

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
UNIDADE ACADÊMICA CENTRO DE TECNOLOGIA  
CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA**

MARIA KELYANE MIGUEL DA SILVA

**PRODUÇÃO METANOGÊNICA A PARTIR DA BIOMASSA RESIDUAL DA  
MACRÓFITA AQUÁTICA *EICHHORNIA CRASSIPES***

Maceió  
2024

MARIA KELYANE MIGUEL DA SILVA

**PRODUÇÃO METANOGÊNICA A PARTIR DA BIOMASSA RESIDUAL DA  
MACRÓFITA AQUÁTICA *EICHHORNIA CRASSIPES***

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Química da Universidade Federal de Alagoas como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim.

Coorientadora: Prof. Dra. Dayana de Gusmão Coêlho.

Maceió  
2024

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

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

S586p Silva, Maria Kelyane Miguel da.  
Produção metanogênica a partir da biomassa residual da macrófita  
aquática *Eichhornia crassipes* / Maria Kelyane Miguel da Silva. – 2024.  
49 f. il. : figs. ; tabs. color.

Orientador: Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim.

Co-orientadora: Dayana de Gusmão Coêlho.

Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Química).  
Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2024.

Bibliografia: f. 46-49.

1. Biocombustíveis. 2. Metano. 3. Macrófitas. 4. Digestão anaeróbia. I.  
Título.

CDU:662.767.2

Dedico este trabalho aos meus pais, que se sacrificaram, se dedicaram, abdicaram de tempo e de muitos projetos pessoais para que eu tivesse a oportunidade de estudar e ter uma boa formação profissional. Este diploma não é apenas meu, mas nosso. É o resultado do amor e do apoio de vocês.

## AGRADECIMENTOS

A princípio, agradeço a Deus por esta conquista, pois reconheço Sua presença constante ao longo desta jornada, fortalecendo-me em todos os momentos e conduzindo-me através das adversidades.

Aos meus pais, Jacilene Maria da Silva e Maurilho Miguel da Silva, expresse minha profunda gratidão pelo amor dedicado e por cada ensinamento de valores compartilhados. Além disso, agradeço-lhes pela paciência e apoio inabaláveis que me proporcionaram durante toda minha graduação.

Ao meu orientador, professor Dr. Eduardo Lucena, por sua confiança, paciência, ensinamentos e compreensão, desde 2019, por meio da Iniciação Científica (IC). A sua orientação foi fundamental para o meu desenvolvimento acadêmico, especialmente, para a conclusão deste trabalho.

A minha coorientadora, Dra. Dayana de Gusmão Coêlho, pelo auxílio científico e comprometimento ao longo deste trabalho.

Ao doutorando, Gabryel Pontes Lima por sua disposição em compartilhar seus conhecimentos comigo ao longo deste trabalho.

À Universidade Federal de Alagoas (UFAL) e ao Centro de Tecnologia (CTEC), que suas portas permaneçam abertas para futuras gerações de estudantes em busca de conhecimento e desenvolvimento pessoal.

Ao corpo docente pela transmissão de conhecimento e colaboração no meu crescimento acadêmico, guiando-me ao longo do caminho do aprendizado, especialmente, ao Dr. Wagner Roberto De Oliveira Pimentel, por me proporcionar a oportunidade de ser monitora de Termodinâmica 2.

Aos professores, Dr. Altair Marques da Silva e Dr. João Inácio Soletti, que contribuíram com conhecimento e sugestões no plano de defesa deste trabalho.

Aos funcionários do CTEC, especialmente, à Dona Marli cuja presença e apoio foram inestimáveis ao longo da minha jornada acadêmica.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) e ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA), pelo espaço físico propício para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Programa de Apoio aos Estudantes das Escolas Públicas do Estado (PAESPE), coordenado pelo professor Roberaldo Carvalho de Souza e pela Geiza Thamirys Correia Gomes, que há 30 anos tem sido um farol de oportunidades para estudantes de baixa renda, oriundos das escolas públicas, que buscam acesso à UFAL.

As minhas amigas, mestres, que o LCA me presenteou durante a Iniciação Científica, Thayse Farias de Barros e Heloisa Vital Domingos, por todos os ensinamentos científicos e apoio emocional, desde 2020. Vocês foram imprescindíveis para superar os desafios e manter-me motivada durante os momentos difíceis.

Aos meus amigos de graduação, especialmente à Karla Julyanna Aureliano Silva Fonseca, pela companhia e incentivo constantes ao longo dessa jornada acadêmica.

A minha amiga, Dra. Simone Regina Alves de Freitas Barros por compartilhar seu vasto conhecimento comigo, pela paciência e pela dedicação como preceptora no decorrer do estágio no Hospital Universitário Professor Alberto Antunes (Hupaa).

A minha amada sobrinha, Lavínia de Melo Silva, por me motivar a progredir em prol do seu desenvolvimento acadêmico e transmitir amor através do seu sorriso.

Ao meu cachorro Beethoven, por me alegrar nos dias difíceis e me acompanhar durante as madrugadas de estudo.

Os cientistas descrevem o mundo que já existe; os engenheiros criam um mundo que nunca existiu antes.

(Theodore von Karman)

## RESUMO

A previsibilidade do esgotamento das reservas de combustíveis fósseis e as consequências ambientais derivadas do uso intermitente dos mesmos, desencadeou novas perspectivas de geração de energia para a garantia da sustentabilidade. Neste contexto, um dos principais desafios é assegurar a geração de energia de forma sustentável. À vista disso, a produção de metano, a partir de processos biológicos, surge como alternativa para substituir os combustíveis derivados das fontes de energia convencionais. No entanto, o potencial efetivo de geração de biogás está vinculado ao tipo de resíduo utilizado, dessa maneira, é possível destacar o uso das macrófitas aquáticas, a qual possui uma alta taxa de crescimento decorrente do processo de eutrofização, acarretando na região a diminuição do nível de oxigênio dissolvido, a morte de peixes, a perda de biodiversidade gerando dessa forma uma biomassa abundante e suscetível a biodegradação. Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo investigar soluções para o tratamento e aproveitamento energético da biomassa aquática, visando contribuir para a sustentabilidade ambiental e energética. Para tanto, empregou-se 8 biodigestores, em batelada, na digestão anaeróbia das macrófitas, fazendo uso do planejamento fatorial  $2^2$  para avaliar os efeitos da biomassa e salinidade do meio. Como efeito, após 37 dias em fermentação anaeróbia, os resultados quantitativos evidenciaram que todos os reatores produziram biometano, indicando a eficácia do processo na conversão da biomassa de macrófitas aquáticas em energia, cuja média obtida foi de 353,7 mLCH<sub>4</sub>. Ressalta-se, que o reator R2, que continha a maior quantidade de biomassa e o menor contingente de salinidade apresentou a maior média, atingindo 408,04 mLCH<sub>4</sub>. Enquanto, o reator R4, cuja distinção foi a elevada concentração de NaCl, correspondente a 0,17 g.L<sup>-1</sup>, atingiu a menor produção de CH<sub>4</sub>, em torno de 210,47 mLCH<sub>4</sub>. Portanto, concluiu-se que as altas concentrações de salinidade desfavorece a produção metanogênica, emergindo como um elemento crítico para otimizar a eficiência e a eficácia dos reatores em diversas condições.

**Palavras-Chave:** Biocombustíveis. Metano. Macrófitas. Digestão Anaeróbia.

## ABSTRACT

The predictability of fossil fuel reserves depletion and the environmental consequences stemming from their intermittent use have triggered new perspectives for energy generation to ensure sustainability. In this context, one of the main challenges is to ensure energy generation sustainably. In view of this, methane production through biological processes emerges as an alternative to replace fuels derived from conventional energy sources. However, the effective potential for biogas generation is linked to the type of waste utilized. Thus, the use of aquatic macrophytes, which exhibit high growth rates due to eutrophication processes, resulting in decreased dissolved oxygen levels, fish mortality, loss of biodiversity, thereby generating abundant biomass susceptible to biodegradation, is noteworthy. In light of this, this study aimed to investigate solutions for the treatment and energy utilization of aquatic biomass, aiming to contribute to environmental and energy sustainability. To this end, 8 batch digesters were employed in the anaerobic digestion of macrophytes, using a 22 factorial design to evaluate the effects of biomass and salinity of the medium. As a result, after 37 days of anaerobic fermentation, quantitative results showed that all reactors produced biogas, indicating the effectiveness of the process in converting aquatic macrophyte biomass into energy, with an average production of 353.7 mL of CH<sub>4</sub>. It is noteworthy that reactor R2, containing the highest amount of biomass and the lowest salinity, presented the highest average, reaching 408.04 mL of CH<sub>4</sub>. Meanwhile, reactor R4, distinguished by its high NaCl concentration, corresponding to 0.17 g.L<sup>-1</sup>, achieved the lowest CH<sub>4</sub> production, around 210.47 mL of CH<sub>4</sub>. Therefore, it was concluded that high salinity concentrations hinder methanogenic production, emerging as a critical element to optimize the efficiency and effectiveness of reactors under various conditions.

**Keywords:** Biofuels. Methane. Macrophytes. Anaerobic Digestion.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Macrófitas aquáticas emalhadas nas redes diminuindo a eficiência de captura.....	20
Figura 2. Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas.....	21
Figura 3. Curva típica de crescimento bacteriano e de arqueas.....	23
Figura 4. Macrófitas aquáticas <i>Eichhornia crassipes</i> coletadas em Piaçabuçu .....	25
Figura 5. Macrófitas aquáticas <i>Eichhornia crassipes</i> após moagem .....	29
Figura 6. Reatores operados em batelada .....	30
Figura 7. Injeção manual da amostra no cromatógrafo .....	30
Figura 8. Macrófitas in natura após lavagem com água em abundância.....	31
Figura 9. pH final dos reatores ao término do experimento .....	32
Figura 10. Produção acumulada dos reatores do planejamento com ajuste do Gompertz modificado.....	35
Figura 11. Produção metanogênica por sólidos voláteis .....	37
Figura 12. Produção acumulada CH <sub>4</sub> em função da salinidade: reatores com 22,2 g de biomassa .....	38
Figura 13. Produção acumulada CH <sub>4</sub> em função da salinidade: reatores com 14,8 g de biomassa .....	40
Figura 14. Produção acumulada CH <sub>4</sub> em função da biomassa: reatores com salinidade igual a 0,555 g .....	41
Figura 15. Produção acumulada CH <sub>4</sub> em função da biomassa: reatores com salinidade igual a 3,145 g .....	41

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Matriz do planejamento fatorial $2^2$ em duplicata.....	26
Tabela 2. Matriz de planejamento experimental .....	29
Tabela 3. Valores do pH obtidos no início do procedimento experimental .....	32
Tabela 4. Eficiência de remoção de sólidos dos reatores em batelada .....	34
Tabela 5. Composição dos Reatores R2 e R4.....	38
Tabela 6. Parâmetros Avaliados .....	39
Tabela 7. Composição dos Reatores R2 e R4.....	39
Tabela 8. Parâmetros Avaliados .....	39
Tabela 9. Composição dos Reatores R2 e R4.....	42
Tabela 10. Parâmetros Avaliados .....	42

## LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

**ANOVA** - Análise de Variância

**Ar** - Argônio

**C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>** - Etanol

**C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O<sub>3</sub>** - Ácido láctico

**CH<sub>4</sub>** - Metano

**CO<sub>2</sub>** - Dióxido de Carbono

**GEE** - Gases de Efeito Estufa

**H<sub>2</sub>** - Hidrogênio

**LCA** - Laboratório de Controle Ambiental

**LSA** - Laboratório de Saneamento Ambiental

**NaHCO<sub>3</sub>** - Bicarbonato de Sódio

**NH<sub>3</sub>** - Amônia

**pH** - Potencial hidrogeniônico

**ST** - Sólidos Totais

**STF** - Sólidos Totais Fixos

**STV** - Sólidos Totais Voláteis

**UASB** - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo

**UFAL** - Universidade Federal de Alagoas

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>17</b>
3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	17
3.2 MACRÓFITAS .....	19
3.3 SALINIDADE .....	22
3.4 REATOR ANAERÓBIO .....	22
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>25</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>29</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS REATORES.....	31
5.1.1 Análise do pH .....	32
5.1.2 Análise dos Sólidos Voláteis (SV) .....	33
5.2 ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE CH <sub>4</sub> ACUMULADO NOS REATORES.....	35
5.3 ANÁLISE DO RENDIMENTO DOS REATORES NA PRODUÇÃO DE CH <sub>4</sub> .....	36
5.4 ANÁLISE DO PLANEJAMENTO FATORIAL 2 <sup>2</sup> .....	38
5.4.1 Análise da Salinidade .....	38
5.4.2 Análise da Biomassa.....	40
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>44</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>45</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por energia proveniente de combustíveis fósseis, aliada aos impactos ambientais negativos oriundos da queima dos mesmos, promove a busca por meios de energia sustentável. À vista disso, o biogás produzido a partir da digestão anaeróbia da matéria orgânica, surge como uma fonte alternativa para o aproveitamento energético renovável, contribuindo ainda na gestão sustentável de recursos e na diminuição de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (VASCO-CORREA et al., 2018).

