

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS EM
REATORES UASB EM SÉRIE: EFEITOS DA ADIÇÃO DO
BIOCHAR**

Isabela Cristina de Arruda Appolinario

Tecnóloga em Biocombustíveis

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS EM
REATORES UASB EM SÉRIE: EFEITOS DA ADIÇÃO DO
BIOCHAR**

Discente: Isabela Cristina de Arruda Appolinario

Orientador: Dr. Roberto Alves de Oliveira

Coorientadora: Dra. Rose Maria Duda

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias-UNESP, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Microbiologia Agropecuária

2025

A652

Appolinario, Isabela Cristina de Arruda

Digestão anaeróbia de resíduos vegetais em reatores UASB em série : efeitos da adição do biochar / Isabela Cristina de Arruda Appolinario. -- Jaboticabal, 2025
93 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal

Orientador: Roberto Alves de Oliveira

1. Arqueias Metanogênicas. 2. Reatores UASB. 3. Biocarvão de

Impacto potencial desta pesquisa

Esta pesquisa destaca o potencial do uso de biochar como estratégia sustentável para otimizar a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, promovendo a valorização de resíduos orgânicos e a geração de energia renovável. Ao mitigar a acidificação, favorecer a estabilidade do processo e estimular a atividade microbiana, a adição de biochar se mostra eficaz para superar limitações operacionais comuns em reatores alimentados com substratos facilmente fermentáveis. Além disso, os resultados reforçam a relevância do equilíbrio microbiano e da criação de um ambiente favorável ao processo, consolidando esta abordagem como uma alternativa promissora para o avanço da bioenergia e da economia circular.

Potential impact of this research

This research highlights the potential of using biochar as a sustainable strategy to optimize the anaerobic digestion of food waste, promoting the valorization of organic residues and the generation of renewable energy. By mitigating acidification, enhancing process stability, and stimulating microbial activity, the addition of biochar proves effective in overcoming common operational limitations in reactors fed with easily fermentable substrates. Moreover, the results underscore the importance of microbial balance and the creation of a favorable environment for the process, establishing this approach as a promising alternative for advancing bioenergy and the circular economy.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS EM REATORES UASB
EM SÉRIE: EFEITOS DA ADIÇÃO DO BIOCHAR

AUTORA: ISABELA CRISTINA DE ARRUDA APPOLINARIO

ORIENTADOR: ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA

COORDINADORA: ROSE MARIA DUDA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Microbiologia Agropecuária, pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA
Data: 11/06/2025 10:57:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas / FCAV UNESP Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
MARCELO BRUNO
Data: 11/06/2025 14:06:04-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. MARCELO BRUNO (Participação Virtual)
Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB) / Barretos/SP

Documento assinado digitalmente
AUREO EVANGELISTA SANTANA JUNIOR
Data: 11/06/2025 09:27:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. AUREO EVANGELISTA SANTANA JUNIOR (Participação Virtual)
BIOPROJ Tecnologia Ambiental Ltda / São Carlos/SP

Jaboticabal, 10 de junho de 2025

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Isabela Cristina de Arruda Appolinario – Filha de Valcir Appolinario e Luciana de Arruda Appolinario, nascida em Jaboticabal, no Estado de São Paulo, no dia 06 de setembro de 1999. Graduada em Tecnologia em Biocombustíveis pela Faculdade de Tecnologia Nilo de Stéfani de Jaboticabal (FATEC) – SP, em Dezembro de 2021. Em Agosto de 2022, deu início ao curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Mestrado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – FCAV/UNESP, no Laboratório de Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia e Ciências Exatas.

" Quando a mulher negra se movimenta, toda a estrutura da sociedade se
movimenta com ela."

(Angela Davis)

A minha avó Otilde (In Memoriam), que eu tanto esperava que estivesse aqui para ver a conclusão deste trabalho, mas partiu durante o processo. Espero ter feito algo do qual ela se orgulharia.

DEDICO E AGRADEÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre guiar meus passos e cuidar do meu caminho.

Ao meu orientador, Professor Dr. Roberto Alves de Oliveira, sou profundamente grata pela oportunidade, ensinamentos valiosos e pela generosidade em compartilhar suas experiências, que foram essenciais para meu crescimento acadêmico.

A minha coorientadora, professora Dra. Rose Maria Duda, por todas as contribuições para a conclusão deste trabalho pelo constante incentivo, fundamentais em cada etapa.

À Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Faculdade Veterinárias de Jaboticabal (FCAV/UNESP), bem como ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária pela oportunidade de realização do curso e contribuição na minha formação profissional.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental e o departamento de Engenharia Agrícola, pela cessão da infraestrutura e disponibilidade de recursos para a condução dos experimentos. Bem como aos técnicos, professores e alunos, por todas as formas de auxílio, fundamentais para realização deste trabalho.

Aos meus colegas de mestrado, por todo o apoio, amizade e companheirismo. Um agradecimento especial à Eliane, Jorge, Bruna, Beatriz, Gabriela, Gabriel, Katia, Barbara, Matheus, Joseane, Maria Eduarda e Ana Flavia. E em especial a Karen, minha parceira incansável, que compartilhou comigo lágrimas e sorrisos, numa amizade que transcende esta vida.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia e Ciências Exatas Ailton, Davi, João, Marcos e Carlos, agradeço a atenção, contribuição e amizade.

Aos meus pais, Luciana e Valcir, cuja dedicação e sacrifício tornaram meu caminho possível. À minha irmã Nathália, por ser minha amiga de todas as horas e me ensinar o que é o amor. E ao meu cunhado Nathan, por trazer alegria às nossas vidas.

Ao meu amado Matheus, agradeço por seu companheirismo, paciência e por acreditar em mim desde o primeiro dia, sendo meu alicerce em todos os momentos.

Aos membros da banca examinadora pela participação e contribuições.

À seção técnica da Pós-Graduação, pelo auxílio, atenção e disponibilidade.
À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

SUMARIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	Objetivo geral	4
2.2	Objetivos específicos	4
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1	Digestão Anaeróbia	5
3.1.1	Microbiologia da digestão anaeróbia.....	7
3.1.2	Uso de Biochar na digestão anaeróbia	9
3.2	Resíduo Vegetal	11
3.3	Reatores UASB.....	14
3.3.1	Parâmetros operacionais	16
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	18
4.1	Instalações Experimentais	18
4.1.1	Reatores UASB e Efluente dos Sistemas	18
4.2	Afluente do sistema de tratamento anaeróbio.....	21
4.3	Produção de biochar a partir de resíduos de banana	24
4.3.1	Caracterização morfológica do biochar e do lodo do reator com biochar.....	25
4.4	Lodo de inóculo.....	27
4.5	Exames físicos e determinações químicas nos afluentes, efluentes, lodo e biogás: amostragem, frequência e metodologias.....	28
4.6	Controle da temperatura	29
4.7	Sequenciamento e análise da comunidade microbiana	29
4.7.1	Extração de DNA	29
4.7.3	Análise de dados.....	29
4.8	Cálculos e análises estatísticas	30
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
5.1	Temperatura	31
5.2	Reator anaeróbio sem adição de biochar	31
5.2.1	COV, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e nitrogênio amoniacal.....	31
5.2.2	Demanda química de oxigênio (DQO) e produção de metano.....	42

5.2.3	Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e Ortofosfato.....	49
5.3	Reator anaeróbio com adição de biochar	52
5.3.1	COV, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e nitrogênio amoniacal.....	54
5.3.2	Demanda química de oxigênio (DQO) e produção de metano.....	64
5.3.3.	Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e Ortofosfato.....	71
5.4	Diversidade microbiana do lodo de inóculo.....	74
6	CONCLUSÃO	84
	REFERÊNCIAS	86

DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS VEGETAIS EM REATORES UASB EM SÉRIE: EFEITOS DA ADIÇÃO DO BIOCHAR

RESUMO: O desperdício de alimentos é um problema crescente que impacta o meio ambiente, contribuindo para a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e geração de chorume em aterros. Entretanto, resíduos vegetais, como banana e tomate, possuem grande potencial para serem reaproveitados na produção de energia renovável por meio do biogás. A digestão anaeróbia é uma alternativa viável para o tratamento desses resíduos, mas a presença de açúcares facilmente fermentáveis pode levar à acidificação dos reatores, comprometendo a eficiência do processo. Neste estudo, foram utilizados dois conjuntos independentes com dois reatores UASB cada (R1 e R2) para tratar resíduos de banana e tomate, sendo que um dos sistemas recebeu a adição de biochar de banana como estratégia para mitigar os efeitos da acidificação. O biochar foi introduzido como forma de promoção da sintrofia entre os microrganismos, facilitando a troca de elétrons e fornecendo micro-habitat para estabelecimento da microbiota. O primeiro sistema, sem biochar, foi operado com cargas orgânicas volumétricas (COV) crescentes de até $2,4 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, alcançando uma produção volumétrica de metano (PVM) máxima de $0,34 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$. Contudo, ao exceder COV de $2 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, o reator apresentou acidificação, com queda na PVM e na remoção de DQO. O segundo sistema, com biochar, operou com COV de até $7,7 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ e alcançou PVM de $0,59 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$, sem inibições nas arqueias metanogênicas. Ao contrário, ao exceder COV de $7 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, houve aumento na produção de metano, devido à adição de biochar ao inóculo e ao afluente do sistema. A microscopia eletrônica revelou o estabelecimento de microrganismos nos micro-habitats criados pelo biochar, promovendo uma degradação mais eficiente da matéria orgânica e o tamponamento do sistema. Análises microbiológicas demonstraram que *Chloroflexi*, *Firmicutes* e *Proteobacteria* foram os filos bacterianos predominantes no lodo de inóculo, enquanto *Methanosaeta*, *Methanobacterium* e *Methanosarcina* foram as arqueias metanogênicas mais abundantes, refletindo a importância de uma ampla diversidade microbiológica para ocorrência da digestão anaeróbia.

Palavras-chaves: Arqueias Metanogênicas; Reatores UASB; Biocarvão de Banana; Resíduos Alimentares.

ABSTRACT: Food waste is a growing problem with a significant environmental impact, contributing to greenhouse gas emissions and leachate generation in landfills. However, plant residues such as banana and tomato hold great potential for renewable energy production through biogas. Anaerobic digestion offers a viable alternative for treating these wastes, but the presence of easily fermentable sugars can lead to reactor acidification, compromising process efficiency. In this study, two UASB reactor systems were used to treat banana and tomato waste, with one of the systems incorporating banana biochar to mitigate the effects of acidification. Biochar was introduced to promote syntrophy among microorganisms, facilitating electron transfer and providing microhabitats for microbial colonization. The first system, without biochar, was operated with increasing organic loading rates up to $2.4 \text{ g COD}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, reaching a maximum methane volumetric production of $0.34 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$. However, when the OLR exceeded $2 \text{ g COD}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, the reactor experienced acidification, resulting in a decrease in both MVP and COD removal efficiency. The second system, with biochar, operated with OLRs up to $7.7 \text{ g COD}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$ and achieved an MVP of $0.59 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$, without inhibiting methanogenic archaea. In contrast, at OLRs above $7 \text{ g COD}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, a specific increase in methane production was observed due to the addition of biochar to the inoculum and system influent. Scanning electron microscopy revealed the establishment of microorganisms within the microhabitats created by the biochar, enhancing organic matter degradation and buffering the system against acidification. Microbiological analyses demonstrated that Chloroflexi, Firmicutes, and Proteobacteria were the predominant bacterial phyla in the inoculum sludge, while Methanosaeta, Methanobacterium, and Methanosarcina were the most abundant methanogenic archaea, highlighting the importance of microbial diversity for successful anaerobic digestion.

Palavras-chaves: Methanogenic Archaea; UASB Reactors; Biochar from Banana; Food Waste.

ABREVIATURAS

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

AI – Alcalinidade Intermediária

AnSBR – Reator anaeróbio de batelada sequencial com biomassa imobilizada

AP – Alcalinidade Parcial

AT – Alcalinidade Total

ATP – Trifosfato de Adenosina

AVT – Ácidos Voláteis Totais

BC – Biochar

C/N – Relação Carbono/Nitrogênio

CEASA – Centro Estadual de Abastecimento

CH₄ – Metano

CO₂ – Dióxido de Carbono

COV – Carga Orgânica Volumétrica

CSTR – Reator Contínuo de Mistura Completa

DA – Digestão Anaeróbia

DNA – Ácido Desoxirribonucleico

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DQO_{dissolvida} – Demanda Química de Oxigênio Dissolvida

EMA – Estação Meteorológica Automática

EMC – Estação Meteorológica Convencional

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

GEE – Gases de Efeito Estufa

H₂ – Hidrogênio

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

MO – Matéria Orgânica

N-am – Nitrogênio Amoniacal

NH₃ – Amônia

NH₄⁺ – Íon Amônio

NTK – Nitrogênio Kjeldahl

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OTUs – Unidades taxonômicas operacionais

P-total – Fósforo Total

PEM – Produção Específica de Metano

PVM – Produção Volumétrica de Metano

pH – Potencial Hidrogeniônico

RNA – Ácido Ribonucleico

RV – Resíduos Vegetais

SF – Sólidos Fixos

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blank

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estudos com diferentes tipos de biochar na digestão anaeróbia, com ênfase em parâmetros operacionais e melhorias no desempenho do processo.	10
Tabela 2. Caracterização físico-química dos resíduos vegetais, compostos por banana e tomate, de acordo com Umbrelino Silva (2016)	13
Tabela 3. Características físico-químicas dos resíduos vegetais compostos por banana e tomate, utilizados na alimentação do sistema de reatores UASB em série, com e sem a adição de biochar	21
Tabela 4. Diagrama esquemático com período e condições operacionais dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate, sem a adição de biochar.	22
Tabela 5. Diagrama esquemático com período e condições operacionais dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate, com a adição de biochar no afluente e taxa de recirculação do efluente (RV:água:efluente).	23
Tabela 6. Exames físicos e determinações químicas executadas nas amostras compostas do afluente e efluentes e do biogás dos reatores UASB durante os ensaios, bem como as frequências e as respectivas referências	28
Tabela 7. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate	36
Tabela 8. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) do nitrogênio amoniacal (N-am) e ácidos voláteis totais (AVT), no afluente e efluente e relação AI/AP e AVT/AT no efluente dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais por banana e tomate sem a adição de biochar	41
Tabela 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da DQO _{total} e DQO _{dissolvida} no afluente e efluente e eficiência de remoção de DQO _{total} e DQO _{dissolvida} durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar	45
Tabela 10. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) da produção volumétrica (PVM) e específica de metano (PEM) nos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar nos ensaios I, II, III e IV	48

Tabela 11. Valores médios de Ortofosfato, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e relação DQO:N:P do afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar..... 51

Tabela 12 Valores de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Níquel (Ni) durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem adição de biochar 53

Tabela 13. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com a adição de biochar..... 59

Tabela 14. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) do nitrogênio amoniacal (N-am) e ácidos voláteis totais (AVT), no afluente e efluente e relação AI/AP e AVT/AT no efluente dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V..... 62

Tabela 15. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da DQO_{total} e DQO_{dissolvida} no afluente e efluente e eficiência de remoção de DQO_{total} e DQO_{dissolvida} durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar..... 66

Tabela 16. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) da produção volumétrica (PVM) e específica de metano (PEM) nos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar 70

Tabela 17. Valores médios de Ortofosfato, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e relação DQO:N:P do afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V 73

Tabela 18 Valores de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Níquel (Ni) durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V..... 75

Tabela 19. Abundância dos principais gêneros das bactérias e aqueias identificadas no lodo de inóculo utilizado nos dois sistemas de reatores UASB no

tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com e sem a adição de biochar	80
---	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema ilustrativo simplificado das etapas da digestão anaeróbia e rotas metabólicas adaptado de Chernicharo (2016)	5
Figura 2. Referencial dos requisitos mínimos de qualidade para produtos hortícolas do CEAGESP de acordo com a Instrução normativa – MAPA – Nº 69, de 6 de novembro de 2018	12
Figura 3. Representação esquemática e foto do sistema com os reatores anaeróbios UASB em série (R1 e R2) sem adição de biochar.	19
Figura 4. Representação esquemática e foto do sistema com os reatores anaeróbios UASB em série (R1 e R2) com adição de biochar.	20
Figura 5. Biochar com granulometria ≤ 5 mm após passagem por peneira	25
Figura 6. Imagens do biochar de banana produzido a 450°C, visualizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (Evo 10-33-75–ZEISS), com tensão de aceleração de 10,0 kV e ampliação de 1,20 kx (A), 2,35 kx (B), 5,03 kx (C) e 7,02 kx.....	26
Figura 7. Carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores UASB R1 e R2 e pH do afluente e efluentes dos reatores UASB R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar nos ensaios I, II, III e IV.	33
Figura 10. Demanda química de oxigênio total (DQO _{total}), Demanda química de oxigênio dissolvida (DQO _{dissolvida}) e suas respectivas remoções, dos reatores UASB em série R1 e R2, nas fases I,II,III, IV e V no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem biochar.....	44
Figura 11. Produção volumétrica de metano (PVM) e Produção específica de metano (PEM) dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar.	47
Figura 13. Alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.....	58
Figura 14. Ácidos voláteis totais (AVT) e Nitrogênio Amoniacal (N-am) no afluente e efluentes e relação da alcalinidade intermediária/ alcalinidade parcial (AI/AP) e relação Ácidos voláteis totais/Alcalinidade total (AVT/AT) nos reatores dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar.	61

Figura 15. Demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), Demanda química de oxigênio dissolvida (DQO_{dissolvida}) e suas respectivas eficiências de remoções (%), dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V..... 65

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o relatório do Banco Mundial, a geração global de resíduos sólidos alcança 2,01 bilhões de toneladas anualmente, e projeta-se que esse número aumente em até 70% até 2050. Os resíduos putrescíveis, como restos de frutas, ao serem decompostos em aterros sanitários, liberam gases de efeito estufa, como o metano, e produzem lixiviados que podem contaminar solos e lençóis freáticos. Mesmo quando descartados corretamente em aterros sanitários, esses resíduos ainda geram impactos ambientais expressivos e demandam logística e espaço para a gestão dos aterros (Zia et al., 2022; World Bank, 2020).

