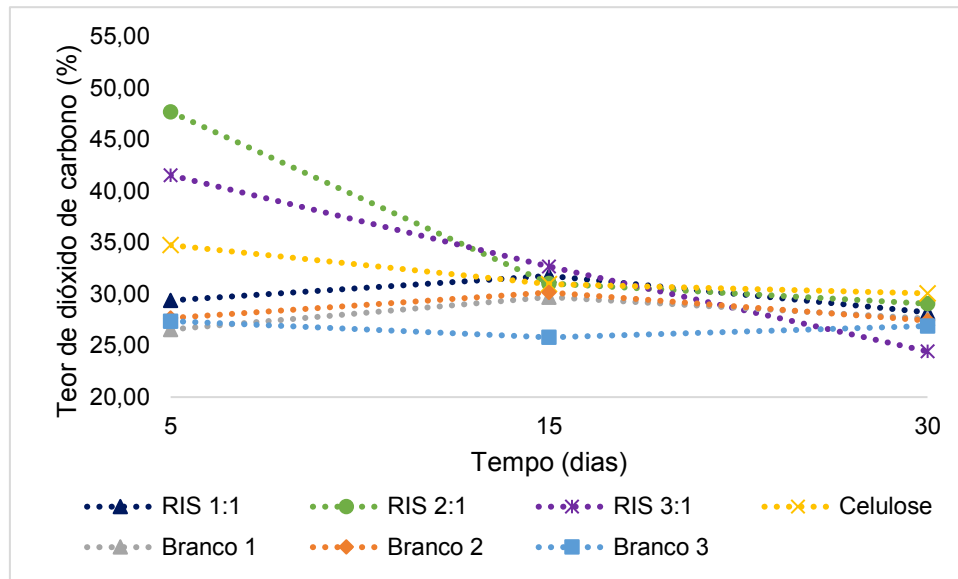
Como observado por MANSOUR e colaboradores (2022), embora as proporções inóculo:substrato não tenham demonstrado um impacto significativo na produção de biogás, outros fatores operacionais e de processos devem ser considerados ao implementar essa escolha, a fim de assegurar que o sistema de produção de biogás seja robusto e sustentável. No Gráfico 14, é apresentado o conteúdo de metano no biogás, amostrado nos dias 5, 15 e 30.

Gráfico 14: Conteúdo de metano no biogás.

Fonte: Autoria própria (2023).

Todos os ensaios apresentaram teor de metano de acordo com a literatura, visto que o teor de metano varia entre 50% e 70% da composição do biogás (SPITONI et al., 2019). Assim como observado por CHEN e colaboradores (2016), houve aumento gradual do teor de metano na composição do biogás ao longo da digestão anaeróbia da macrófita *H. verticillata*.

Inicialmente o teor de metano nos RIS foi de $43,48\% \pm 10,13\%$, na celulose apresentou $50,12\% \pm 0,80\%$ e os brancos $52,81\% \pm 0,73\%$. No dia 15, o teor de metano nos RIS foi de $61,84\% \pm 0,47\%$, na celulose foi de $59,71\% \pm 1,76\%$ e nos brancos de $65,82\% \pm 3,56\%$. Aos 30 dias, os RIS apresentaram $65,53\% \pm 3,87\%$, na celulose de $59,40\% \pm 4,50\%$ e $66,39\% \pm 2,64\%$ nos brancos. No Gráfico 15 é apresentado o conteúdo de dióxido de carbono no biogás, caracterizado nos dias 5, 15 e 30.

Gráfico 15: Conteúdo de dióxido de carbono no biogás.

Fonte: Autoria própria (2023).

Todos os ensaios obtiveram teor de dióxido de carbono dentro do padrão, uma vez que o CO₂ compreende de 30% a 50% do biogás (SPITONI et al., 2019). Os RIS 2:1 e 3:1 apresentaram os maiores valores de CO₂ nos ensaios, superiores à 40% no dia 5. Nas demais avaliações, todos os ensaios tiveram teor de dióxido de carbono próximo à 30%. E, portanto, os resultados obtidos indicam que a composição do biogás gerado está dentro dos padrões esperados, reforçando que a macrófita utilizada apresenta potencial para aproveitamento energético.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com relação ao potencial da produção de biogás a partir da macrófita *Hydrilla verticillata* utilizando lodo digerido concluiu-se que:

- A partir das análises físico-químicas, verificou-se que todas as razões de inóculo:substrato possuíram teor de sólidos totais e voláteis apropriados para a digestão anaeróbia.
- Os sistemas simulados tiveram início imediato da produção de biogás e foram estabilizados em até 42 dias. Ainda que o pH inicial não tenha sido ajustado, todos os ensaios tiveram produção de biogás satisfatória.
- Os resultados do teste PBM indicam que a razão inóculo:substrato não afetou significativamente a produção de biogás. Portanto, com base nas evidências obtidas neste estudo, a escolha da razão 1:1 (RIS) para a produção de biogás é uma opção adequada, pois oferece economia de inóculo sem comprometer a eficiência do processo.
- O lodo de abatedouro digerido anaerobicamente foi um inóculo adequado para a produção de biogás a partir da macrófita.
- Apesar de apresentar uma baixa relação C/N inicial, a macrófita mostrou potencial de aproveitamento por meio da digestão anaeróbia, com aumento gradual e satisfatória do teor de metano ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ALAM, S. N.; SINGH, B.; GULDHE, A. Aquatic weed as a biorefinery resource for biofuels and value-added products: Challenges and recent advancements. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 4, p. 100235, 2021.
- AKHIAR, A. et al. Comprehensive characterization of the liquid fraction of digestates from full-scale anaerobic co-digestion. **Waste management**, v. 59, p. 118-128, 2017.
- APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: American Water Works Association, p. 1368, 2005.
- ARAUJO, C. D. et al. Phytoremediation agro-industrial wastewater of using macrophyte: *Eichhornia crassipes*. **Brazilian Journal of Surgery & Clinical Research**, v. 17, n. 3, 2016.
- AZIZ, A. et al. Biogas production and nutrients removal from slaughterhouse wastewater using integrated anaerobic and aerobic granular intermittent SBRs–Bioreactors stability and microbial dynamics. **Science of The Total Environment**, v. 848, p. 157575, 2022.
- BAŞTABAK, B.; KOÇAR, G. A review of the biogas digestate in agricultural framework. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, p. 1318-1327, 2020.
- BLAZY, Vincent et al. Correlation of chemical composition and odor concentration for emissions from pig slaughterhouse sludge composting and storage. **Chemical Engineering Journal**, v. 276, p. 398-409, 2015.
- BOYD, C. E. Aminoacids protein and caloric content of aquatic macrophytes. **Ecology**, v. 51, p. 902-906, 1970.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of environmental management**, v. 161, p. 287-302, 2015.
- CARDOSO, W. A. et al. Comparação entre métodos de extração de óleo de microalgas. **Revista de Iniciação Científica**, v. 12, n. 1, 2014.
- CHEN, X. et al. Application of ADM1 for modeling of biogas production from anaerobic digestion of *Hydrilla verticillata*. **Bioresource technology**, v. 211, p. 101-107, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. de. Reatores Anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. 359 p.

CORADI, M.; SOARES, H. M.; KUNZ, A. Avaliação da influência da matéria orgânica no desempenho do processo de desamonificação. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 8970-8977, 2015.

DA ROSA, G. A. et al. Water footprint and productivity in broilers and swine production in Brazil from 2008 to 2018. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 48, p. 73020-73028, 2022.

DEHGHANI, M.; KARIMI, K.; SADEGHI, M. Pretreatment of rice straw for the improvement of biogas production. **Energy & Fuels**, v. 29, n. 6, p. 3770-3775, 2015.

DISSANAYAKA, D. M. N. S. et al. Review on Aquatic Weeds as Potential Source for Compost Production to Meet Sustainable Plant Nutrient Management Needs. In: **Waste**. MDPI, 2023. p. 264-280.

FLEMING, J. P.; DIBBLE, E. D. Ecological mechanisms of invasion success in aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 23-37, 2015.

GETTYS, L. A.; ENLOE, S. F. **Hydrilla: Florida's Worst Submersed Weed**. University of Florida - Institute of Food and Agricultural Sciences (UF/IFAS: Center for Aquatic and Invasive Plants). Gainesville, 2016. Disponível em: <<https://edis.ifas.ufl.edu/ag404>>. Acesso em: 24/03/2023.

GHERGHEL, A.; TEODOSIU, C.; DE GISI, S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. **Journal of cleaner production**, v. 228, p. 244-263, 2019.

GUIDONI, Lucas LC et al. Full-scale composting of different mixtures with meal from dead pigs: process monitoring, compost quality and toxicity. **Waste and biomass valorization**, v. 12, p. 5923-5935, 2021.

HÄFNER, F.; HARTUNG, J.; MÖLLER, K. Digestate composition affecting N fertiliser value and C mineralisation. **Waste and Biomass Valorization**, v. 13, n. 8, p. 3445-3462, 2022.