Salienta-se, que o processo de digestão anaeróbia engloba uma série de reações bioquímicas cujos microrganismos, na ausência de oxigênio, degradam e estabilizam a maior parcela da carga orgânica contida nos substratos. Posteriormente, a biomassa é convertida em fertilizantes e biogás, majoritariamente composto por metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), tornando-o uma fonte energética versátil (CHERNICHARO, 2016).

Não obstante, é plausível alegar que a digestão anaeróbia apresenta diversas vantagens em relação aos outros métodos de tratamento de resíduos e/ou produção de bioenergia, principalmente, quando trata-se de matérias-primas com alto teor de água, visto que é realizada em ambiente aquoso (VASCO-CORREA et al., 2018). Pormenorizadamente, a eficiência deste processo fermentativo está interligada à composição do substrato, por isso a produção de biogás é viabilizada a partir de plantas aquáticas *in natura* (MORETTI, 2021).

Neste contexto, destaca-se as macrófitas aquáticas, plantas macroscópicas da vida aquática, que devido ao elevado potencial de proliferação e crescimento acelerado, colabora diretamente nos efeitos deletérios e processos de eutrofização nos corpos d'água (MORETTI, 2021). Como efeito, periodicamente torna-se indispensável implementar técnicas de controle, como métodos físicos, químicos e biológicos (POMPÊO, 2017).

Conforme apontado por Pompêo (2017), entre os procedimentos de controle aplicados, na técnica de colheita manual e mecânica recomenda-se a retirada da vegetação cortada do corpo d'água, pois o descarte inadequado das macrófitas às margens dos rios e lagos ocasiona a recolonização das espécies. Sendo assim, a inserção de metodologias que proporcionem a transformação das macrófitas aquáticas em energia renovável, favorece a redução dos impactos ambientais e integra valor a esta biomassa não convencional.

Dessa maneira, este estudo visou investigar soluções para o tratamento e aproveitamento energético das macrófitas aquáticas das espécies flutuantes *Eichhornia crassipes*, presentes no baixo do Rio São Francisco. Além disso, contribuir para a sustentabilidade ambiental e energética regional, visto que, durante a IV Expedição Científica

do Baixo São Francisco, desenvolvida por pesquisadores/as da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), constatou-se que o crescimento desordenado dessas plantas afeta negativamente a atividade pesqueira.

Por conseguinte, a relevância deste estudo reside na busca incessante por fontes de energia sustentável como alternativa aos combustíveis fósseis, como também no controle das macrófitas aquáticas presentes na região do Baixo do Rio São Francisco. Por isso, o objetivo central foi quantificar e avaliar a produção metanogênica a partir da digestão anaeróbia da biomassa residual das macrófitas.

Para tanto, empregou-se reatores anaeróbios operados em batelada, devido à sua capacidade de controle preciso sobre a mistura, temperatura, inóculo, nutrientes e ácidos. Também, com intuito de analisar a influência dos níveis de salinidade nas suas funções metabólicas e contingente de biomassa utilizado no procedimento experimental, adotou-se o planejamento fatorial  $2^2$  com pontos centrais.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Quantificar e avaliar a produção metanogênica a partir da digestão anaeróbia da biomassa residual das macrófitas.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o potencial metanogênico da biomassa residual das macrófitas através da aplicação de planejamento experimental;
- Aplicar modelos e funções *sigmoidais* não-lineares para calcular a máxima produção de metano.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No século XXI, a previsibilidade do esgotamento das reservas de combustíveis fósseis e as consequências ambientais derivadas do uso intermitente dos mesmos, desencadeou novas perspectivas de geração de energia para a garantia da sustentabilidade. À vista disso, os biocombustíveis surgem como alternativa promissora na produção de energia sustentável, contribuindo ainda na redução da emissão de gases poluentes (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ et al., 2018).

Neste contexto, a idealização do biogás a partir do processo fermentativo da digestão anaeróbia, por meio da decomposição de substratos orgânicos ricos em carboidratos, mostrou-se uma solução ambientalmente vantajosa e economicamente viável. Acrescenta-se, que os combustíveis renováveis provenientes de biomassa tornam-se vantajosos, devido ao investimento relativamente mais baixo em comparação a outras energias renováveis (KLINKERFUSS, 2023).

Minuciosamente, na digestão anaeróbia, através da remoção de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) é possível converter o biogás em biometano e integrar o mesmo à rede de gás natural, propiciando uma distribuição vasta, a longa distâncias (VASCO-CORREA et al., 2018). Por conseguinte, é plausível utilizar o biogás para substituir as fontes energéticas convencionais, empregadas na geração de calor ou eletricidade (WU et al., 2019).

Contudo, quando a produção de biocombustíveis utiliza matérias-primas advindas de alimentos, há um aumento no preço global da comida, devido à redução na quantidade para consumo humano (BHUIYA et al., 2020). Por esse motivo, deve-se considerar cuidadosamente a composição do material biológico que servirá como substrato nutritivo, para assegurar a eficácia produtiva na digestão anaeróbia (MORETTI, 2021).

#### 3.1 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo biológico que consiste numa série de reações bioquímicas, interdependentes de micro-organismos que degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) (MORETTI, 2021). A partir disso, o sistema fornece uma solução sustentável para recuperação de energia renovável, caracterizada pela obtenção do biogás, composto principalmente de metano ( $\text{CH}_4$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (VASCO-CORREA et al., 2018).

Vale frisar, que através da digestão anaeróbia é viável converter praticamente qualquer tipo de matéria orgânica em compostos de valor energético (MORETTI, 2021). Além disso, a

digestão anaeróbia engloba diversos benefícios ambientais, contribuindo diretamente na redução dos emissores atmosféricos interligados à lixiviação de nutrientes, emissões metanogênicas oriundas da biodegradação e evaporação de amônia ( $\text{NH}_3$ ) (VASCO-CORREA et al., 2018).

Na digestão anaeróbia, grupos distintos de microrganismos degradam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) em produtos mais simples, como o biometano (SILVA et al., 2018). Minuciosamente, trata-se de um processo metabólico, constituído por quatro estágios bioquímicos fundamentais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, os quais podem requerer diferentes condições ambientais (CHERNICHARO, 2016).

Na primeira etapa, denominada de hidrólise, as bactérias fermentativas hidrolíticas liberam exoenzimas capazes de degradar polímeros orgânicos complexos em substâncias orgânicas mais facilmente assimiladas pelas paredes celulares bacterianas (CHERNICHARO, 2016). É indispensável mencionar, que a taxa de hidrólise está diretamente associada à velocidade do processo, dado que a presença de materiais complexos exige um período maior para a conversão da matéria (BARROS, 2022).

A posteriori, os monômeros formados na fase hidrolítica são metabolizados por bactérias fermentativas acidogênicas, que operam em potencial hidrogeniônico (pH) ligeiramente ácido, onde os carboidratos são degradados em piruvato, subsequente, convertidos em ácido láctico ( $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_3$ ) e etanol ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ). Sucessivamente, na fase de acetogênese, as bactérias oxidam os compostos intermediários, mediante reações não espontâneas, exigindo uma relação sintrófica entre bactérias acetogênicas e os microrganismos (CHERNICHARO, 2016).

Por fim, na última etapa metabólica da digestão anaeróbia o grupo de microrganismos anaeróbios, estritos pertencentes ao domínio Archaea, convertem o carbono contido na biomassa em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (CHERNICHARO, 2016). Não obstante, devido à afinidade com o substrato e a magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais: metanogênicas acetoclásticas e metanogênicas hidrogenotróficas (CRUZ, 2020).

As bactérias metanogênicas acetoclásticas são capazes de gerar metano a partir de substratos como ácido acético ou metanol, constituindo-se como os principais agentes responsáveis por aproximadamente 60 a 70% do volume total de produção de metano. Enquanto, as metanogênicas hidrogenotróficas executam um processo distintivo ao empregar

hidrogênio e dióxido de carbono como elementos para a produção exclusiva de metano (CRUZ, 2020).

Conforme Vasco-Correa et al. (2018, p. 1017) “existe uma grande variedade de materiais orgânicos que podem ser usados como matéria-prima para digestão anaeróbia, e a escolha da matéria-prima depende principalmente da disponibilidade regional”. Majoritariamente, os substratos utilizados neste processo possuem uma variabilidade intrínseca, capaz de impactar negativamente o rendimento do biogás (VASCO-CORREA et al., 2018).

Nessa perspectiva, na contemporaneidade, o uso de biomassa não convencional, como as macrófitas aquáticas, apresenta-se como um substrato promissor e com alto potencial na fabricação de biocombustíveis de terceira geração (LEE et al., 2020). Ademais, a produção de biocombustíveis a partir das macrófitas aquáticas pode contribuir na redução do seu crescimento excessivo em corpos d’água (RIBEIRO, 2022).

### 3.2 MACRÓFITAS

As macrófitas aquáticas (*macro* = grande; *fita* = planta) são plantas terrestres de característica cosmopolita, que evoluíram através de adaptações morfológicas e anatômicas à vida aquática (RIBEIRO, 2022). Salienta-se, que se sobressaem das demais pelas funções efetivas nos ecossistemas, sendo a produção de oxigênio, remoção de poluentes, ciclagem de nutrientes, habitat de animais e proteção às margens dos corpos d’água contra a erosão alguns dos benéficos atribuídos a elas (ESTEVES, 2011).

No entanto, a proliferação desordenada das macrófitas aquáticas ocasiona efeitos deletérios ao meio ambiente. Dessa maneira, o desequilíbrio das populações de macrófitas aquáticas pode impactar a biodiversidade local, devido à alta competitividade e capacidade de expansão (MOELLER et al. 2018). Conseqüentemente, os corpos d’água apresentam o fenômeno da eutrofização, caracterizado pela floração descontrolada de microalgas ou de macrófitas aquáticas, impedindo a penetração da radiação solar (DUTRA, 2018).

De acordo com Ribeiro (2022, p. 6):

um ambiente aquático eutrofizado permite o crescimento excessivo de macrófitas que gera vários impactos negativos, como: impedimento à navegação, assoreamento dos reservatórios, gerando prejuízos econômicos nas hidrelétricas, redução das taxas de trocas gasosas entre o ambiente aquático e a atmosfera pela redução da turbulência das águas e; aumento das taxas de evapotranspiração.

No baixo do Rio São Francisco, constatou-se que a proliferação indesejada de macrófitas aquáticas dificulta a navegação e traz prejuízos para atividade pesqueira.

Conforme demonstrado na Figura 1, as macrófitas “se emalham nas redes, aumentando a visibilidade da rede na água; desta forma, diminui-se a eficiência da captura dos apetrechos” (SOARES, SILVA e SILVA, 2022, p. 159).