A produção de resíduos orgânicos a partir de frutas no Brasil é bastante expressiva. Em 2023, mais de 4 milhões de toneladas de frutas foram comercializadas em 20 centros de abastecimento (CEASA), e estima-se que entre 15% e 30% desse volume seja descartado, muitas vezes devido à não conformidade com os critérios de controle de qualidade desses alimentos. Isso torna necessária a implementação de uma solução sustentável para o tratamento desses resíduos (CONAB, 2024; Bueno, 2019). Dentre esses resíduos, a banana e o tomate se destacam pela alta perecibilidade, com perdas na pós-colheita atingindo até 60% para a banana e 86% para o tomate (Mazareli et al., 2016).

Uma das alternativas mais promissoras para o gerenciamento desses resíduos orgânicos é a digestão anaeróbia (DA), que tem se mostrado uma tecnologia eficaz e com excelente custo-benefício. Esse processo promove a remoção de grande parte do material orgânico (MO) e gera biogás, uma fonte renovável de energia (Nunes, 2022). Além de atender aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS 7), que visa o acesso à energia limpa e acessível, a digestão anaeróbia contribui significativamente para o ODS 13, ao reduzir as emissões de gases de efeito estufa e mitigar os impactos ambientais associados ao descarte inadequado dos resíduos de frutas.

A produção de biogás, destaca-se como uma das grandes vantagens do processo de digestão anaeróbia, devido ao elevado teor de metano que o caracteriza. A versatilidade do biogás permite sua utilização em diversas aplicações, dentre elas, na alimentação de máquinas agrícolas, em substituição ao diesel, geração direta de calor por queima, ou pode ser comprimido e usado como combustível para veículos automotores (Joppert et al., 2017). No entanto, a capacidade instalada de geração elétrica a partir de biogás é de aproximadamente 5,2 bilhões Nm^3/ano . Ao compararmos esse valor com a capacidade das fontes de energia não renováveis, torna-se evidente um subaproveitamento desse recurso gasoso, considerando seu potencial para substituir os combustíveis fósseis (EPE, 2022).

Os reatores utilizados na digestão anaeróbia têm influência direta no tratamento, determinando os acontecimentos de ordem cinética e termodinâmica. Dentre eles, os reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) destacam-se pela sua eficiência na conversão de matéria orgânica em biogás, sendo amplamente utilizados no tratamento de efluentes. A associação de reatores em série tem se mostrado vantajosa por otimizar a degradação de compostos orgânicos complexos, melhorar a remoção de nutrientes e elevar a produção de biogás, proporcionando um ambiente microbiano diversificado e mais eficiente (Silva et al., 2020). A aplicação desses reatores na digestão anaeróbia de resíduos vegetais representa uma abordagem inovadora, pois permite a valorização desses resíduos ao mesmo tempo em que minimiza os impactos ambientais causados pelo desperdício de alimentos.

A eficácia do processo de digestão anaeróbia também está ligada a composição e qualidade do substrato utilizado, desfavorável a atividade microbiológica. Mazareli et al. (2016) relataram que a carga orgânica volumétrica (COV) no processo de digestão de resíduos vegetais deve ser baixa, devido ao processo de acidificação dos reatores. O uso do biochar (BC) como aditivo na DA vem sendo muito estudado devido as suas características físicas e químicas

que contribuem para um ambiente mais estável, potencializando a interação entre as diferentes comunidades microbianas envolvidas na digestão anaeróbia, o que pode resultar em maior produção de biogás e uma degradação mais eficiente da matéria orgânica (NGO et al., 2024).

A adição de biochar à digestão anaeróbia de resíduos vegetais pode trazer diversos benefícios ao processo. O biochar atua como um suporte físico que favorece a fixação de microrganismos, aumentando a eficiência da degradação da matéria orgânica. Além disso, o biochar melhora o balanço de nutrientes, reduz a acidez causada pela decomposição dos resíduos vegetais e facilita a remoção de inibidores, como amônia. Isso não apenas acelera a conversão dos resíduos em biogás, mas também estabiliza o processo, resultando em uma maior produção de metano (Zhu et al., 2023; Ma et al., 2020; Wang et al., 2017). No presente estudo, o biochar foi produzido a partir das cascas de banana retidas na peneira, avaliando seu impacto na digestão anaeróbia de resíduos vegetais em reatores UASB.

Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a digestão anaeróbia de resíduos vegetais, com e sem adição de biochar de banana, em reatores UASB, analisando os efeitos desse aditivo na estabilidade do processo e na produção de biogás.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de dois sistemas de reatores UASB em série no tratamento de resíduos sólidos vegetais, banana e tomate, com e sem a adição de biochar de casca de banana como aditivo.

2.2 Objetivos específicos

- Garantir a disponibilidade adequada de nutrientes para a digestão anaeróbia, com base na caracterização de cada substrato, visando atingir proporção mínima DQO:N:P de 350:5:1.
- Avaliar a utilização de biochar de casca de banana na estabilidade do processo de digestão anaeróbia e produção de metano.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, onde a matéria orgânica é oxidada através de microrganismos, que realizam processos de fermentação. Esses microrganismos podem ser classificados como: bactérias fermentativas, as quais transformam compostos orgânicos complexos em compostos simples através da hidrólise, bactérias acetogênicas, produtoras de hidrogênio, acetato e dióxido de carbono, e as arqueias metanogênicas, que transformam o acetato, o H_2 e o CO_2 em metano (Miki et al., 2022). Assim, esses organismos, trabalhando de maneira colaborativa, são capazes de transformar a matéria orgânica em metano (Figura 1).

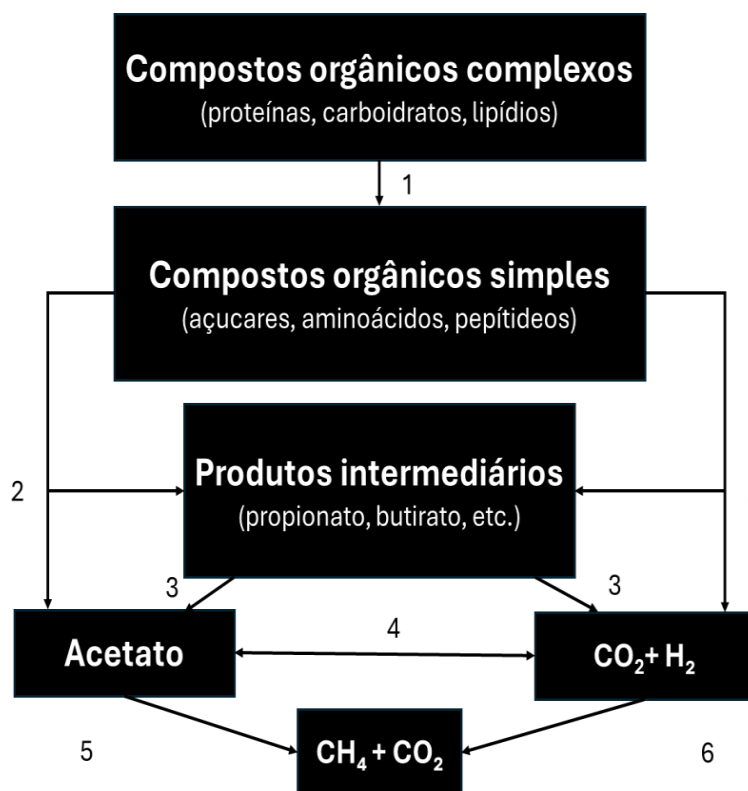


Figura 1. Esquema ilustrativo simplificado das etapas da digestão anaeróbia e rotas metabólicas adaptado de Chernicharo (2016)