HEJNFELT, A.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. **Biomass and bioenergy**, v. 33, n. 8, p. 1046-1054, 2009.

HOSSAIN, M. S. et al. Impact of temperature, inoculum flow pattern, inoculum type, and their ratio on dry anaerobic digestion for biogas production. **Scientific reports**, v. 12, n. 1, p. 6162, 2022.

ITAIPU BINACIONAL. **Macrófitas aquáticas**. Disponível em: <<https://www.itaipu.gov.br/meioambiente/macrophytas-aquaticas>>. Acesso em 24/03/2023.

JABARI, Linda et al. Bacterial ecology of abattoir wastewater treated by an anaerobic digester. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 73-84, 2016.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. A review on management of *Hydrilla verticillata* and its utilization as potential nitrogen-rich biomass for compost or biogas production. **Bioresource Technology Reports**, v. 1, p. 69-78, 2018.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. Drum composting of nitrogen-rich *Hydrilla verticillata* with carbon-rich agents: Effects on composting physics and kinetics. **Journal of environmental management**, v. 231, p. 770-779, 2019.

JIANG, X. et al. Research on biogas production potential of aquatic plants. **Renewable energy**, v. 69, p. 97-102, 2014.

JURGUTIS, L. et al. Towards a full circular economy in biogas plants: Sustainable management of digestate for growing biomass feedstocks and use as biofertilizer. **Energies**, v. 14, n. 14, p. 4272, 2021.

KAINTHOLA, J.; KALAMDHAD, A. S.; GOUD, V. V. Optimization of methane production during anaerobic co-digestion of rice straw and *Hydrilla verticillata* using response surface methodology. **Fuel**, v. 235, p. 92-99, 2019.

KAUR, Manpreet et al. Aquatic weeds as the next-generation feedstock for sustainable bioenergy production. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 390-402, 2018.

KOBAYASHI, T. et al. Characterization of anaerobic degradability and kinetics of harvested submerged aquatic weeds used for nutrient phytoremediation. **Energies**, v. 8, n. 1, p. 304-318, 2015.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, p. 209, 2019.

LASYAJA, A. B. et al. Biochemical and nutritive analysis of invasive aquatic weed *Hydrilla verticillata* (LF) Royle. **International Journal of Advanced Science and Research**, v. 2, n. 2, p. 45-48, 2017.

LAZUKA, A. et al. Efficient anaerobic transformation of raw wheat straw by a robust cow rumen-derived microbial consortium. **Bioresource Technology**, v. 196, p. 241-249, 2015.

LI, C. et al. The release of nitrogen and phosphorus during the decomposition process of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata* Royle) with different biomass levels. **Ecological engineering**, v. 70, p. 268-274, 2014.

LINS, L. P. **Produção de biogás a partir de resíduos de bovinocultura leiteira por meio da codigestão com macrófitas da espécie *Salvinia***. 2017. 80 p. Dissertação

(Mestrado em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2017.

LU, W. et al. Comparison of high calorific fuels obtained from fresh and dried *Hydrilla verticillata*: Effects of temperature, residence time, catalyst content and material state. **Journal of Analytical and applied pyrolysis**, v. 111, p. 76-87, 2015.

LUCIO, L. C. et al. Molecular characterization of the invasive aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata* (*Hydrocharitaceae*) in Brazil. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, Rio de Janeiro, v. 91, n. 3, 2019.

MADEIRA, Luís et al. Reuse of lime sludge from immediate one-step lime precipitation process as a coagulant (aid) in slaughterhouse wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 342, p. 118278, 2023.

MAHMOOD, Q. et al. Anaerobic digestion of water hyacinth, giant reed, maize and poultry waste for biogas generation. **EC Agriculture**, v. 2, p. 277-284, 2015.

MANSOUR, M. et al. Influence of substrate/inoculum ratio, inoculum source and ammonia inhibition on anaerobic digestion of poultry waste. **Environmental Technology**, p. 1-14, 2022.

MATHEW, A. K. et al. Biogas production from locally available aquatic weeds of Santiniketan through anaerobic digestion. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, p. 1681-1688, 2015.

MATOS, A. P. et al. Anaerobic digestate abattoir effluent (ADAE), a suitable source of nutrients for *Arthrospira platensis* cultivation. **Algal Research**, v. 54, p. 102216, 2021.

MEEKER, E. W.; WAGNER, E. C. Titration of ammonia in presence of boric acid. **Industrial & Engineering Chemistry Analytical Edition**, v. 5, n. 6, p. 396-398, 1933.