**Figura 1.** Macrófitas aquáticas emalhamadas nas redes diminuindo a eficiência de captura



Fonte: Soares, Silva e Silva (2022)

Como efeito, existem diversos procedimentos para conter o crescimento das macrófitas aquáticas, sendo a remoção manual o método mais simples, empregado preventivamente, antes que as espécies cresçam excessivamente nos reservatórios (POMPÊO, 2017). Todavia, apesar dos custos agregados ao controle mecânica, comumente, utilizá-o por meio de escavadeiras hidráulicas, coletores flutuantes e barcos, para empurrar as plantas flutuantes às marges (POMPÊO, 2017).

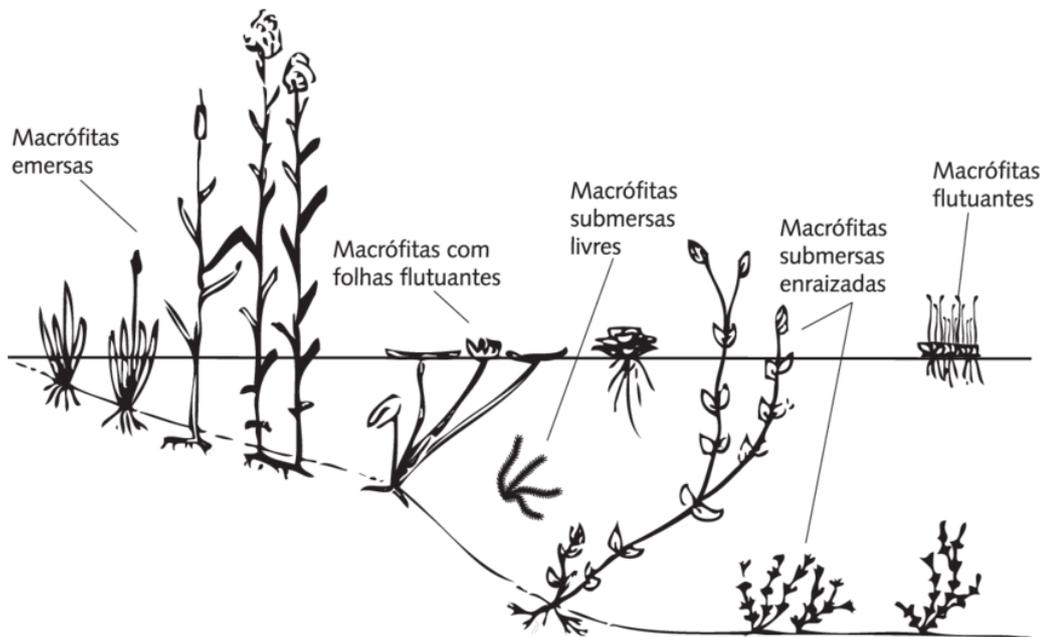
Independentemente, para minimizar dos impactos gerados sobre as demais plantas presentes na água, é necessário implementar métodos de descartes adequados para biomassa, visto que ao deixá-las às margens da represa o corpo de água viabiliza a recolonização das mesmas (POMPÊO, 2017). Em decorrência disso, respeitando a legislação brasileira vigente, comumente, o descarte da vegetação aquática é realizado em aterro sanitário. Por isso, é indicado desenvolver técnicas de aproveitamento da biomassa removida, gerando produtos com valor agregado a partir dos nutrientes acumulados na massa vegetal (POMPÊO, 2017).

Segundo Moretti (2021) as macrófitas aquáticas são consideradas potenciais substratos alternativos para a obtenção de biocombustíveis, sem competir por terras para o cultivo de alimentos, devido à sua composição rica em material orgânico, especialmente, o lignocelulósico. Complementando, a exploração dessas plantas como fontes de

biocombustíveis além de contribuir para a diversificação da matriz energética, corrobora na extinção da eutrofização (MORETTI, 2021).

Na contemporaneidade, a classificação dos grupos ecológicos de macrófitas é complexa, dada à ampla variedade de espécies existentes. Por isso, é comum agrupá-las em cinco categorias distintas, ilustradas na Figura 2, levando em consideração o modo de vida no meio aquático (DUTRA, 2018).

**Figura 2.** Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas



Fonte: Fragoso Júnior, Ferreira e Marques (2009)

A *Eichhornia crassipes* é uma macrófita flutuante livre, nativa na América do Sul e possui preferência por habitats de água doce, lentos como rios, lagos, e riachos, que contemplem clima tropical e subtropical (VOGEL, 2021). Conforme apontado por Vogel (2021, p. 13) a “*Eichhornia crassipes* apresenta elevado potencial de reprodução, sendo capaz de aumentar sua área de cobertura em 15% a cada dia, acumulando cerca de 800 kg de biomassa por hectare/dia”.

À vista disso, a *E. crassipes* é considerada uma das plantas daninhas aquáticas mais agressivas globalmente, predominando em reservatórios e lagos de regiões tropicais/subtropicais devido à sua notável resistência a poluentes, como metais pesados (Vogel, 2021). Contudo, a elevação do nível do mar provoca a intrusão de água salgada nos cursos de água doce costeiros, resultando em flutuações frequentes e, muitas vezes, aumento da salinidade, afetando a sobrevivência dessas plantas aquáticas (SACRAMENTO et al., 2014).

### 3.3 SALINIDADE

A salinidade é um fator limitante para a produtividade das plantas, cujo aumento nos corpos hídricos tornou-se uma adversidade global. Segundo Moreira (2022, p.16) “o aumento da salinidade pode ser responsável por modificar processos físicos, químicos e biológicos, dentre eles o pH, a turbidez, a ciclagem de energia e nutrientes, a diversidade biológica, as relações tróficas e os serviços ecossistêmicos fornecidos pela biota”. Neste contexto, é plausível alegar, que os impactos da salinização em âmbitos aquáticos influenciam diretamente o crescimento e a sobrevivência das plantas.

Circunstanciadamente, o efeito do estresse salino nas plantas é dividido em duas fases distintas. Na fase osmótica observa-se a inibição do crescimento devido à diminuição na absorção de água, imediatamente após a exposição ao sal. Enquanto, na fase iônica, ocorre uma manifestação de toxicidade que se apresenta quando a salinidade do ambiente persiste por um período prolongado, resultando no acúmulo significativo de íons nos tecidos das plantas (GHATAK, CHATURVEDI e WECKWERTH, 2018).

Ressalta-se, que a tolerância à salinidade varia de acordo com as espécies e estágios de desenvolvimento, sendo controlada por mais de um gene e altamente influenciada por fatores ambientais (DIAS et al., 2016). Nesse segmento, a sobrevivência das macrófitas em ambientes salinos demanda processos adaptativos, incluindo a absorção, transporte e distribuição de íons nos vários órgãos da planta e sua compartimentação dentro das células (AZEVEDO NETO, 2014).

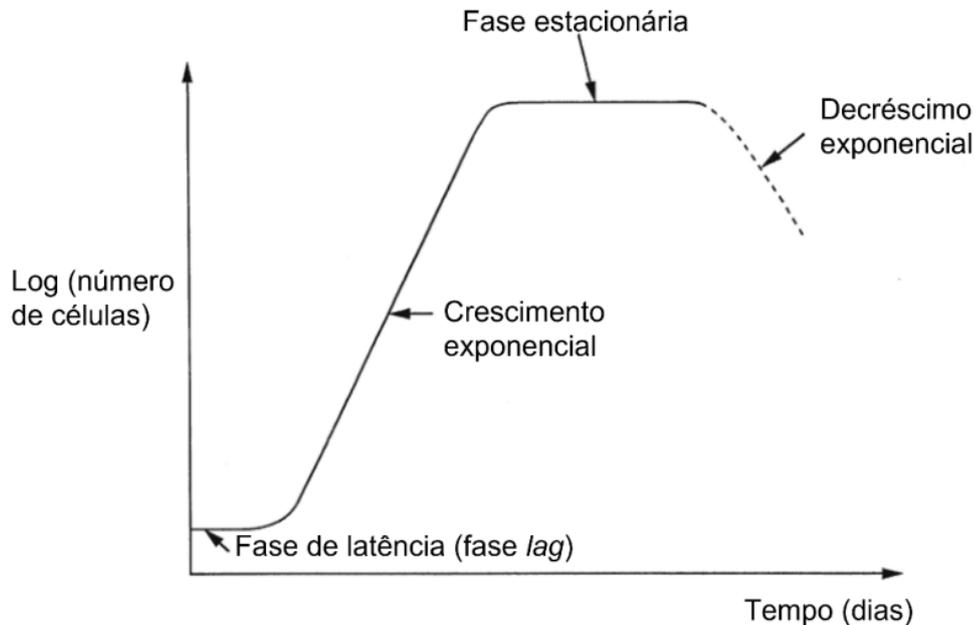
Na região do baixo do Rio São Francisco, em 2021, a avaliação da salinidade das águas foi realizada em 27 pontos de amostragem, através da utilização de uma sonda multiparamétrica YSI modelo EXO1. Como resultado, identificaram no município Piaçabuçu o valor máximo de salinidade 0,06% (SOARES, SILVA e SILVA, 2022). Diante disso, é necessário esclarecer os efeitos da salinidade na *E. crassipes* durante a produção metanogênica, em reatores anaeróbios, considerando a relevância dos corpos hídricos.

### 3.4 REATOR ANAERÓBIO

Os reatores anaeróbios são habitualmente empregados na digestão anaeróbia devido à simplicidade, rapidez e baixo custo. A priori, o substrato é inserido no reator e permanece até que ocorra a degradação completa da matéria orgânica, considerado este como o tempo de retenção hidráulica (WARD et al., 2014). Dessa maneira, possibilita um maior controle da mistura, temperatura de operação e dispersão do inóculo, nutrientes e ácidos.

Todavia, os reatores anaeróbios sequenciais possuem limitações como altas flutuações na produção de gás, qualidade do biogás e perdas de biogás no momento de esvaziar os reatores (KHALID et al., 2011). Sendo assim, em concordância com Domingos (2022), o contingente de substrato ofertado ao meio e a quantidade de microrganismos presentes no inóculo é restrito, resultando numa curva típica, ilustrada na Figura 3.

**Figura 3.** Curva típica de crescimento bacteriano e de arqueas



Fonte: Domingos (2022)

Também, indica-se que os reatores sejam agitados de forma moderada para evitar o estresse ao meio e a perda de material aderido às paredes do reator, assim, garante-se que o volume de gases gerados seja exclusivamente do substrato, sem a influência de resíduos de matéria orgânica presente no inóculo (MORETTI, 2021). À vista disso, para avaliar este parâmetro, devem-se incluir reatores controle, que recebem apenas a porção de inóculo e são operados sob as mesmas condições dos demais (MORETTI, 2021).

O inóculo é constituído por microrganismos introduzidos no meio fermentativo, com o propósito de otimizar a degradação do substrato, e quando empregado de maneira adequada, resulta em uma notável intensificação na produção de biogás. Além disso, gera efeitos diretos sobre o teor de metano, como o aumento da taxa de desintegração, a redução da fase *lag*, bem como, influencia as atividades enzimáticas, a composição da comunidade microbiana e os parâmetros físico-químicos envolvidos no processo (BARROS, 2022).

Sabe-se, que a incorporação do inóculo com potencial metanogênico proporciona o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N) e melhora as condições do substrato para a

ação microbiana (BARCELOS, 2009). Assim, o uso dele na partida dos reatores é considerado uma estratégia que visa o aperfeiçoamento da digestão anaeróbia, conseqüentemente, gera o aumento na produção de biogás e diminui o tempo de degradação (KHALID et al., 2011).

Dentre as diversas comunidades microbianas que podem ser usadas como inóculo, destaca-se a comunidade mista, especificamente, o lodo anaeróbio que é considerado o inóculo mais eficiente e prático, por causa da sua disponibilidade na natureza, sua capacidade de sobreviver em condições ambientais adversas e extremas assim como habituar diversos substratos diferentes (KARIM et al., 2021).