Durante o processo de produção biológica de metano, ocorrem as seguintes reações: (Mazareli et al., 2015)

- *acetato* → *metano* $CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$
- *hidrogênio* → *metano* $H_2 + 4HCO_3^- + 4H^+ \rightarrow CH_4 + 4H_2O$
- *formiato* → *metano* $HCOO^- + 4H_2O + 4H^+ \rightarrow CH_4 + 4HCO_3^-$
- *bicarbonato* → *metano* $HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$

Quando o consórcio microbiano se encontra em equilíbrio, os ácidos orgânicos produzidos são convertidos a metano, sem que ocorra o processo de acidificação dos reatores anaeróbios. (Miki et al., 2022). Em resíduos com alta disponibilidade de açúcares, a fase acidogênica pode se tornar limitante devido rápida produção de ácidos, em contraste com o lento consumo pelas arqueias metanogênicas, levando a um desequilíbrio no sistema e resultando na acidificação do meio (Kunz, 2019). A banana (*Musa* spp.) é uma fruta rica em açúcares fermentáveis, de acordo com o departamento de agricultura dos EUA (2019), para uma porção de 23g de carboidratos, há 12g de açúcares disponível, podendo variar ligeiramente de acordo com a variedade e grau de maturação da fruta, tornando a digestão anaeróbia desse resíduo desafiadora.

O excesso do hidrogênio também pode resultar na formação excessiva de ácidos indesejados, como propiônico e butírico. A pressão exercida pelo gás hidrogênio pode causar problemas ao sistema, como alterações na taxa de retenção de lodo e produção de gases indesejados. A degradação do hidrogênio pode ser feita através da via metabólica hidrogenotrófica. Wu et al. (2016) observaram que a presença de arqueias metanogênicas hidrogenotróficas, em reatores UASB, contribuíram para a estabilidade do sistema mesmo em condições de elevada concentração de material orgânico, alcançando 23,2 g DQO (L d)⁻¹.

A digestão anaeróbia demanda condições ambientais específicas para ocorrer de maneira eficiente, como por exemplo a temperatura. A regulação

térmica interna dos microrganismos desempenha um papel fundamental na seleção de espécies, e variações nesse aspecto podem influenciar diretamente as reações celulares. As faixas de temperatura definidas são: psicrófila (entre 0°C e 20°C), mesófila (entre 20°C e 45°C) e termófila (entre 45°C e 70°C e acima). (Miki et al., 2022).

O biogás gerado pela digestão anaeróbia oferece uma alternativa significativa às fontes de energia não renováveis e a outras fontes renováveis que dependem de condições climáticas variáveis. Como uma mistura de gases, a concentração de metano no biogás é crucial para determinar seu potencial calorífico e capacidade de produção de energia. Essa concentração pode variar com base no tipo de resíduo utilizado na digestão, bem como no tempo de operação e nas condições dos reatores. Em geral os valores médios de teor de metano estão na faixa de 50 a 75% (Shinde et al., 2023; Zia et al., 2022; Kunz et al., 2019). No tratamento de resíduos vegetais, pré-acidificados, em um reator UASB, obteve-se um rendimento de metano de 0.5 m³ CH₄ kg DQO_{removida}, com COV de 19,6g DQO (L d)⁻¹ e remoção de DQO de 94% (Rajeshwari et al., 2001).

3.1.1 Microbiologia da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia pode ser entendida como um ecossistema complexo, no qual microrganismos interagem de maneira sintrófica para transformar a matéria orgânica em metano. Apesar de haver muitos estudos em torno do tema, ainda há muitas questões a serem esclarecidas sobre as funções específicas e capacidades metabólicas dos microrganismos envolvidos nesse processo (Barros, 2017).

Na etapa da hidrólise, enzimas extracelulares fazem a quebra de compostos orgânicos complexos a monômeros, as principais enzimas envolvidas nesse processo incluem celulasas, lipases, amilases e proteases. Algumas bactérias responsáveis por excretar essas enzimas podem ser facultativas, desempenhando mais de um papel na DA, por exemplo, espécies

do gênero *Clostridium* e *Bacteroides*, atuam tanto na etapa da hidrólise quanto na etapa da acidogênese. (Pasalari et al., 2021; Kunz, 2019).

As reações acetogênicas são endotérmicas, ou seja, são termodinamicamente desfavoráveis, necessitando de energia externa para ocorrer. Por exemplo, a degradação de ácido butírico a acetato apresenta $\Delta G = +48,1 \text{ kJ.mol}^{-1}$. Para que essa etapa possa ocorrer, as bactérias acetogênicas costumam estabelecer uma relação de sintrofia com as arqueias metanogênicas, visto que o processo de metanogênese é exotérmico e ocorre liberação de energia. Por exemplo a reação de metanogênese a partir de dióxido de carbono e hidrogênio, apresenta $\Delta G = -131,0 \text{ kJ.mol}^{-1}$ (Kunz, 2019).

No entanto, a cinética de crescimento dos microrganismos acidogênicos e acetogênicos é geralmente superior à dos microrganismos metanogênicos, o que pode comprometer a relação de sintrofia entre eles. Muitos estudos estão sendo realizados para otimizar a troca de elétrons entre essas comunidades microbianas, visando fortalecer a sintrófica entre elas (Pasalari et al., 2021).

Os microrganismos envolvidos na etapa da acetogênese costumam pertencer aos gêneros *Clostridium* e *Acetobacterium*. Na fase da metanogênese, as arqueias dos gêneros *Methanosaeta*, *Methanobacterium* e *Methanosarcina* são predominantes. Esses microrganismos são classificados de acordo com suas rotas metabólicas: algumas arqueias possuem a rota acetoclástica, enquanto outras possuem a rota hidrogenotrófica (Pasalari et al., 2021).

A diversidade de microrganismos presentes no inóculo e manta de lodo é um fator crucial para a ocorrência da digestão anaeróbia em diversas condições operacionais. Em ambientes com presença significativa de frutose, observa-se a predominância de microrganismos do filo *Psychrobacter*, participando das rotas metabólicas da hidrólise e acidogênese. No entanto, essa diversidade pode variar de acordo com a fase da digestão; em reatores com baixos teores de

sólidos voláteis e DQO, é possível observar a presença de bactérias dos gêneros *Arcobacter* e *Thiobacillus* (Mazareli, et al., 2016).

3.1.2 Uso de Biochar na digestão anaeróbia

A comercialização de banana gera grandes quantidades de subprodutos, sendo que a casca representa cerca de 35 a 40% do peso total da fruta, um volume de descarte bastante elevado. Este material é rico em carbono, o que o torna uma matéria-prima promissora para a produção de biochar. Além do possível impacto positivo na digestão anaeróbia, o biochar de banana oferece uma solução sustentável para o reaproveitamento desses resíduos (Limmun et al., 2024). O uso do biochar para melhorar a eficiência da produção de metano vem sendo amplamente estudado, pois possui grande área superficial, com sítios de adsorção que ajudam na degradação de MO e consequentemente maior produção de biogás. O biochar atua como micro-habitat para os microrganismos, facilitando a aderência e evitando a perda deles na forma de massa de lodo.

O biochar é obtido através de um processo chamado pirólise, que envolve a degradação térmica de materiais orgânicos, como as cascas de banana, na ausência de oxigênio. Durante a pirólise, a biomassa aquece a temperaturas entre 400°C a 800°C, o que provoca a quebra de suas moléculas, gerando um material rico em carbono, com propriedades físico-químicas de grande interesse na digestão anaeróbia (Andrade, 2019).

Essas propriedades, que incluem grupos funcionais como hidroxila, carboxílico e carbonílico na superfície do BC, permitem a realização de trocas catiônicas, promovendo a estabilidade dos reatores anaeróbios. Além disso, sua alta porosidade cria um ambiente ideal para a colonização de comunidades microbianas diversas nos microporos do material (Limmun et al., 2024; Ngo et al., 2024).

Os microrganismos acessam os poros do BC se estabelecem tanto nos poros internos quanto externos do material, variando de acordo com o tamanho

e a forma das bactérias (Whitman et al., 2006; Zhang et al., 2014). Além disso, seu uso na digestão anaeróbia se destaca por melhorar a troca de elétrons entre microrganismos, funcionando como um tamponante e aliviando a formação de substâncias inibitórias, graças à sua característica redox (Ngo et al., 2024).