MORMUL, R. P. et al. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 4, p. 1437-1451, 2010.

NUGRAHA, W. D. et al. Biogas production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): the effect of F/M ratio. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing vol. 150, 2018. p. 012019.

OECD/FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2020-2029**. Paris: OECD Publishing, 2020. Disponível em: <https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/oecd-fao-agricultural-outlook-2020-2029/summary/portuguese_7ef7a411-pt>. Acesso em 24/03/2023.

OSÓRIO, N. C.; RODRIGUES, L. Upper Paraná River floodplain: synthesizing knowledge over time. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, 2021

O'SULLIVAN, C. et al. Anaerobic digestion of harvested aquatic weeds: water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), cabomba (*Cabomba Caroliniana*) and salvinia (*Salvinia molesta*). **Ecological Engineering**, v. 36, n. 10, p. 1459-1468, 2010.

PAULO, R.; VIEIRA, A.; RODRIGUES, P. Evaluation of biogas production through anaerobic digestion of aquatic macrophytes in a Brazilian reservoir. **Journal of Energy Research and Reviews**, v. 7, n. 1, p. 1-14, 2021.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017.

POVEDA, Jorge. The use of freshwater macrophytes as a resource in sustainable agriculture. **Journal of Cleaner Production**, p. 133247, 2022.

POTDUKHE, Rasika M. et al. Co-digestion of waste activated sludge and agricultural straw waste for enhanced biogas production. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100769, 2021.

PRIYA, P. et al. Biomethanation of water hyacinth biomass. **Bioresource technology**, v. 255, p. 288-292, 2018.

PURCELL, M. et al. Exploration for candidate biological control agents of the submerged aquatic weed *Hydrilla verticillata*, in Asia and Australia 1996–2013. **BioControl**, v. 64, p. 233-247, 2019.

REDDY, K. R.; DEBUSK, W. F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water: II. *Azolla*, *Duckweed*, and *Salvinia*. **Economic Botany**, v. 39, n. 2, p. 200-208, 1985

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, A. S. **As vertentes características e os sistemas pedológicos como instrumentos de análise para a identificação das fragilidades e potencialidades ambientais na Bacia Hidrográfica do Paraná 3**. 165 f. 2016. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2016.

SÁNCHEZ-QUINTERO, Ángela et al. Treatment and Valorization of Agro-Industrial Anaerobic Digestate Using Activated Carbon Followed by *Spirulina platensis* Cultivation. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 4571, 2023.

SELVARAJAN, R. et al. Industrial wastewaters harbor a unique diversity of bacterial communities revealed by high-throughput amplicon analysis. **Annals of Microbiology**, v. 68, n. 7, p. 445-458, 2018.

SHAH, K. A.; SUMBUL, S.; ANDRABI, S. A. A study on nutritional potential of aquatic plants. **Vet Scan| Online Veterinary Medical Journal**, v. 5, n. 1, 2010.

SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 39, p. 3733-3740, 2016.

SPITONI, M. et al. Theoretical evaluation and optimization of a cryogenic technology for carbon dioxide separation and methane liquefaction from biogas. **Journal of Natural Gas Science and Engineering**, v. 62, p. 132-143, 2019.

TAKEUCHI, Y. et al. Feasibility study of a centralized biogas plant performance in a dairy farming area. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, p. 314-322, 2018.

TSAPEKOS, P. et al. Bioaugmentation with hydrolytic microbes to improve the anaerobic biodegradability of lignocellulosic agricultural residues. **Bioresource technology**, v. 234, p. 350-359, 2017.

VADIVELLOO, A. et al. Effect of CO₂ addition on treating anaerobically digested abattoir effluent (ADAE) using *Chlorella sp.* (*Trebouxiophyceae*). **Journal of CO₂ Utilization**, v. 38, p. 273-281, 2020.

WANG, C. et al. Improved biogas production and biodegradation of oilseed rape straw by using kitchen waste and duck droppings as co-substrates in two-phase anaerobic digestion. **PLoS One**, v. 12, n. 8, p. e0182361, 2017.

APÊNDICE A - Análises físico-químicas

ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Tabela A1: Análise do pH.