#### 4. METODOLOGIA

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Controle Ambiental (LCA) e no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), ambos situados no Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas. Através de 8 reatores anaeróbios operados em batelada, de volume reacional igual a 185 mL, mantidos sob uma temperatura de  $35\pm 1^\circ\text{C}$  e rotação de 120 rpm.

O delineamento experimental adotado para investigar a produção metanogênica em diferentes partes da biomassa foi o esquema fatorial  $2^2$ , indicado quando deseja-se estudar os efeitos de duas ou mais variáveis de influência. As macrófitas aquáticas das espécies submersas *Eichhornia crassipes*, apresentadas na Figura 4, foram coletadas no baixo do Rio São Francisco, precisamente no município de Piaçabuçu, localizado no nordeste do Brasil.

Vale frisar, que o município de Piaçabuçu, situado no sul de Alagoas, faz divisa com o estado de Sergipe e encontra-se entre o oceano Atlântico e o Rio São Francisco. As suas coordenadas geográficas são aproximadamente latitude -10.406 e longitude -36.434, com uma área total de aproximadamente 240,01 quilômetros quadrados, é uma região de grande importância geográfica e ambiental.

**Figura 4.** Macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* coletadas em Piaçabuçu



Fonte: Autora (2024)

Após a coleta, a biomassa foi lavada com água em abundância e submetida ao processo de secagem, em uma estufa de circulação forçada, à  $65^\circ\text{C}$  por 72 horas. Em seguida,

moída em um liquidificador industrial de alta rotação, para ser utilizada *in natura* nos reatores, conjuntamente, com o inóculo (lodo obtido de um reator UASB) e alcalinizante (bicarbonato), levando em consideração a quantidade de matéria orgânica volátil.

Posteriormente, todos os elementos constituintes foram adicionados nos reatores, conforme a matriz do planejamento apresentada na Tabela 1. Subsequente, o volume útil foi completado com água destilada e o potencial hidrogeniônico da reação foi ajustado para 7, através da adição de solução de hidróxido de sódio a 0,6 mol/L. Ato contínuo, o nitrogênio foi introduzido nos frascos de reatores para garantir um meio anaeróbio favorável à digestão.

**Tabela 1.** Matriz do planejamento fatorial 2<sup>2</sup> em duplicata

Variáveis	Símbolos	Níveis	
		-	+
Biomassa (g)	X1	8	12
Salinidade (ppm)	X2	3	17

Fonte: Autora (2024)

Não obstante, visando avaliar os efeitos simultâneos das variáveis, foi estabelecido os pontos centrais para cada variável experimental, sendo estes fixados em 10 para a biomassa e salinidade. Além disso, para analisar os resultados obtidos, implementou-se um reator distinto no escopo deste estudo, nomeado branco, composto pela proporção idêntica de inóculo e água destilada, com o propósito de avaliar se a produção metanogênica é majoritariamente proveniente da biomassa.

As coletas dos gases foram iniciadas 24 horas após a partida dos reatores, por meio da retirada de 300 µL de amostra e injeção manual no cromatógrafo. Para quantificar a produção metanogênica, aplicou-se o método de Santos Filho (2015), cuja área de metano é convertida utilizando a equação padrão da reta em mol de CH<sub>4</sub>, em seguida, o acumulado das concentrações de metano nos tempos que foi determinado.

A partir disso, os valores de metano obtidos nas amostras foram convertidos para *headspace* de cada frasco, de acordo com a Equação 1.

**Equação 1.** Equação de conversão do volume da amostra para o headspace

$$[CH_4]_{no\ headspace} = \frac{[CH_4]_{na\ amostra} * Volume\ do\ headspace}{Volume\ de\ amostragem\ (0,3\ mL)}$$

Fonte: Adaptado de Santos Filho (2015)

Onde:

$[CH_4]_{no\ headspace}$  → Quantitativo de metano no *headspace*;

$[CH_4]_{na\ amostra}$  → Quantidade de metano na amostra injetada no cromatógrafo;

*Volume do headspace* → Volume total do *headspace* do reator;

*Volume de amostragem* → Volume extraído do reator e injetado no cromatógrafo.

O volume acumulado de metano em *headspace* foi transformado em mililitros de CH<sub>4</sub>, conforme a equação geral dos gases, dada pela Equação 2.

**Equação 2.** Equação Geral dos Gases

$$PV = nRT$$

Fonte: Santos Filho (2015)

Onde:

$P$  → 1 atm (pressão atmosférica);

$V$  → volume convertido;

$n$  → número de mols do gás;

$R$  → 0,082 atm.L.K<sup>-1</sup>.mol<sup>-1</sup>;

$T$  → 308,15 K.

O modelo de Gompertz modificado por Lay, Lee e Noike (1997) foi empregado para ajustar os dados da produção acumulada em cada reator, conforme a Equação 3.

**Equação 3.** Modelo de Gompertz modificado

$$M = P \cdot \exp \left[ - \exp \left\{ \frac{R \cdot e}{P} \cdot (\lambda - t) + 1 \right\} \right]$$

Fonte: Lay, Lee e Noike (1997)

Onde:

$M$  → produção acumulada de metano (mL);

$P$  → potencial de produção de metano (mL);

$R$  → taxa de produção de metano (mL/h);

$t$  → tempo de incubação dos reatores (h);

$e$  → número de Euler (2,71828);

$\lambda$  → fase lag (h).

A caracterização da composição foi realizada tanto no início quanto no término do experimento, de acordo com os métodos de Apha (1999). Minuciosamente, para determinação dos Sólidos Totais (ST), o peso da cápsula de porcelana foi mensurado após sua remoção da mufla a 550°C por 1 hora, seguida pelo resfriamento em dessecador e pesagem.

Em seguida, transferiu-se cerca de 25 mL da amostra bruta para a cápsula e colocou-a em estufa a temperatura de 103-105°C por aproximadamente 24 horas. Após retirá-las da estufa foram colocadas em dessecador até esfriarem e a cápsula foi novamente pesada, obteve-se assim o peso seco, conforme a Equação 4.

**Equação 4.** Equação para cálculo da concentração dos ST

$$ST \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{(P_1 - P_0) \cdot 10^6}{V_{Amostra}}$$

Fonte: Apha (1999)

Onde:

$P_0$  → peso inicial da cápsula;

$P_1$  → peso seco da cápsula;

$V_{Amostra}$  → Volume da amostra (L).

Similarmente, para a determinação dos Sólidos Voláteis (SV), a cápsula retirada da estufa e pesada, foi submetida à calcinação em mufla a 550°C por 1 hora, em seguida, foram retiradas da mufla e resfriadas em dessecador. Sucessivamente, foram pesadas em uma balança de precisão, resultando na obtenção do peso ( $P_2$ ) e quantificação a partir da Equação 5.

**Equação 5.** Equação para cálculo da concentração dos SV

$$SV \left( \frac{mg}{L} \right) = \frac{(P_1 - P_2) \cdot 10^6}{V_{Amostra}}$$

Fonte: Apha (1999)

Posteriormente, o rendimento dos reatores foi estimado a partir dos SV e da produção metanogênica, conforme a Equação 6.

**Equação 6.** Rendimento dos reatores

$$Rendimento \left( \frac{mL}{g} \right) = \frac{M}{SV}$$

Fonte: Adaptado de Barros (2022)

Onde:

$M \rightarrow$  produção acumulada de metano (mL);

$SV \rightarrow$  Sólidos Voláteis (g).

A máxima produção de metano foi obtida através da aplicação das funções sigmóides não lineares de Gompertz, por meio da produção de  $\text{CH}_4$  ajustada, proveniente da Equação 3. Pormenorizadamente, para determinar a taxa máxima de produção do biogás em cada reator, fez-se necessário derivar a sigmoide e a análise foi conduzida com auxílio do *software* Microsoft Excel.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A *Eichhornia crassipes* após secagem a 65°C por 72 horas, foi moída ao tamanho de partícula de 5 mm, conforme disposto na Figura 5.

**Figura 5.** Macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* após moagem



Fonte: Autora (2024)

Segundo Moretti (2021) a taxa de conversão do substrato em biogás é influenciada por diversos fatores, incluindo a composição microbiológica, a presença de Sólidos Voláteis (SV) e o tamanho da partícula. À vista disso, montou-se um conjunto experimental contendo oito reatores anaeróbios, operados em batelada, de acordo com a Tabela 2, para realização dos ensaios.

**Tabela 2.** Matriz de planejamento experimental

Nomenclatura	Valores codificados		Valores não codificados	
	Biomassa (g)	NaCl (ppm)	Biomassa (g)	NaCl (g)
R1	-1	-1	14,8	0,555
R2	1	-1	22,2	0,555
R3	-1	1	14,8	3,145
R4	1	1	22,2	3,145
R5	0	0	18,5	1,85
R6	0	0	18,5	1,85
R7	0	0	18,5	1,85

Fonte: Autora (2024)

Após a montagem dos experimentos, mostrados na Figura 6, procedeu-se ao acompanhamento por meio da coleta do biogás para a realização de sua caracterização.

**Figura 6.** Reatores operados em batelada

Fonte: Autora (2024)

Visando a uniformização desse tipo de ensaio e a garantia de resultados comparáveis em diferentes estudos, a Verein Deutscher Ingenieure (Associação Alemã de Engenheiros) estabelece diretrizes normativas para a obtenção do Potencial Bioquímico de Metano. Posto isto, os ensaios em batelada, devem operar sob condições controladas de temperatura e pressão, entre 30 a 60 dias, a depender do substrato (MORETTI, 2021).

Nessa perspectiva, os reatores anaeróbios foram operados por 37 dias, nos quais foram realizadas 24 coletas de dados, através da cromatografia gasosa, conforme ilustrado na Figura 7, para avaliar a produção metanogênica acumulada, posteriormente, ajustada ao modelo adaptado da sigmoide de Gompertz.

**Figura 7.** Injeção manual da amostra no cromatógrafo

Fonte: Autora (2024)

## 5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS REATORES

Antes de iniciar os experimentos, as macrófitas aquáticas foram submetidas à secagem e posteriormente analisadas quanto ao teor de umidade. De acordo com Dutra (2018, p. 23) “a *E. crassipes* contém mais de 95% de água, mas em razão do seu tecido fibroso e alta quantidade de energia e proteína”.

Neste estudo, as macrófitas *in natura*, dispostas na Figura 8, apresentaram um teor de umidade de aproximadamente 94,18%, similar ao encontrado na literatura.

**Figura 8.** Macrófitas *in natura* após lavagem com água em abundância



Fonte: Autora (2024)

Salienta-se, que o intuito central da secagem e verificação do teor de umidade é minimizar a proliferação de microrganismos capazes de degradar ou fermentar o material, como efeito, propiciar aos ensaios métodos de condicionamento e estocagem favoráveis, reduzindo alterações significativas da biomassa após a armazenagem (DUTRA, 2018).

O experimento englobou um controle, abrangendo apenas o inóculo e água destilada, na mesma proporção, para monitorar o contingente de biogás produzido nas condições operacionais propostas. Sucessivamente, a produção de CH<sub>4</sub> foi determinada por meio da cromatografia gasosa, cujo gás de arraste empregado foi o argônio (Ar).

Ressalta-se, que as análises do pH e Sólidos Voláteis foram efetuadas de maneira isolada, respectivamente, tanto no início quanto no término do processo contínuo. A priori, conforme exposto na Tabela 3, o pH inicial foi ajustado para 7, em seguida, adicionou-se NaHCO<sub>3</sub> como tampão para estabilizar o pH do sistema durante a digestão anaeróbia.