A mediação redox do BC é essencial para essas trocas de elétrons, otimizando a produção de biogás. Um estudo de Surgiato et al. (2021) demonstrou que a adição de 15 g L⁻¹ de biochar de serragem de pinho pirolisado a 900°C em reatores de batelada aumentou significativamente as taxas de produção de CH₄, alcançando 389 ± 4 mL CH₄ (L d)⁻¹.

Além disso, o uso do biochar para mitigação de efeitos tóxicos e inibitórios vem sendo amplamente estudado, Andrade (2019) utilizou BC na digestão anaeróbia de esterco de galinha poedeira, em reatores anaeróbios de bancada com TDH de 60 dias. O estudo observou uma redução significativa nos efeitos do excesso de amônia, embora não tenha registrado um aumento significativo na produção de biogás. A Tabela 1 apresenta diversos trabalhos que utilizaram biochar, destacando os resultados positivos obtidos.

Tabela 1. Estudos com diferentes tipos de biochar na digestão anaeróbia, com ênfase em parâmetros operacionais e melhorias no desempenho do processo.

Autor (Ano)	Composição do Biochar	Tipo de Digestão	Carga Orgânica Máxima (g DQO/L·d)	Produção Máx. de Metano (L CH ₄ /L·d)	Resultados Positivos Observados
ZHANG et al. (2020)	Biochar de madeira	Reator contínuo (CSTR)	3,5	0,42	Maior estabilidade do processo e tamponamento de ácidos
JANG et al. (2018)	Biochar de bambu	Digestão em batelada	2,8	0,31	Aumento da produção de metano e redução de ácidos graxos voláteis
LI et al. (2021)	Biochar de palha de arroz	Reator UASB	5,0	0,50	Estímulo ao crescimento microbiano e maior eficiência de remoção de DQO
Del Vecchio (2024)	Biochar de torta de filtro	Reator UASB	19,4	2,03	Aumento na produção de biogás e enriquecimento da biomassa microbiana
Costa (2024)	Biochar de bagaço de sorgo	Reator UASB	22,3	1,00	Melhora da estabilidade do sistema e favorecimento da produção de metano

3.2 Resíduo Vegetal

Os resíduos vegetais possuem grande contribuição ao montante que chega diariamente nos lixões e aterros sanitários. Esses resíduos apresentam um notável potencial de poluição ambiental através da formação de chorume, um líquido escuro, de odor pronunciado, pH ácido e elevados valores de DQO, além de conter diversos compostos tóxicos. Originado pela decomposição da matéria orgânica, o chorume, se não devidamente tratado, pode atingir corpos d'água, desencadeando sérias consequências ambientais (Lahoz et al., 2019). Além disso, os resíduos orgânicos descartados de maneira inadequada contribuem significativamente para a emissão de gases de efeito estufa (GEE). O Brasil se comprometeu a reduzir essas emissões em conformidade com o ODS 13 - Ação Contra a Mudança Global do Clima. No entanto, o país tem enfrentado desafios para cumprir as metas estipuladas no Acordo de Paris, evidenciando retrocessos no combate à crise climática, especialmente devido ao aumento do desmatamento e a políticas ambientais menos eficazes (Dutra, 2024).

Mazareli et al. (2016) observaram que os resíduos de banana e tomate são os mais abundantes ao longo do ano em varejões e supermercados. As perdas na pós-colheita alcançam valores de 60% para banana e 86% para o tomate. Durante o processo de comercialização de alimentos perecíveis in natura, é essencial manter um controle rigoroso dos padrões mínimos de qualidade para garantir que produtos com defeitos não sejam comercializados. Esses defeitos podem estar relacionados a processos fisiológicos naturais do próprio alimento, mas também podem ser causados por outros tipos de estresses, resultando na perda do produto. Para o tomate são avaliados defeitos como: podridão, virose, fermento, queimaduras do sol graves, dano por praga e excesso de maturação do fruto. Quanto à banana, os defeitos avaliados incluem fermento, podridão, dano por pragas e excesso de maturação do fruto (Figura 2).

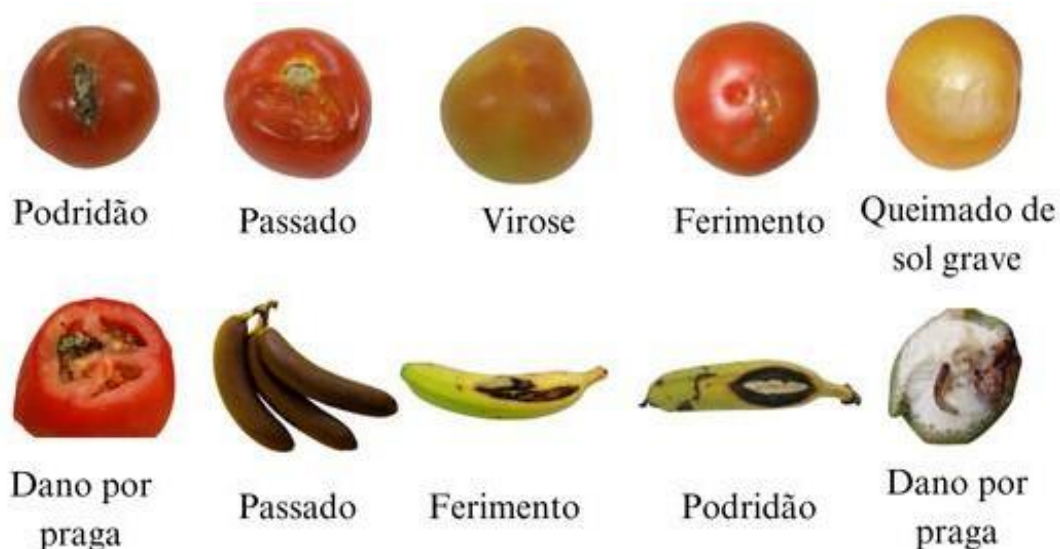


Figura 2. Referencial dos requisitos mínimos de qualidade para produtos hortícolas do CEAGESP de acordo com a Instrução normativa – MAPA – Nº 69, de 6 de novembro de 2018.

Alguns fungos oportunistas podem proliferar em alimentos quando não são mantidos padrões adequados de qualidade pós-colheita, especialmente quando a polpa do alimento fica exposta. Alimentos com alto teor de carboidratos e originários de regiões tropicais são mais suscetíveis a esse tipo de contaminação, uma vez que as condições climáticas favorecem o crescimento desses fungos. O fungo *Alternaria alternata* é considerado um dos fitopatógenos mais relevantes devido ao seu potencial de liberação de toxinas. O tomate é um dos alimentos suscetíveis à contaminação por esse microrganismo, sendo a podridão preta causada por espécies do gênero *Alternaria*. Já na banana, foi detectada a presença de Patulina, uma toxina responsável por causar podridão nos frutos. A Patulina pode ser produzida por diversas espécies de fungos, como *Penicillium*, *Aspergillus*, *Paecilomyces* e *Byssoschlamys*. Alimentos contaminados por fungos são descartados devido ao risco iminente à saúde dos seres humanos, esse descarte, por sua vez, não apenas causa perdas econômicas significativas, mas também resulta na geração de volumes

expressivos de resíduos orgânicos (Freitas Silva et al., 2001; Iamanaka et al., 2010).

De acordo com a tabela brasileira de composição de alimentos, o tomate cru possui cerca de 3,1g de carboidrato, enquanto a banana apresenta uma variação de 20,3 a 33,7 g de carboidrato, dependendo da espécie do fruto. Umbrelino Silva (2016) caracterizou quimicamente o tomate e a banana, cujos resultados estão apresentados na Tabela 2. Estudos anteriores demonstraram dificuldade em trabalhar com alguns resíduos vegetais (RV) devido à baixa relação C/N, sendo que para uma eficiência satisfatória da digestão anaeróbia, é necessário alcançar uma relação entre 20 e 30 (Lahoz et al., 2019; Zhu et al., 2022).