Amostra	Dia 0	Dia 10	Dia 20	Dia 30	Dia 42
Branco 3	6,81 ± 0,03	8,15 ± 0,10	7,60 ± 0,02	7,64 ± 0,4	7,45 ± 0,06
Branco 2	6,71 ± 0,09	8,07 ± 0,02	7,60 ± 0,02	7,65 ± 0,08	7,44 ± 0,04
Branco 1	6,82 ± 0,02	8,05 ± 0,09	7,62 ± 0,02	7,63 ± 0,03	7,48 ± 0,04
Celulose	6,83 ± 0,02	7,34 ± 0,04	7,40 ± 0,08	7,62 ± 0,06	7,42 ± 0,02
RIS 3:1	6,98 ± 0,04	7,76 ± 0,07	7,61 ± 0,02	7,59 ± 0,02	7,60 ± 0,05
RIS 2:1	7,15 ± 0,02	7,62 ± 0,02	7,62 ± 0,02	7,63 ± 0,03	7,56 ± 0,03
RIS 1:1	7,16 ± 0,02	7,66 ± 0,11	7,55 ± 0,05	7,65 ± 0,04	7,71 ± 0,16

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A2: razão Al/AP.

Al/AP	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1
Branco 2	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1
Branco 3	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,05 ± 0,10
Celulose	0,4 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
RIS 1:1	0,5 ± 0,4	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1
RIS 2:1	0,5 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,02 ± 0,03
RIS 3:1	0,3 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,05 ± 0,04

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A3: Alcalinidade parcial (mg/L de CaCO₃).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1	5370 ± 212,1	5070 ± 127,3	4590 ± 127,3
Branco 2	5490 ± 127,3	5010 ± 127,3	4290 ± 42,4
Branco 3	5310 ± 212,1	5160 ± 84,9	4320 ± 169,7
Celulose	3180 ± 254,6	3870 ± 42,4	4290 ± 127,3
RIS 1:1	2550 ± 212,1	3990 ± 127,3	7080 ± 169,7
RIS 2:1	2430 ± 42,4	6840 ± 339,4	5310 ± 127,3
RIS 3:1	3420 ± 84,9	4440 ± 169,7	7500 ± 339,4

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A4: Alcalinidade intermediária (mg/L de CaCO₃).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1	1105 ± 35,4	830 ± 56,6	400 ± 14,1
Branco 2	1105 ± 49,5	885 ± 35,4	465 ± 7,1
Branco 3	1045 ± 35,4	735 ± 35,4	395 ± 21,2
Celulose	1205 ± 21,2	525 ± 63,6	215 ± 21,2
RIS 1:1	1135 ± 35,4	1045 ± 106,1	485 ± 49,5
RIS 2:1	1185 ± 7,1	1005 ± 63,6	145 ± 21,2
RIS 3:1	1080 ± 28,3	990 ± 28,3	320 ± 42,4

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A5: Sólidos totais, em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1		2,07 ± 0,09	1,69 ± 0,03
Branco 2	2,29 ± 0,22	2,07 ± 0,09	1,60 ± 0,03
Branco 3		1,98 ± 0,11	1,54 ± 0,03
Celulose	3,11 ± 0,10	2,20 ± 0,06	1,97 ± 0,04
RIS 1:1	4,21 ± 0,12	3,06 ± 0,03	2,53 ± 0,11
RIS 2:1	3,13 ± 0,06	2,74 ± 0,22	2,11 ± 0,06
RIS 3:1	2,73 ± 0,26	2,35 ± 0,06	1,86 ± 0,06

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A6: Sólidos voláteis, em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1		61,03 ± 0,71	52,38 ± 1,78
Branco 2	77,27 ± 0,18	60,99 ± 3,48	55,58 ± 9,96
Branco 3		66,87 ± 1,81	61,51 ± 6,90
Celulose	76,88 ± 0,66	63,70 ± 1,14	56,05 ± 5,78
RIS 1:1	76,16 ± 1,01	62,00 ± 0,76	53,13 ± 4,69
RIS 2:1	73,11 ± 0,79	61,98 ± 4,12	54,89 ± 3,75
RIS 3:1	73,30 ± 1,19	67,34 ± 2,11	60,69 ± 2,93

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A7: Teor de Carbono em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1		33,35 ± 0,39	28,62 ± 0,97
Branco 2	42,22 ± 0,10	33,33 ± 1,90	30,37 ± 5,44
Branco 3		36,54 ± 0,99	33,61 ± 3,77
Celulose	42,01 ± 0,36	34,81 ± 0,62	30,63 ± 3,16
RIS 1:1	41,62 ± 0,55	33,88 ± 0,42	29,03 ± 2,56
RIS 2:1	39,95 ± 0,43	33,87 ± 2,25	30,00 ± 2,05
RIS 3:1	40,05 ± 0,65	36,80 ± 1,15	33,16 ± 1,60