**Tabela 3.** Valores do pH obtidos no início do procedimento experimental

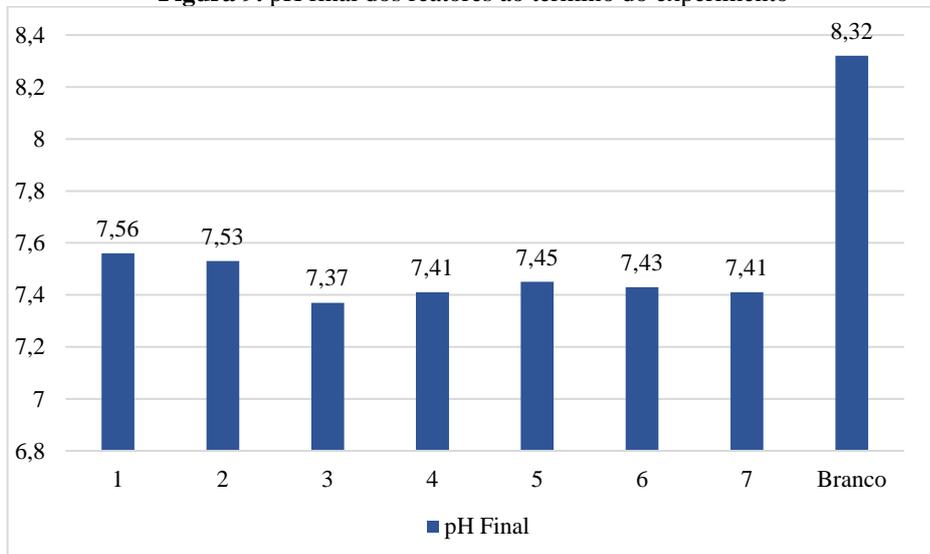
Reator	pH		
	Inicial	Corrigido	NaHCO <sub>3</sub>
R1	6,80	7,02	8,30
R2	6,82	7,05	7,67
R3	6,61	7,02	8,18
R4	7,02	7,00	7,90
R5	6,90	7,00	7,98
R6	6,90	7,00	7,98
R7	6,90	7,00	7,98
Branco	7,63	7,00	8,48

Fonte: Autora (2024)

Como mencionado por Dutra (2018), quando não há um bom tamponamento, o crescimento das bactérias acidogênicas, na presença de matéria orgânica, é favorecido. Conseqüentemente, ocasiona o acúmulo de ácidos voláteis no meio, cujo excesso reduz significativamente o pH do sistema, tornando-o tóxico para as arqueas metanogênicas, responsáveis pela produção de CH<sub>4</sub> (DUTRA, 2018).

### 5.1.1 Análise do pH

O pH é um parâmetro utilizado para avaliar a estabilidade de reatores metanogênicos, visto que para a produção de CH<sub>4</sub>, o reator deve ter um sistema tampão eficaz, pois mudanças severas no pH podem prejudicar o funcionamento normal do mesmo. Neste encadeamento, ao término do ensaio experimental, analisou-se o pH final, conforme apresentado na Figura 9.

**Figura 9.** pH final dos reatores ao término do experimento

Fonte: Autora (2024)

Em conformidade com Speece (1995), a operação de um reator anaeróbio com pH constante, abaixo de 6,5 ou acima de 8,3, pode encerrar a diminuição significativa da taxa de produção de metano. Minuciosamente, as bactérias acidogênicas apresentam um crescimento rápido na presença de matéria orgânica, ocasionando o acúmulo dos ácidos voláteis no meio (DUTRA, 2018).

Sabe-se, que o “acúmulo de ácidos voláteis podem causar queda do pH em valores inferiores a 6,6 o que causa a inibição do crescimento das arqueas metanogênicas, porém, não afetam a atividade das bactérias acidogênicas” (BARROS, 2022, p. 25). À vista disso, se o sistema não possuir um bom tamponamento, haverá uma queda drástica do pH do meio, tornando-o tóxicos para as arqueas metanogênicas, esse fenômeno é chamado de azedamento (DUTRA, 2018).

Observa-se que o pH situou-se dentro da faixa considerada ideal para a produção de metano, favorecendo significativamente a digestão anaeróbia, pois a manutenção do pH dentro dos parâmetros desejados proporcionou um ambiente propício para as atividades das arqueas metanogênicas. Como efeito, alega-se que o bicarbonato de sódio foi eficaz, indicando uma estabilidade notável nos valores de pH resultantes em todos os reatores após o processo, sendo detectada uma redução insignificante, inferior a 1.

No entanto, destaca-se que o reator R3 apresentou a maior redução de pH, sendo este o que continha a menor quantidade de biomassa e a concentração mais elevada de NaCl, aproximadamente 17 g.L<sup>-1</sup>. Segundo Moreira (2022) o aumento da salinidade no meio é capaz de modificar os processos físico-químicos, dentre eles o pH. Posto isto, sugere-se uma correlação direta entre a presença de sais e a diminuição do pH, indicando a influência significativa desses componentes na dinâmica do sistema.

### **5.1.2 Análise dos Sólidos Voláteis (SV)**

Os Sólidos Voláteis (SV) são indicativos da presença de matéria orgânica, e níveis elevados desses sólidos podem favorecer a produção de biogás. Além disso, a eliminação de SV é considerada um fator crítico na digestão anaeróbia, sendo influenciada por diversas condições, como o pré-tratamento do substrato, a presença de material fibroso e a taxa de hidrólise. É possível ainda, interligar as baixas reduções de SV a baixa solubilidade da biomassa durante a hidrólise (MORETTI, 2021).

Conforme Dutra (2018) a *E. crassipes* tem alta capacidade de degradação, como efeito, resulta em um elevado potencial para a produção de biogás, atingindo 267 L de biogás

por kg de SV. Neste estudo, as análises de remoção de sólidos foram utilizadas como indicadores da produção de metano, como exposto na Tabela 4, comparou-se os valores iniciais e finais dos sólidos nos reatores, bem como, suas respectivas taxas de remoção ou crescimento.

**Tabela 4.** Eficiência de remoção de sólidos dos reatores em batelada

Reator	Antes da digestão		Após a digestão		Eficiência de Remoção do SV (%)
	ST <sub>Inicial</sub> (g/L)	SV <sub>Inicial</sub> (g/L)	ST <sub>Final</sub> (g/L)	SV <sub>Final</sub> (g/L)	
R1	8,7944	6,3144	8,1128	5,7524	8,90
R2	13,072	9,8536	10,6688	7,5924	22,95
R3	9,8968	6,0836	9,2904	5,7116	6,11
R4	13,54	9,2548	12,0656	7,876	14,90
R5	10,9056	7,4204	10,488	7,154	3,59
R6	11,5352	7,8036	10,008	6,7048	14,08
R7	11,3964	7,6128	10,1948	6,9	9,36

Fonte: Autora (2024)

As análises foram realizadas tanto no início quanto no término da fermentação, para caracterizar os reatores. Os parâmetros avaliados incluíram a concentração de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV), todos medidos em gramas por litro (g/L). Subsequente, as variações percentuais desses parâmetros entre as fases inicial e final também foram registradas.

A eficiência da digestão anaeróbia na transformação na conversão da biomassa de macrófitas aquáticas em energia apresenta o rendimento médio de 60% de metano (DUTRA, 2018). Para que o processo de biodigestão ocorra de maneira adequada, é necessário que o teor de redução de SV seja elevado, dado que a diminuição de SV indicará o contingente de matéria orgânica que se converterá em biogás (SANTOS FILHO, 2015).

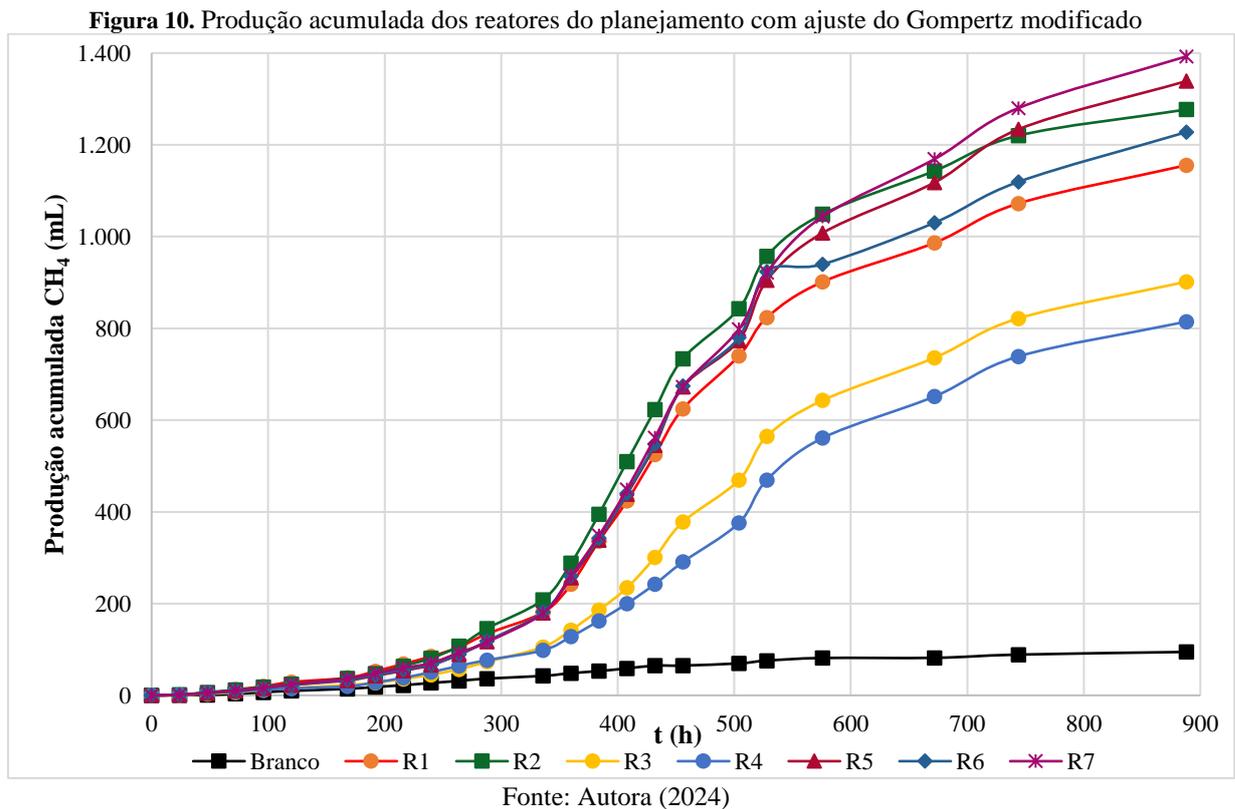
Após a digestão anaeróbia, houve uma redução substancial na concentração de SV, equivalente a 22,95%, no reator R2, que possuía o maior contingente de biomassa e menor salinidade. Ao realizar uma análise comparativa com o estudo de Dutra (2018), constata-se que a eficiência de remoção, encontrada para a biomassa *E. crassipis* foi 29,28%, similar à observada no reator em questão.

Ao longo do processo de digestão anaeróbia, a matéria orgânica é convertida em biogás. Dessa maneira, é plausível atribuir a redução na concentração de sólidos voláteis (SV) à eficácia do processo de fermentação. Conforme Dutra (2018) a *E. crassipes* tem alta capacidade de degradação, como efeito, resulta em um elevado potencial para a produção de biogás, atingindo 267 mL de biogás por g de SV.

Conjuntamente, altas concentrações salinas podem inibir o crescimento de certos microrganismos e alterar a composição da comunidade microbiana, levando a diminuição na eficiência da degradação da matéria orgânica (GOMES, 2011). Nesse cenário, verificou-se que o reator R4, com aproximadamente 0,017 g de NaCl por litro apresentou uma eficiência baixa, correspondente a 6,11.

## 5.2 ANÁLISE DA PRODUÇÃO DE CH<sub>4</sub> ACUMULADO NOS REATORES

Após 37 dias de fermentação anaeróbia, a geração de metano nos reatores foi avaliada, a partir disso, foi possível quantificar os valores da produção metanogênica acumulada em cada reator, bem como a média de produção, utilizando o ajuste de curva do modelo *Gompertz* modificado. A Figura 10, ilustra graficamente a produção acumulada (representada por símbolos) dos reatores do planejamento experimental e o ajuste (representado pelas linhas) dos dados obtidos.