Tabela 2. Caracterização físico-química dos resíduos vegetais, compostos por banana e tomate, de acordo com Umbrelino Silva (2016)

Componente	Tomate	Banana	
Umidade	97,57	87,82	%
Sólidos Totais	24,60	121,80	g L ⁻¹
Sólidos Totais Voláteis	18,01	116,19	g L ⁻¹
Sólidos Totais Fixos	6,29	5,61	g L ⁻¹
Nitrogênio Total Kjeldahl	1,42	1,60	g L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	0,93	0,19	g L ⁻¹
DQOtotal	22,17	88,14	g L ⁻¹
Ácidos Graxos Voláteis	4,64	12,03	g L ⁻¹
pH	4,88	3,50	-
Relação C/N	7,04	40,34	-

A relação C/N elevada da banana (40,34), observada na Tabela 2, está acima da faixa ideal sugerida para a digestão anaeróbia, o que pode ser um fator limitante devido à escassez de nitrogênio disponível para os microrganismos. Por outro lado, a relação C/N do tomate (7,04) está abaixo da recomendada, o que pode dificultar o tratamento desses resíduos, corroborando com estudos anteriores que utilizaram RV (Lahoz et al., 2019; Zhu et al., 2022). A digestão simultânea de dois ou mais resíduos dentro de um mesmo reator, propicia um balanço nas condições gerais do sistema levando ao favorecimento da digestão anaeróbia (Awosusi, 2021).

A COV na digestão é definida através de uma equação simples (1), buscando estabelecer uma relação de DQO:N:P de no mínimo 350:5:1. Quando essa relação é alcançada, é possível observar uma estabilidade no processo, indicando que o consórcio microbiano atingiu um estado de equilíbrio.

$$COV = \frac{DQO}{TDH} \quad (1)$$

Para o processo de digestão de resíduos vegetais, é necessário considerar a taxa de biodegradação e acidificação do sistema para definir a proporção da COV. Mazareli et al. (2016) utilizando reatores anaeróbios horizontais de leito fixo e alta taxa, obtiveram remoções de DQO total 96% e produção de 1,08 L CH₄ (L d)⁻¹ com COV de 11 g DQO (L d)⁻¹ na co-digestão de RV e água residuária de suinocultura. No entanto, o aumento da proporção de RV foi capaz de baixar o pH e elevar as concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) até 4441 mg (L d)⁻¹.

3.3 Reatores UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), é um reator de alta taxa bastante difundido no tratamento de águas residuárias, devido aos bons resultados na remoção de matéria orgânica e na produção de biogás.

É um reator compacto, podendo ser instalado em pequenas áreas, com baixo custo operacional e baixo tempo de detenção hidráulica (TDH).

Reatores UASB possuem retenção de biomassa ativa elevada, capacidade de formação de grânulos e flocos, além de baixa produção de lodo. O lodo biológico é um fator fundamental para a eficiência no tratamento de resíduos, trata-se de um agrupamento denso, de diferentes microrganismos, sem a necessidade de um meio suporte. Operando em condições ótimas e com retenção de biomassa adequada, os resultados de remoção de MO e produção de biogás são bastante satisfatórios (Silva et al., 2020). Devido às limitações hidrodinâmicas deste modelo de reator, é necessário que os resíduos tratados apresentem baixa concentração de ST (<2%), sendo necessário um pré-tratamento para resíduos que apresentem um elevado teor de ST (Kunz, 2019).

Mata-Álvarez et al. (1992), utilizando um sistema de digestão anaeróbia semelhante a um reator CSTR monofásico, realizaram o tratamento de resíduos vegetais provenientes de um mercado em Barcelona. Com o aumento da carga orgânica aplicada ao sistema, observou-se uma queda significativa do pH, levando à inibição do processo de digestão anaeróbia devido ao acúmulo de ácidos voláteis. Resultados semelhantes foram relatados por Bouallagui et al. (2005), que identificaram limitações em um reator CSTR de estágio único operado com resíduos orgânicos ricos em açúcares fermentáveis.

Dessa forma, a busca por configurações ideais para a digestão anaeróbia é essencial para otimizar a eficiência do processo e mitigar os desafios observados em reatores CSTR monofásicos. A associação de reatores em série não apenas auxilia em casos de choques ácidos, mas também proporciona remoção complementar da matéria orgânica e dos sólidos totais, onde o segundo reator funciona como uma etapa de polimento do efluente, que pode ser utilizado posteriormente na diluição de um novo afluente (Paiva et al., 2020). Além disso, esse arranjo favorece a seleção e enriquecimento dos microrganismos de maneira individual em cada reator, evitando que haja sobrecargas orgânicas e

ácidas na aplicação de altas COV, garantindo maior estabilidade operacional e eficiência na produção de biogás (Barros, 2017).

3.3.1 Parâmetros operacionais

- **Temperatura**

A temperatura é uma variável de extrema importância para o processo de digestão anaeróbia, de acordo com Awosusi et al. (2021) ela influencia a cinética, estabilidade, funções biocatalíticas e produção de biogás. A faixa de temperatura mesofílica ($30 \pm 5^\circ\text{C}$) é ideal para o crescimento de microrganismos, Shinde et al. (2023) avaliaram o desempenho de um reator UASB de bancada, no tratamento de lixiviado de silagem de capim, operando sob condições mesofílica, atingindo $15\text{g DQO (L d)}^{-1}$ e obtendo eficiência de remoção de DQO de 96% e $357 \pm 16\text{ ml CH}_4\text{ g}^{-1}$ de DQO, com teor de metano variando de 68-72%.

Quando as condições de temperatura não são controladas, os reatores ficam suscetíveis as variações do clima, podendo ocorrer limitações do sistema e danificações dos grânulos. Entretanto a faixa de ocorrência da metanogênese, fase essencial do processo, abrange uma ampla variação entre 0°C e 97°C (Miki et al., 2022). Barros (2017), durante o tratamento de vinhaça com suplementação de torta de filtro em reatores UASB em série, observou que o melhor desempenho do processo ocorreu durante temperaturas mais elevadas, com produção volumétrica de metano de $2,1\text{ L CH}_4\text{ (L d)}^{-1}$ no R1 e $1,2\text{ L CH}_4\text{ (L d)}^{-1}$ no R2. Por outro lado, as maiores concentrações de ácidos orgânicos voláteis ocorreram em momentos em que houve queda da temperatura, além disso a produção volumétrica de metano diminuiu consideravelmente para $0,80\text{ L CH}_4\text{ (L d)}^{-1}$ no R1 e $0,41\text{ L CH}_4\text{ (L d)}^{-1}$ no R2.

- **pH, alcalinidade e ácidos**

A digestão anaeróbia depende da atuação sintrófica de uma comunidade diversa de microrganismos. Para que esses organismos se desenvolvam

adequadamente, é necessário atender a suas condições específicas. Apesar das bactérias hidrolíticas e acidogênicas se adaptarem a uma faixa ampla de pH, entre 4,0 e 8,5, as arqueias metanogênicas são mais sensíveis ao pH e precisam que o valor se mantenha na faixa de 6,7 a 7,5. O acúmulo de AVT durante o processo pode diminuir o pH, essa queda pode comprometer a atividade metanogênica. A alcalinidade atua neutralizando os ácidos voláteis totais, ela é extremamente necessária para que a digestão anaeróbia ocorra sem que haja o processo de acidificação dos reatores (Kunz, 2019).

- **Nitrogênio e Fósforo**

Os microrganismos dependem de nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo (P-total), para o seu crescimento e metabolismo. Para que o P-total seja aproveitado pelos organismos, é necessário que este esteja disponível na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}), que é a forma solúvel e assimilável de fósforo. O ortofosfato é fundamental para diversas funções celulares, sendo utilizado na síntese de ácidos nucleicos (DNA e RNA), na produção de ATP e na formação de membranas celulares, como parte dos fosfolipídios. Já o nitrogênio amoniacal (N-am) é uma forma de nitrogênio presente nos reatores UASB formado através do equilíbrio químico do sistema, é um nutriente essencial para o desenvolvimento dos microrganismos, sendo utilizado para a síntese de proteínas e ácidos nucleicos. (Chernicharo, 2016; Ma et al., 2009).

No entanto, o excesso desses macros nutrientes pode ter um efeito negativo na digestão anaeróbia. Por exemplo, as arqueias metanogênicas são as mais vulneráveis à inibição causada pela amônia, pois esse nutriente facilmente se difunde através das suas membranas celulares. Em geral, concentrações de amônia inferiores a 200 mg L^{-1} são vistas como benéficas, porém esse valor é bastante variável pois depende do tipo de resíduo tratado (Kunz et al., 2019; Ma et al., 2009; Chen et al., 2008).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Instalações Experimentais

A pesquisa foi desenvolvida nas instalações experimentais do laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia e Ciências exatas da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal, da Universidade Estadual Paulista – UNESP. Os reatores UASB possuíam o separador de fases não convencional, na forma de Y, com ângulo de 45° em relação à vertical, conforme proposto por Van Haandel et al. (1999).

4.1.1 Reatores UASB e Efluente dos Sistemas

O primeiro conjunto foi composto por dois reatores UASB instalados em série, com volumes de 214,2 L (R1) e 115,0 L (R2), tanques para armazenamento do afluente e do efluente, bomba helicoidal e gasômetros, conforme ilustrado na Figura 3.