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A8: N amoniacal em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 40
Branco 1		0,46 ± 0,09	0,46 ± 0,09
Branco 2	0,82 ± 0,05	0,49 ± 0,05	0,42 ± 0,05
Branco 3		0,49 ± 0,05	0,43 ± 0,05
Celulose	1,10 ± 0,08	0,80 ± 0,05	0,74 ± 0,10
RIS 1:1	0,36 ± 0,05	0,35 ± 0,04	0,33 ± 0,04
RIS 2:1	0,53 ± 0,09	0,34 ± 0,04	0,29 ± 0,04
RIS 3:1	0,75 ± 0,14	0,36 ± 0,04	0,32 ± 0,001

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A9: NTK em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 40
Branco 1		2,67 ± 0,10	2,45 ± 0,11
Branco 2	4,08 ± 0,06	2,74 ± 0,05	2,62 ± 0,09
Branco 3		2,70 ± 0,18	2,22 ± 0,18
Celulose	3,26 ± 0,14	2,60 ± 0,08	1,99 ± 0,12
RIS 1:1	2,93 ± 0,32	2,23 ± 0,18	2,09 ± 0,33
RIS 2:1	3,53 ± 0,27	2,12 ± 0,20	2,00 ± 0,09
RIS 3:1	3,85 ± 0,01	2,44 ± 0,13	2,12 ± 0,10

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A10: Proteína em base seca (%).

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 40
Branco 1		16,66 ± 0,64	15,30 ± 0,66
Branco 2	25,48 ± 0,36	17,09 ± 0,32	16,40 ± 0,54
Branco 3		16,87 ± 1,13	13,90 ± 1,10
Celulose	20,36 ± 0,88	16,22 ± 0,52	12,47 ± 0,76
RIS 1:1	18,30 ± 2,00	13,91 ± 1,13	13,07 ± 2,09
RIS 2:1	22,06 ± 1,71	13,23 ± 1,23	12,48 ± 0,57
RIS 3:1	24,05 ± 0,07	15,25 ± 0,81	13,28 ± 0,64

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A11: Relação C/N.

Amostra	Dia 0	Dia 20	Dia 42
Branco 1		12,51	11,70
Branco 2	10,36	12,19	11,57
Branco 3		13,53	15,11
Celulose	12,90	13,41	15,36
RIS 1:1	14,21	15,22	13,88
RIS 2:1	11,32	16,00	15,02
RIS 3:1	10,41	15,08	15,61

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A12: Teor de metano (%).

Amostra	Dia 0	Dia 15	Dia 30
Branco 1	55,02 ± 1,70	61,41 ± 2,71	66,52 ± 1,74
Branco 2	36,03 ± 1,67	61,77 ± 0,26	68,81 ± 1,60
Branco 3	39,38 ± 2,59	62,33 ± 5,84	61,26 ± 10,72
Celulose	50,12 ± 0,80	59,71 ± 1,76	59,40 ± 4,50
RIS 1:1	52,25 ± 3,42	62,94 ± 3,07	63,42 ± 1,84
RIS 2:1	52,54 ± 1,36	64,73 ± 7,73	68,50 ± 1,76
RIS 3:1	53,63 ± 1,13	69,79 ± 1,09	67,24 ± 0,50

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela A13: Teor de dióxido de carbono (%).

Amostra	Dia 0	Dia 15	Dia 30
Branco 1	29,40 ± 2,27	31,77 ± 1,74	28,23 ± 0,59
Branco 2	47,68 ± 0,39	31,03 ± 1,35	29,07 ± 1,03
Branco 3	41,54 ± 0,18	32,68 ± 4,97	24,44 ± 2,78
Celulose	34,75 ± 0,79	30,98 ± 0,71	30,07 ± 1,64
RIS 1:1	26,57 ± 1,20	29,71 ± 6,12	27,61 ± 0,79
RIS 2:1	27,69 ± 0,66	30,16 ± 6,58	27,43 ± 0,75
RIS 3:1	27,38 ± 0,14	25,80 ± 1,30	26,91 ± 0,05

Fonte: Autoria própria (2023).

APÊNDICE B - Análise Estatística

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Tabela B1: Comparação entre os testes (nível de significância de 5%).