Observou-se, que todos os reatores submetidos à fermentação anaeróbia produziram biometano, indicando que a digestão anaeróbia é eficiente na conversão da biomassa de macrófitas aquáticas em energia. A partir da análise dos dados quantitativos, constatou-se que a média de produção de metano dos reatores foi de 353,7 mLCH<sub>4</sub>.

Destaca-se, que o reator R2, que continha a maior quantidade de biomassa e a menor salinidade, obteve a maior média, atingindo 408,04 mLCH<sub>4</sub>. Além disso, até cerca de 650 horas de operação, este reator apresentou uma produção de CH<sub>4</sub> superior em comparação aos demais. A partir disso, sugere-se uma correlação direta entre a quantidade de biomassa e a produção de metano, bem como uma correlação inversa entre a salinidade e a produção de metano.

Apesar de possuir a mesma quantidade de biomassa, constatou-se que o reator R4 alcançou a menor média de produção metanogênica, em torno de 210,47 mLCH<sub>4</sub>, praticamente metade da produção do reator com a maior média. Por conseguinte, é plausível atribuir esta inferioridade à alta salinidade, cerca de 6 vezes maior em relação ao reator R2. Além disso, observou-se que os reatores que incluíam esta porção de NaCl estavam abaixo da média, representando 28,57% dos reatores operantes.

A salinidade tem o potencial de modificar a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas, promovendo alterações na morfologia das células foliares, por meio da modulação da perda de mecanismo de tolerância à NaCl. Salienta-se, que o aumento excessivo da concentração dos íons Na<sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup> interfere na absorção dos nutrientes essenciais para as plantas, através de interações competitivas, que afetam a seletividade iônica das membranas celulares (GOMES, 2011).

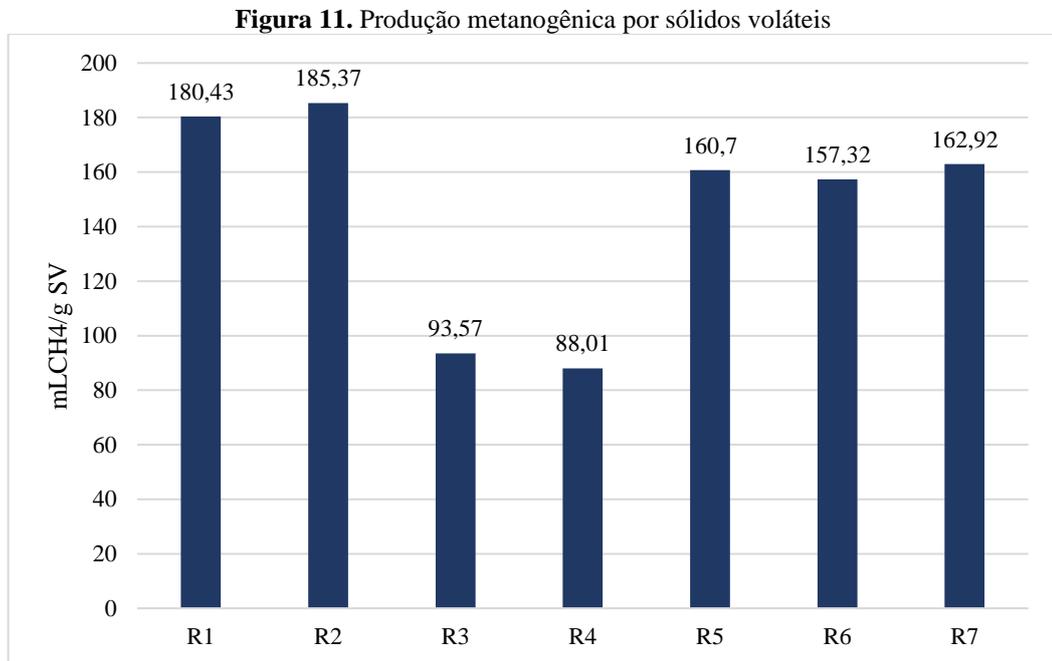
Além disso, altas concentrações de salinidade podem alterar o equilíbrio iônico, causando estresse hiperosmótico e toxicidade nas plantas (GOMES, 2011). De acordo com Selva Filho (2021), as macrófitas apresentam excelente crescimento quando a salinidade é de 0 g de NaCl/L. Além disso, em rio eutrofizado, possuem 3,7% ± 0,1% de nitrogênio, a razão C/N foi 10,5 (SELVA FILHO, 2021).

### 5.3 ANÁLISE DO RENDIMENTO DOS REATORES NA PRODUÇÃO DE CH<sub>4</sub>

Os Sólidos Totais (ST) são constituídos por partículas ou substâncias que estão dissolvidas ou suspensas no líquido, sendo estes categorizados em Sólidos Voláteis (SV), que correspondem à porção orgânica, e Sólidos Fixos (SF), que se referem à porção inorgânica (DOMINGOS, 2022). Segundo Leite e Povinelli (1999, p. 230) “quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis maior, também, deverá ser a taxa de bioconversão do resíduo”.

Neste estudo, conforme exposto na Figura 11, o rendimento foi analisado de acordo com os SV e a avaliação da produção de CH<sub>4</sub> foi baseada nos cálculos de Barros (2022) e Domingos (2022), onde considera-se a disponibilidade inicial de matéria orgânica para o

consumo via digestão anaeróbia em cada reator. Detalhadamente, conforme exposto na Equação 6, os valores finais de produção acumulada de metano (mL CH<sub>4</sub>) foram divididos pela quantidade de sólidos voláteis iniciais (g SV) em cada reator.



Fonte: Autora (2024)

Averiguou-se, que a média de produção alcançada, foi em torno de 146,90 mLCH<sub>4</sub>/g SV e os resultados indicam que ocorreu uma remoção expressiva da matéria orgânica presente nos reatores, apontando que a digestão anaeróbia promoveu um tratamento satisfatório das macrófitas aquáticas. Ao comparar com estudos anteriores, os rendimentos encontrados por Dutra (2018) e Moretti (2021) foram 159 mLCH<sub>4</sub>/g SV e 117 mLCH<sub>4</sub>/g SV, respectivamente.

Há uma discrepância significativa entre o rendimento obtido neste estudo e o relatado por Moretti (2021), como efeito, é possível atribuir às condições operacionais específicas empregadas em cada estudo. A posteriori, viu-se que os reatores R1 e R2, cuja salinidade foi inferior aos demais reatores, demonstraram o melhor desempenho, produzindo, 180,43 mLCH<sub>4</sub>/g SV e 185,37 mLCH<sub>4</sub>/g SV, respectivamente.

Sabe-se, que a salinidade tem a capacidade de influenciar a atividade microbiana e, consequentemente, a eficiência do processo de digestão anaeróbia, onde níveis elevados podem reduzir a produção de CH<sub>4</sub>. Complementando, “variações nas concentrações de sal entre 0,5-2%, normalmente causam significativas anormalidades no sistema” (SANTOS, 2012, p. 45).

Além disso, as taxas de degradação da matéria orgânica diminuem em processos de tratamento de efluentes quando há presença de salinidade. (SANTOS, 2012). Portanto, a baixa salinidade presente nos reatores R1 e R2 pode ter proporcionado um ambiente mais favorável para os microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, resultando em uma maior produção de biometano por gramas de sólidos voláteis disponíveis.

#### 5.4 ANÁLISE DO PLANEJAMENTO FATORIAL 2<sup>2</sup>

##### 5.4.1 Análise da Salinidade

A variação na salinidade foi avaliada para compreender seu efeito sobre a atividade metanogênica. Dessa forma, os reatores R2 e R4, caracterizados por abranger a mesma quantidade de biomassa e apresentarem distinções em relação à concentração de salinidade, como disposto na Tabela 5, foram comparados.

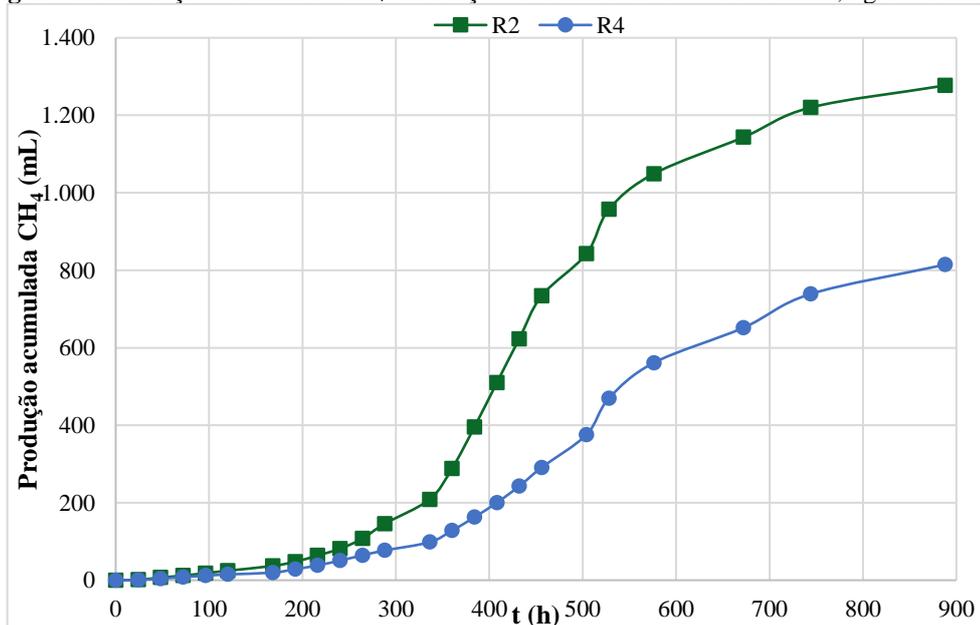
**Tabela 5.** Composição dos Reatores R2 e R4

Nomenclatura	Biomassa	NaCl
	(g)	(g)
R2	22,2	0,555
R4	22,2	3,145

Fonte: Autora (2024)

Graficamente, conforme exposto na Figura 12, é possível identificar uma divergência significativa, em relação aos valores de CH<sub>4</sub> acumulado.

**Figura 12.** Produção acumulada CH<sub>4</sub> em função da salinidade: reatores com 22,2 g de biomassa



Fonte: Autora (2024)

No que tange os demais parâmetros, analisando a Tabela 6, é plausível alegar que as condições propostas para o reator R2 favoreceram a produção metanogênica.

**Tabela 6.** Parâmetros Avaliados

<b>Nomenclatura</b>	<b>Remoção pH</b> %	<b>Eficiência de Remoção do SV</b> %	<b>Produção Acumulada de CH<sub>4</sub></b> mL	<b>Média Acumulada de CH<sub>4</sub></b> mL
R2	1,83	22,95	2553,91	816,07
R4	6,20	14,90	1628,98	420,95

Fonte: Autora (2024)

Observa-se, que o reator R4, com a concentração de salinidade correspondente a 17 g.L<sup>-1</sup> apresentou o menor desempenho em todos os aspectos explorados, sendo 36% inferior em relação a produção metanogênica acumulada e teve uma média, aproximadamente, 50% menor ao reator comparado.

Reforçando isto, viu-se que o reator R2 apresentou a maior eficiência de remoção dos SV e a menor redução do pH, constatando que a salinidade ocasiona um ambiente desfavorável para a atividade biológica responsável pela degradação da matéria orgânica e produção de metano.

Analogamente, ao investigar os reatores R1 e R3, cujas composições estão detalhadas na Tabela 7, identificou-se as mesmas evidências em relação ao efeito da salinidade no meio.