Os reatores possuíam 8 pontos de coleta de lodo (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 e P8) distribuídos ao longo do comprimento do reator. A alimentação dos reatores foi realizada através de uma bomba helicoidal, com movimento rotativo e constante. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas nos reatores UASB foram crescentes de 0,45 a 2,42 g DQO_{total} (L d)⁻¹. As saídas de gás dos reatores foram acopladas em gasômetros, onde era monitorado diariamente a produção de biogás. Neste conjunto de reatores não houve adição de biochar.

O segundo conjunto foi composto por dois reatores UASB instalados em série, com volumes de 12,1 L (R1) e 5,6 L (R2), tanques para armazenamento do afluente e do efluente, bomba diafragma e gasômetros, conforme ilustrado na figura 4. Os reatores possuíam 4 pontos de coleta de lodo (P1, P2, P3 e P4) distribuídos ao longo do comprimento do reator. A alimentação dos reatores foi realizada através de uma bomba diafragma. As cargas orgânicas volumétricas aplicadas nos reatores UASB foram crescentes de 0,41 a 7,7g DQO_{total} (L d)⁻¹.

As saídas de gás dos reatores foram acopladas em gasômetros, onde era monitorado diariamente a produção de biogás. Neste conjunto de reatores houve adição de biochar e recirculação do efluente do R2.

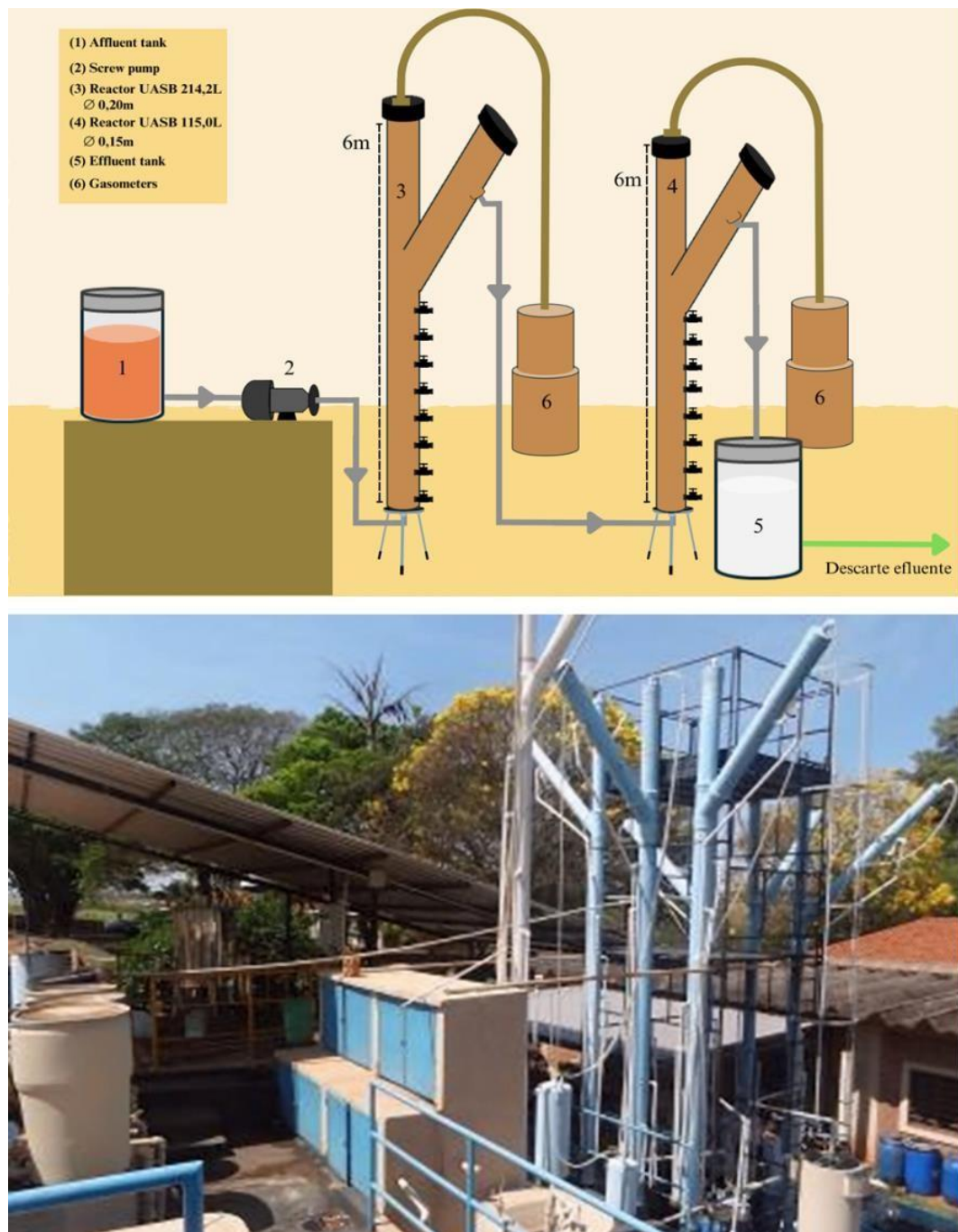


Figura 3. Representação esquemática e foto do sistema com os reatores anaeróbios UASB em série (R1 e R2) sem adição de biochar.

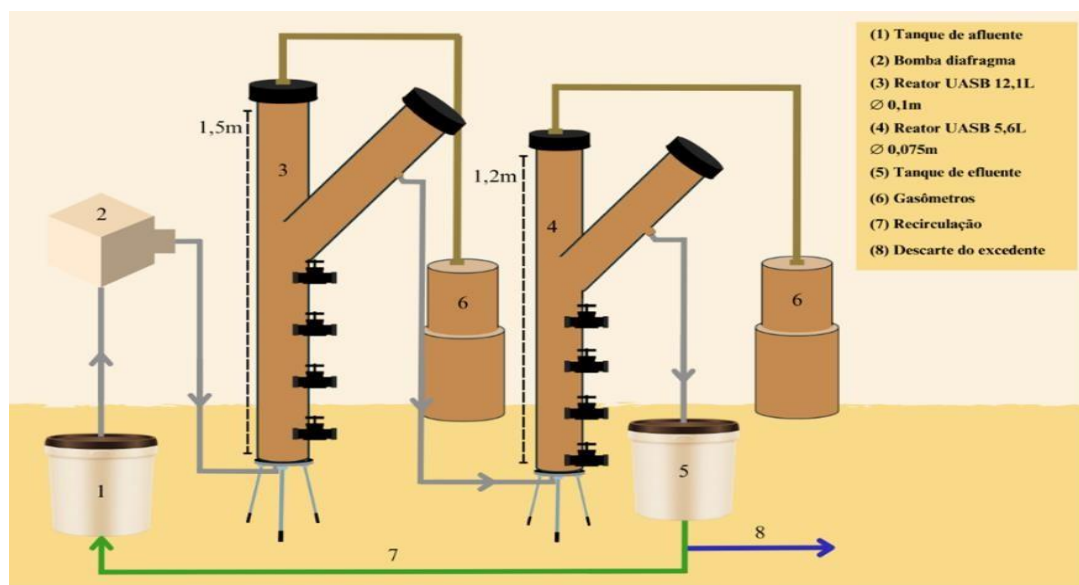


Figura 4. Representação esquemática e foto do sistema com os reatores anaeróbios UASB em série (R1 e R2) com adição de biochar.

4.2 Afluente do sistema de tratamento anaeróbio

Os resíduos de vegetais foram coletados em varejões e supermercados da cidade de Jaboticabal, SP, Brasil e também da zona rural na região de Monte Alto, SP, Brasil. As frutas foram caracterizadas qualitativa e quantitativamente, submetidas ao processo de trituração em liquidificador industrial e posteriormente homogeneizadas e peneiradas em malha de 2 mm. A quantidade de cada resíduo vegetal se manteve na proporção de 70% de tomate e 30% de banana triturados (MAZARELI et al., 2016). O extrato triturado obtido dos resíduos de vegetais foi armazenado em freezer (- 4°C).