Comparação	Diferença	Alfa	Diferentes
RIS 1:1 e RIS 2:1	78.654	0.05	Não
RIS 1:1 e RIS 3:1	136.346	0.05	Não
RIS 1:1 e CELULOSE	40.25	0.05	Não
RIS 1:1 e BRANCO 1	830.962	0.05	Sim
RIS 1:1 e BRANCO 2	989.808	0.05	Sim
RIS 1:1 e BRANCO 3	1.017.308	0.05	Sim
RIS 2:1 e RIS 3:1	57.692	0.05	Não
RIS 2:1 e CELULOSE	323.846	0.05	Não
RIS 2:1 e BRANCO 1	752.308	0.05	Sim
RIS 2:1 e BRANCO 2	911.154	0.05	Sim
RIS 2:1 e BRANCO 3	938.654	0.05	Sim
RIS 3:1 e CELULOSE	266.154	0.05	Não
RIS 3:1 e BRANCO 1	694.615	0.05	Sim
RIS 3:1 e BRANCO 2	853.462	0.05	Sim
RIS 3:1 e BRANCO 3	880.962	0.05	Sim
CELULOSE e BRANCO 1	428.462	0.05	Não
CELULOSE e BRANCO 2	587.308	0.05	Sim
CELULOSE e BRANCO 3	614.808	0.05	Sim
BRANCO 1 e BRANCO 2	158.846	0.05	Não
BRANCO 1 e BRANCO 3	186.346	0.05	Não
BRANCO 2 e BRANCO 3	2.75	0.05	Não

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela B2: Teste de hipóteses.

Hipótese nula (H0): Os tratamentos provêm de uma mesma população			
Ao nível de 5% de significância		Ao nível de 1% de significância	
H = 111.1124	H-crítica = 12.5916	H = 111.1124	H-crítica = 16.8119
p-valor < 0.05	H0 foi rejeitada	p-valor < 0.01	H0 foi rejeitada

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela B3: Teste de normalidade dos dados (nível de significância de 5%).

Teste estatístico	Valor	Valor crítico	p-valor	Normal
Kolmogorov-Smirnov	0.24648	0.06608	p < 0.05	Não
Cramér-von Mises	210.432	0.12565	p < 0.05	Não
Anderson-Darling	1.246.228	0.77064	p < 0.05	Não
Kuiper	0.40830	0.10947	p < 0.05	Não
Watson	193.828	0.11568	p < 0.05	Não
Lilliefors	0.24648	0.06567	p < 0.05	Não
Shapiro-Wilk	0.82637	-	0.00000	Não

Fonte: Autoria própria (2023).

APÊNDICE C – Normalização do Biogás

NORMALIZAÇÃO DO BIOGÁS

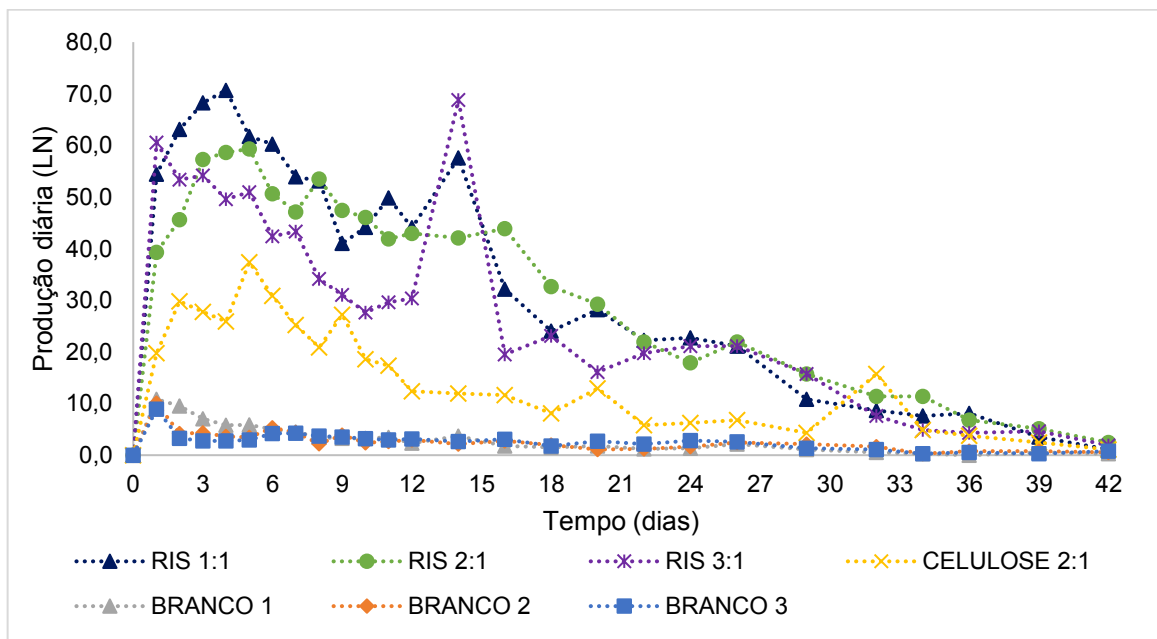
A produção de biogás foi padronizada às condições normais de temperatura e pressão (273 K e 1.013 hPa). A Equação 1 (KUNZ; STEINMETZ & AMARAL, 2022) foi empregada para efetuar essa normalização.