**Tabela 7.** Composição dos Reatores R2 e R4

<b>Nomenclatura</b>	<b>Biomassa</b> (g)	<b>NaCl</b> (g)
R1	14,8	0,555
R3	14,8	3,145

Fonte: Autora (2024)

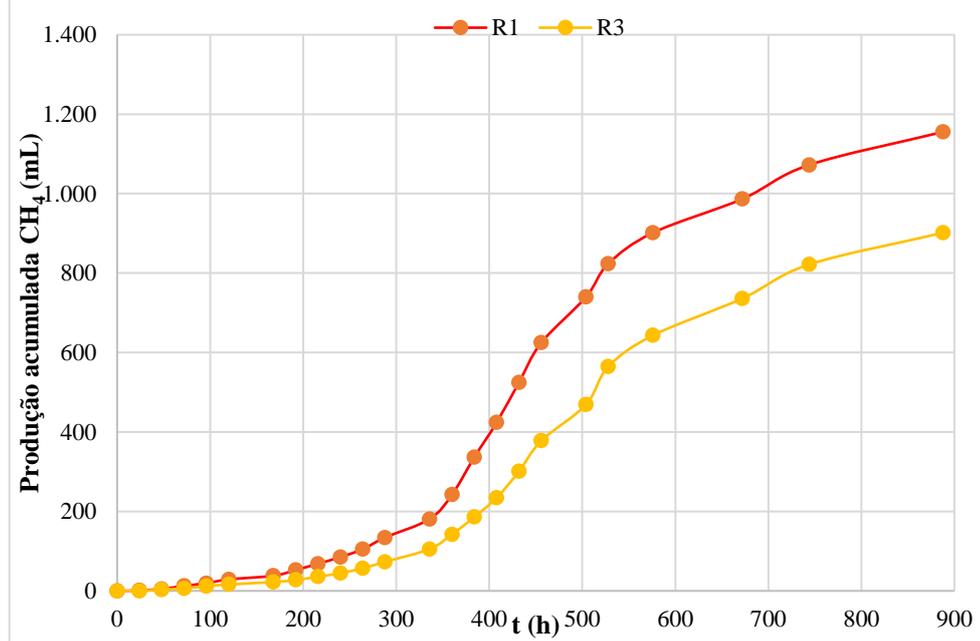
A partir da Figura 13, foi plausível observar graficamente a produção acumulada de CH<sub>4</sub> desses reatores. Vale frisar, que apesar das variações nas concentrações de salinidade serem idênticas aos reatores anteriores, houve similaridade em alguns parâmetros investigados, conforme apresentado na Tabela 8.

**Tabela 8.** Parâmetros Avaliados

<b>Nomenclatura</b>	<b>Remoção pH</b> %	<b>Eficiência de Remoção do SV</b> %	<b>Produção Acumulada de CH<sub>4</sub></b> mL	<b>Média Acumulada de CH<sub>4</sub></b> mL
R1	8,92	8,9	2311,03	713,62
R3	8,18	6,11	1803,00	481,85

Fonte: Autora (2024)

**Figura 13.** Produção acumulada CH<sub>4</sub> em função da salinidade: reatores com 14,8 g de biomassa



Fonte: Autora (2024)

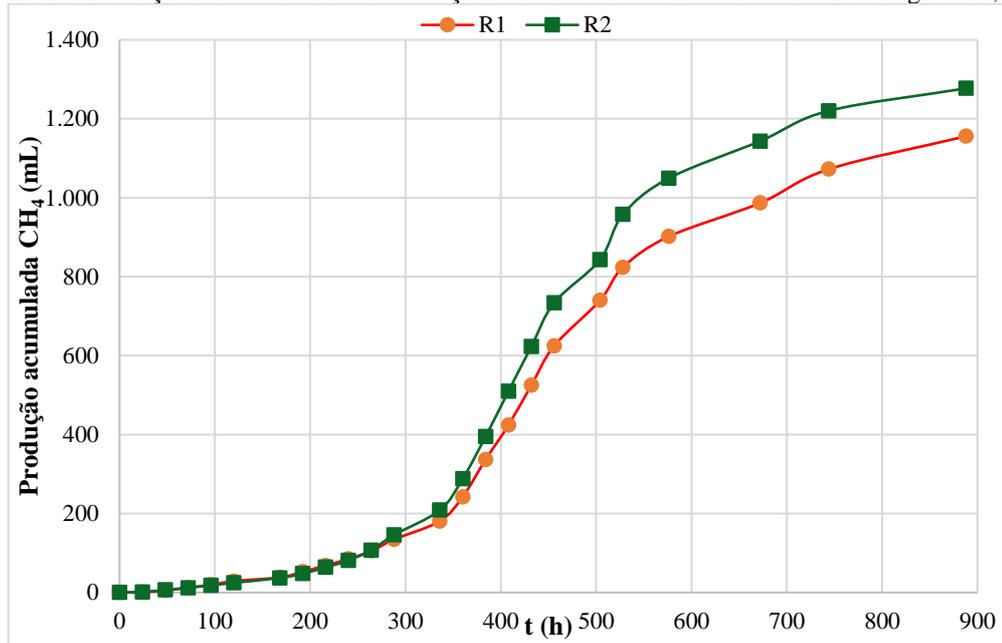
O reator R1, com a concentração de salinidade correspondente a 3 g.L<sup>-1</sup> apresentou a maior produção de metano acumulada, como também a melhor eficiência de remoção do SV, indicando uma alta capacidade de degradação orgânica, responsável pelo potencial para a produção de biogás. No entanto, é sabido que a faixa de pH afeta diretamente a atividade dos microrganismos na digestão anaeróbia, posto isto, viu-se que a redução neste reator foi cerca de 8% maior, ao comparar com o reator R3.

Diante disso, torna-se indispensável analisar a influência da biomassa nos resultados observados, bem como investigar como a quantidade de macrófitas aquáticas interagem com as concentrações de salinidade, a fim de compreender melhor o funcionamento desses sistemas e otimizar sua eficácia no tratamento de efluentes.

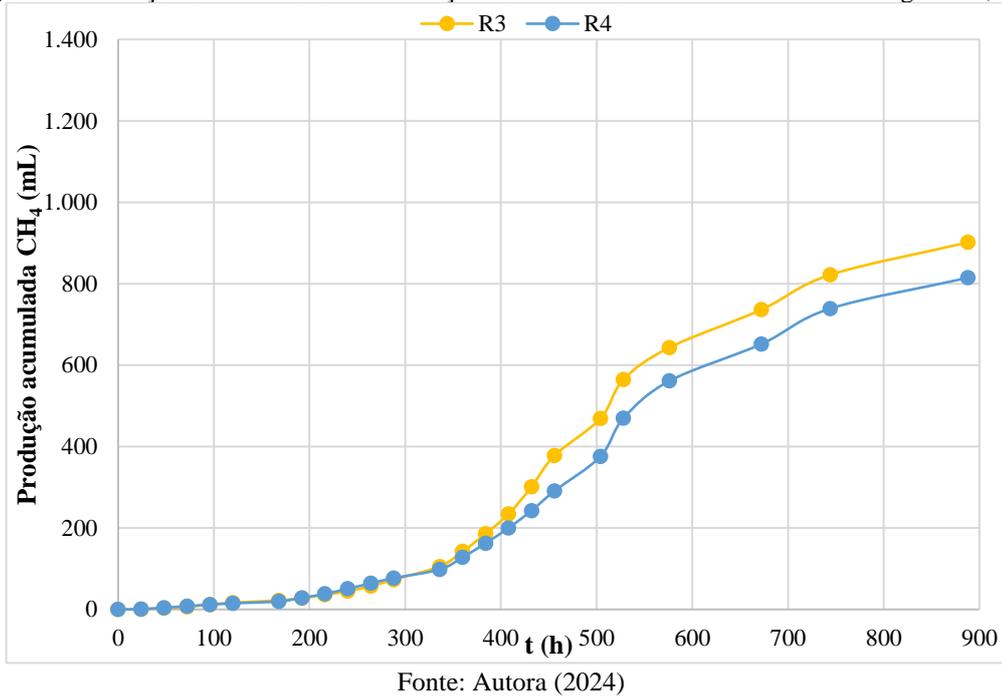
#### 5.4.2 Análise da Biomassa

Ao examinar a variação da biomassa, conforme evidenciado nas Figuras 14 e 15, observa-se que as curvas exibem comportamentos semelhantes, seguindo uma tendência em ambos os casos.

**Figura 14.** Produção acumulada CH<sub>4</sub> em função da biomassa: reatores com salinidade igual a 0,555 g



**Figura 15.** Produção acumulada CH<sub>4</sub> em função da biomassa: reatores com salinidade igual a 3,145 g



A *a priori*, analisando visualmente os reatores cujas composições detalhadas estão dispostas na Tabelas 9, nota-se uma proximidade na produção metanogênica, no decorrer da fermentação anaeróbia, indicando que a salinidade é um fator crítico na produção de CH<sub>4</sub>.

**Tabela 9.** Composição dos Reatores R2 e R4

<b>Nomenclatura</b>	<b>Biomassa (g)</b>	<b>NaCl (g)</b>
R1	14,8	0,555
R2	22,2	0,555
R3	14,8	3,145
R4	22,2	3,145

Fonte: Autora (2024)

Analisando os parâmetros, apresentados na Tabela 10, é evidente que a presença dos íons salinos influencia diretamente a atividade dos microrganismos responsáveis pela degradação dos resíduos orgânicos e, conseqüentemente, a conversão desses materiais em biogás.

**Tabela 10.** Parâmetros Avaliados

<b>Nomenclatura</b>	<b>Remoção pH %</b>	<b>Eficiência de Remoção do SV %</b>	<b>Produção Acumulada de CH<sub>4</sub> mL</b>	<b>Média Acumulada de CH<sub>4</sub> mL</b>
R1	8,9	8,92	2311,03	713,62
R2	22,95	1,83	2553,91	816,07
R3	9,90	6,11	1803,00	481,85
R4	6,20	14,90	1628,98	420,95

Fonte: Autora (2024)

Constatou-se que a produção metanogênica nos reatores com a concentração maior de cloreto de sódio foi cerca de 50% inferior em comparação aos reatores demais. É plausível atribuir esta divergência à salinidade, visto que as macrófitas aquáticas são sensíveis à variação de NaCl, neste cenário, o sal afeta a degradação dos resíduos orgânicos e a produção de metano.

Apesar da biomassa ser fundamental para a digestão anaeróbia, a salinidade emerge como um elemento de controle ainda mais premente para otimizar a eficiência e a eficácia dos reatores em diversas condições. À vista disso, este estudo revelou que a predominância das concentrações de salinidade, onde o aumento desfavorece a produção metanogênica.

Contudo, perante o exposto é evidente que uma das limitações deste estudo reside na falta de caracterização de parâmetros essenciais, como a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e os carboidratos, fundamentais para estabelecer comparações significativas entre diferentes condições e processos. Logo, a ausência dessas informações pode ter impactado a interpretação dos resultados e a validade das conclusões obtidas.

Dessa maneira, indica-se para futuros estudos a realização da caracterização completa dos parâmetros relevantes. Também, levando em consideração que o reator R2 demonstrou maior eficácia, em todos os aspectos avaliados, sugere-se expandi-lo para uma escala industrial. Como efeito, a inclusão de dados mais detalhados irá colaborar na compreensão e a viabilidade do processo estudado, contribuindo para avanços significativos na área de biocombustíveis e tratamento de resíduos.

## 6. CONCLUSÃO

Neste estudo, após 37 dias de operação, os resultados quantitativos evidenciaram que todos os reatores submetidos à fermentação anaeróbia produziram biometano, indicando a eficácia do processo na conversão da biomassa de macrófitas aquáticas em energia. A média de produção metanogênica obtida foi de 353,7 mLCH<sub>4</sub>, na qual o reator R2, que continha a maior quantidade de biomassa (22,2 g) e o menor contingente de salinidade (0,555g) obteve a maior média, atingindo 408,04 mLCH<sub>4</sub>.

Constatou-se que o pH do meio se manteve dentro da faixa considerada ideal para a produção de metano, em todos os reatores, situando-se no intervalo de 6,5 a 8,3. Como efeito, esta condição favoreceu a digestão anaeróbia, garantindo um ambiente propício para a atividade das arqueas metanogênicas. À vista disso, é possível alegar que o alcalinizante utilizado nos reatores (bicarbonato de sódio) demonstrou ser altamente eficaz, ocasionando uma estabilidade notável nos valores finais do pH em todos os reatores, com uma redução inferior a 10%, especialmente, o reator R2 com a menor diminuição, equivalente a 1,83%.

Após a digestão anaeróbia, houve uma redução substancial nas concentrações de SV dos reatores, principalmente, no reator R2 correspondendo a 22,95%, este teor elevado indica a maior conversão de matéria orgânica em biogás. Ao analisar a eficiência desta conversão, evidenciou-se que o reator em questão atingiu 185,37 mLCH<sub>4</sub>/g SV, valor este superior ao registrado nos demais reatores.

*A posteriori*, através da correlação direta entre a quantidade de biomassa e a produção de metano, bem como a relação inversa entre a salinidade e a produção de metano, foi possível observar a influência desses fatores no processo de digestão anaeróbia. Constatou-se, que a salinidade tem a capacidade de influenciar a atividade microbiana e, conseqüentemente, a eficiência do processo de digestão anaeróbia, cujos níveis elevados podem reduzir a produção de CH<sub>4</sub>.

Elucidando, apesar de possuir a maior quantidade de biomassa o reator R4, cuja quantidade de NaCl foi 3,145 g, alcançou a menor média de produção metanogênica, em torno de 210,47 mLCH<sub>4</sub>, praticamente metade da produção registrada no reator R2. Portanto, concluiu-se que as altas concentrações de salinidade desfavorece a produção metanogênica, emergindo como um elemento crítico para otimizar a eficiência e a eficácia dos reatores em diversas condições.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION [APHA]. **Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater**. 22 ed. New York: Copyright, 1999.

AZEVEDO NETO, André Dias de; SACRAMENTO, Bárbara Lima do; MOURA, Silvany Cardim; CRUZ, Thaíza Suzarte; RIBEIRO, Marcos de Oliveira. A salinidade moderada não afeta o crescimento de salvinia. V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Belo Horizonte / MG, 24 a 27 nov. 2014. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/I-036.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2024.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2009. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/handle/10482/4619>. Acesso em: 28 jan. 2024.

BARROS, Thayse Farias de. **Produção de metano a partir da codigestão do caldo do capim elefante e vinhaça em reator em batelada**. 2023. 87f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Programa de pós-graduação em recursos hídricos e saneamento. Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/11802>. Acesso em: 16 jan. 2024.

BHUIYA, M. M. K.; RASUL, M. G.; KHAN, M. M. K.; ASHWATH, N. Biodiesel production and characterisation of poppy (*Papaver somniferum* L.) seed oil methyl ester as a source of 2nd generation biodiesel feedstock. **Industrial Crops and Products**, v. 152, p. 112493, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112493>. Acesso em: 16 jan. 2024.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CRUZ, Arturo Dias da. **Produção de biogás utilizando macrófitas aquáticas**. 2020. 56f. Dissertação (Mestrado em Energias Renováveis), Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis, Centro de Energias Alternativas e Renováveis, João Pessoa, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/18513>. Acesso em: 20 jan. 2024.

DIAS, N. S.; BLANCO, F. F.; SOUZA, E. R.; FERREIRA, J. F. S.; SOUSA NETO, O. N.; QUEIROZ, Í. S. R. **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. Fortaleza, INCT Sal, p. 151-162, 2016.

DOMINGOS, Heloisa Vital. **Produção metanogênica a partir da codigestão anaeróbia de silagem de capim - elefante com vinhaça em reator em batelada**. 2023. 109 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/11798>. Acesso em: 28 jan. 2024.

DUTRA, Joyce da Cruz Ferraz. **Avaliação de pré-tratamentos físico-químicos em macrófitas aquáticas na produção de energia**. 2018. 140f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia

Agrícola, Campinas, 2018. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1639147>. Acesso em: 20 jan. 2024.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FRAGOSO JUNIOR., Carlos Ruberto; FERREIRA, Tiago Ferreira; MARQUES, David da Motta. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. DOI: 10.13140/RG.2.1.4337.6725. Acesso em: 27 jan. 2023.

GHATAK, Arindam; CHATURVEDI, Palak; WECKWERTH, Wolfram. Metabolomics in Plant Stress Physiology. **Plant Genetics and Molecular Biology**, v. 50, n. 1, p. 187-236, 2018. DOI: 10.1007/10\_2017\_55. Acesso em: 28 jan. 2024.

GOMES, Maria Angélica da Conceição. **Efeito da salinidade sobre a biomassa, fisiologia e morfologia de *Salvinia auriculata* Aubl.** 90 f. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual Do Norte Fluminense Darcy Ribeiro Campos Dos Goytacazes, Rio de Janeiro, BR. Disponível em: <https://uenf.br/posgraduacao/ecologia-recursosnaturais/wp-content/uploads/sites/7/2013/10/Maria-Angelic-C-Gomes.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2024.

GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, Lina María; CORREA, Diego F.; RYAN, Stephen; JENSEN, Paul D.; PRATT, Steven; SCHENK, Peer M. Integrated biodiesel and biogas production from microalgae: towards a sustainable closed loop through nutrient recycling. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 1137-1148, 2018. DOI: 10.1016/j.rser.2017.09.091. Acesso em: 16 jan. 2024.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1737-1744, 2011. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.03.021. Acesso em: 28 jan. 2024.

KLINKERFUSS, Guilherme Arruda. **Biocombustíveis na aviação e seus impactos ambientais**. 2023. 32 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Aeronáuticas) - Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2023. Disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/33248>. Acesso em: 16 jan. 2024.

LAY, Jiunn-Jyi.; LEE, Young-Joon.; NOIKE, Tatsuya. Feasibility of biological hydrogen production from organic fraction of municipal solid waste. **Water Research**, v. 31, n. 6, p. 1518-1524, 1997. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00413-7. Acesso em: 16 jan. 2024.

LEE, Xin Jiat; ONG, Hwai Chyuan; GAN, Yong Yang; CHEN, Wei-Hsin; MAHLIA, Teuku Meurah Indra. State of art review on conventional and advanced pyrolysis of macroalgae and microalgae for biochar, bio-oil and bio-syngas production. **Energy Conversion and Management**, v. 210, p. 112707, 2020. DOI: 10.1016/j.enconman.2020.112707. Acesso em: 16 jan. 2024.

LEITE, Valderi Duarte; POVINELLI, Jurandy. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.3, n.2, p.229-232, 1999. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/vzwqLj4sr6DVDtFYvDZbjgz/?format=pdf>. Acesso em: 09 fev. 2024.

LIMA, Gabryel Pontes. **Produção de bio-hidrogênio a partir de frutas e vegetais residuais em reatores anaeróbios em batelada**. 2022. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2020. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/8806>. Acesso em: 29 jan. 2024.

MOELLER, Lucie; BAUER, Aline; WEDWITSCHKA, Harald; STINNER, Walter; ZEHNSDORF, Andreas. Crop Characteristics of Aquatic Macrophytes for Use as a Substrate in Anaerobic Digestion Plants Study from Germany. **Energies**, v. 11, n. 11, 2018. DOI: 10.3390/en11113016. Acesso em: 22 jan. 2024.

MOREIRA, Mauricio Hoffmann. **Efeitos da salinidade sobre macrófitas de água doce**. 2022. 96 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Porto Alegre, BR-RS, 2022. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/265116/001168584.pdf?sequence=1>. Acesso em: 29 jan. 2024.

MORETTI, Érika Rabello. **Biogás a partir de macrófitas: uma valorização energética de resíduos de wetlands construídos**. 2021. 99f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2021. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/5744>. Acesso em: 20 jan. 2024.

POMPÊO, Marcelo. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. 1. ed. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017. DOI: 10.11606/9788585658670. Acesso em: 20 jan. 2024.

RIBEIRO, Kainã de Sousa. **Incorporação de macrófitas (*Eichhornia crassipes*) no substrato de produção de mudas de *Inga laurina* (SW.) Willd (*Ingá-mirim*) em viveiro**. 2022. 38 f., il. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) — Universidade de Brasília, Brasília, 2022. Disponível em: <https://www.bdm.unb.br/handle/10483/33394>. Acesso em: 28 jan. 2024.

SACRAMENTO, B.; SILVA, L.; CRUZ, T.; ABREU, C.; AZEVEDO NETO, A. A baixa salinidade não afeta o crescimento e a nutrição mineral de plantas de aguapé. **ENCICLOPEDIA BIOSFERA**, [S. l.], v. 10, n. 19, 2014. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/2434>. Acesso em: 28 jan. 2024.

SANTOS FILHO, Elvan Nascimento. **Produção de metano com resíduos de biotério utilizando fluido ruminal como inóculo**. 2015. 65f. Dissertação (Mestrado em Energia da Biomassa) – Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação Profissional em Energia da Biomassa, Universidade Federal de Alagoas. Maceió, 2015. Disponível em: <https://ceca.ufal.br/pt-br/pos-graduacao/energia-da-biomassa/documentos/dissertacoes-ppgeb/dissertacoes-ppgeb>. Acesso em: 20 jan. 2024.

SANTOS, Luciana Silva. A influência da salinidade nos processos de tratamento de efluentes por lodos ativados. 2012. 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012. Disponível em:

<http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2012/DissertacaoLucSantosSet2012defesa09032012.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2024.

SELVA FILHO, Alexandre Augusto Paredes. **Aplicação da *Eichhornia crassipes* no tratamento de ambientes contaminados por petroderivados**. 2021. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) - Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2021. <http://tede2.unicap.br:8080/handle/tede/1407>. Acesso em: 29 jan. 2024.

SILVA, Fabricia M.S.; MAHLER, Claudio F.; OLIVEIRA, Luciano B.; BASSIN, João P. Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol. **Waste Management**, v. 76, p.339–349, 2018. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.02.039. Acesso em: 22 jan. 2024.

SOARES, Emerson Carlos; SILVA, José Vieira; SILVA, Themis Jesus. **O Baixo São Francisco** [recurso eletrônico]: características ambientais e sociais Maceió, AL: EDUFAL; 2022. v.2 (483 p.). ISBN: 978-65-5624-107-4. Disponível em: <https://ufal.br/ufal/pesquisa-e-inovacao/programas/expedicao-cientifica-do-rio-sao-francisco/publicacoes/e-books/e-book-o-baixo-sao-francisco-caracteristicas-ambientais-e-sociais-volume-ii>. Acesso em: 29 jan. 2024.

SPEECE, Richard E. **Anaerobic Biotechnology for industrial Wasterwaters**. 1ª Edition, Archae Press, Tennessee, USA. 394p, 1996.

VASCO-CORREA, Juliana; KHANAL, Sami; MANANDHAR, Ashish; SHAH, Ajay. Anaerobic digestion for bioenergy production: Global status, environmental and technoeconomic implications, and government policies. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1015–1026, 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.09.004. Acesso em: 16 jan. 2024.

VOGEL, Patrícia de Fátima. **FLORAL BIOLOGY OF *Eichhornia crassipes* (MART.) SOLMS (PONTEDERIAACEAE) POPULATION**. 2021. 30f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior de Licenciatura em Ciências Biológicas), Coordenação do Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Santa Helena, PR, 2021. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/27587>. Acesso em: 28 jan. 2024.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresour Technol**, v. 99, n. 17, p. 7928-40, 2008. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.02.044. Acesso em: 28 jan. 2024.

WU, Di; LI, Lei; ZHAO, Xiaofei; PENG, Young-Joon; YANG, Pingjin; PENG, Xuya. Anaerobic digestion: A review on process monitoring. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, p. 1–12, 2019. DOI: 10.1016/j.rser.2018.12.039. Acesso em: 20 jan. 2024.