$$VN = \frac{V \cdot (p - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad \text{Equação 01.}$$

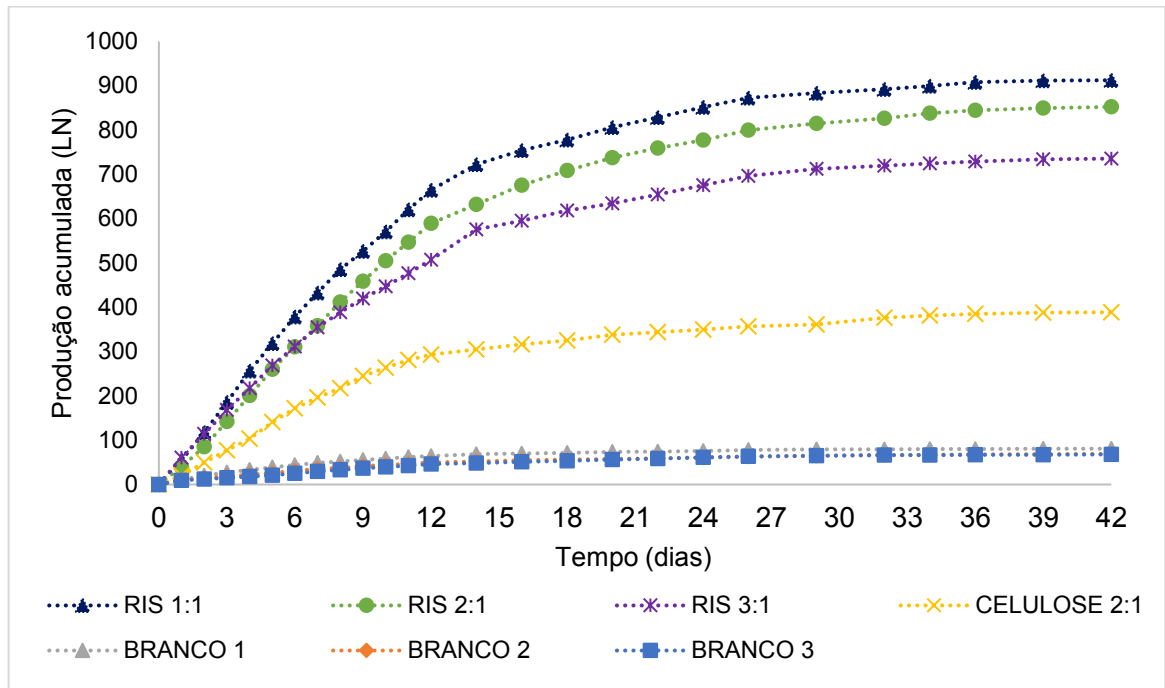
Onde:

- VN = Volume de biogás normalizado às condições normais de temperatura e pressão (L)
- V = Volume de biogás produzido (mL)
- p = Pressão do biogás no momento da leitura (hPa)
- pw = Pressão de vapor da água em função da temperatura ambiente (hPa)
- T0 = Temperatura nas condições normalizadas (273 K)
- p0 = Pressão nas condições normalizadas (1.013 hPa)
- T = Temperatura do biogás (K)

Gráfico C1: Produção diária em Litros normalizados



Fonte: Autoria própria (2023).

Gráfico C2: Produção acumulada em Litros normalizados

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela C1: Produção de biogás acumulada normalizada.

Tratamento	Produção acumulada (LN)	LN/ Kg SV
RIS 1:1	831,7 ± 42,7	518,9 ± 26,7
RIS 2:1	783,2 ± 25,4	684,6 ± 22,2
RIS 3:1	667,7 ± 20,2	667,0 ± 20,2
CELULOSE (RIS 2:1)	316,1 ± 20,9	592,7 ± 39,1
BRANCO 1	80,7 ± 6,0	93,0 ± 6,9
BRANCO 2	69,0 ± 12,2	78,6 ± 13,9
BRANCO 3	67,8 ± 2,6	76,9 ± 3,0

Fonte: Autoria própria (2023).