Tabela 3. Características físico-químicas dos resíduos vegetais compostos por banana e tomate, utilizados na alimentação do sistema de reatores UASB em série, com e sem a adição de biochar

Parâmetros	Tomate	Banana	
pH	4,38	4,60	
DQO	42,9	295	g O ₂ /L
ST	28,68	164,48	g/L ST
N-am	0,009	0,256	g/L
AVT	3,53	40,26	g/L

ST – sólidos totais; N-am – nitrogênio amoniacal; AVT – ácidos voláteis totais

A digestão dos resíduos vegetais sem a adição de biochar está descrita na Tabela 4, juntamente com suas condições operacionais e o período de operação. O sistema foi operado por 172 dias, entre novembro de 2023 e maio de 2024. A operação foi dividida em quatro fases, com base no aumento da COV. Durante todo o período, não houve recirculação ou uso de alcalinizantes. O TDH foi de 24h no R1 e de aproximadamente 13h no R2. O afluente do sistema de reatores era diluído para garantir uma concentração de sólidos e DQO adequadas. Para cada litro de extrato utilizado, a diluição era realizada adicionando água até completar um volume total de 214,2 litros.

Tabela 4. Diagrama esquemático com período e condições operacionais dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate, sem a adição de biochar.

	2023 47 dias	2024 125 dias		
FASES	I 69 dias	II 37 dias	III 20 dias	IV 46 dias
% RV	0,5	1	2	2
COV C.V. (%)	0,59 g DQOt Ld ⁻¹ 13	1,08 g DQOt Ld ⁻¹ 9	2,25 g DQOt Ld ⁻¹ 6	1,92 g DQOt Ld ⁻¹ 11
Banana e Tomate	300 - 700 ml	600 - 1400 ml	1200 - 2800 ml	1200 - 2800 ml
Período de operação	172 dias			

RV – resíduos vegetais; COV – carga orgânica volumétrica; C.V. - coeficiente de variação.

A digestão dos resíduos vegetais com a adição de biochar está descrita na Tabela 5, juntamente com suas condições e período operacional. O sistema foi operado por 113 dias, entre maio e agosto de 2024. A operação foi dividida em cinco fases, com base no aumento da COV. Durante as fases I e II, o extrato de banana e tomate foi diluído apenas em água. A partir da fase III, iniciou-se a recirculação do efluente do R2, de modo que o afluente passou a ser composto por uma porcentagem de resíduo vegetal, uma porcentagem do efluente recirculado, e o volume restante foi complementado com água até atingir um total de 12,1 L.

Tabela 5. Diagrama esquemático com período e condições operacionais dos reatores UASB em série (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate, com a adição de biochar no afluente e taxa de recirculação do efluente (RV:água:efluente).

	2024				
FASES	I 33 dias	II 21 dias	III 23 dias	IV 18 dias	V 18 dias
% RV	0,5	1,5	3,5	4	8
COV	0,78 g DQOt Ld ⁻¹	2,33 g DQOt Ld ⁻¹	4,68 g DQOt Ld ⁻¹	5,87 g DQOt Ld ⁻¹	7,4 g DQOt Ld ⁻¹
CV (%)	31	28	3	2	3
Banana Tomate	18 - 42 ml	54 - 126 ml	126 - 295 ml	145 - 340 ml	300 - 700 ml
Recirculação	0%		30%	50%	30%
Biochar	0 g/d		5 g/d		
Período de operação	113 dias				

RV – resíduos vegetais; COV – carga orgânica volumétrica; C.V. - coeficiente de variação.

Na partida do reator, o lodo de inóculo foi homogeneizado com biochar, na proporção de 20 g L⁻¹ de volume do reator. Foram utilizados 242 g de BC no reator R1 e 112 g no R2, conforme os valores propostos na literatura. Após 71 dias de operação, uma avaliação dos parâmetros operacionais indicou a necessidade de re-inoculação dos reatores. Utilizou-se inóculo proveniente de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), sendo 2 L de lodo no R1, homogeneizados com 65 g de biochar, e 1 L de lodo no R2, homogeneizado com 35 g de biochar. Após a re-inoculação, iniciou-se a adição de biochar em batelada no afluente, com 5 g/dia, até o término do experimento

No início da fase III, foi implementada a recirculação do efluente do R2 com o objetivo de aproveitar a alcalinidade e, principalmente, o nitrogênio. A proporção de recirculação utilizada foi de 30% do efluente, visando evitar o acúmulo excessivo de ácidos. Durante a fase IV, com o aumento do N-am e da AP, a recirculação foi aumentada para 50%. No entanto, após 14 dias, foi

observado um acúmulo de AVT, o que levou à redução da recirculação novamente para 30%.

4.3 Produção de biochar a partir de resíduos de banana

No preparo do afluente, os resíduos de banana que não passaram pela peneira de 2 mm foram separados para a produção de biochar. A remoção da umidade foi realizada com o uso de um saco de pano com poros de 2 mm, permitindo o máximo escoamento de líquidos e deixando o material sólido mais seco. Em seguida, o material foi levado à estufa por 72 horas a 90°C, até ficar completamente seco.

Posteriormente, o resíduo de banana foi colocado em um cadinho e levado a um forno mufla, adaptado para a pirólise da biomassa, a 450°C, durante 2 horas. Após o processo, o biochar foi macerado e peneirado com uma peneira de 0,5mm, e armazenado em frascos à temperatura ambiente (Figura 5). O rendimento gravimétrico em base seca do material foi determinado pela relação da massa seca do biochar produzido e a massa seca do resíduo de banana, vezes cem, apresentando um valor de rendimento de 31%.

O pH e a condutividade do biochar foram caracterizados segundo a metodologia proposta por Vieira (2018) apresentando valores de 9,35 e 2.25 mS/cm, respectivamente. Para realizar a caracterização uma amostra de 1:5 de carvão e água deionizada foi alocada em um frasco de vidro e agitada por 30 minutos em uma mesa agitadora da marca Tecnal (TE-45) . O pH da mistura foi medido com um medidor digital da marca Digimed (DM-20) devidamente calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0 para determinar o valor da amostra. Após, foi feita a determinação da condutividade da amostra utilizando um condutivímetro da marca Marte (MB-11).

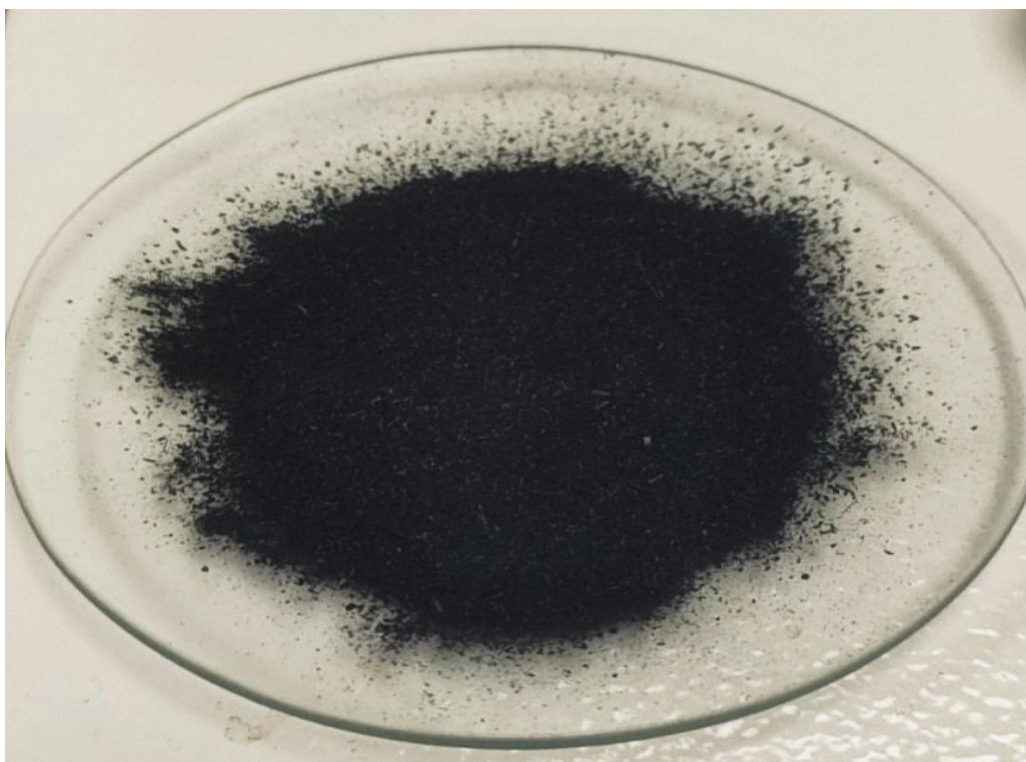


Figura 5. Biochar com granulometria ≤ 5 mm após passagem por peneira.

4.3.1 Caracterização morfológica do biochar e do lodo do reator com biochar

Antes de inocular os reatores R1 e R2, uma amostra do biochar de banana foi caracterizada morfológicamente através de Microscopia Eletrônica de Varredura (Figura 6). Para isso, a amostra foi fixada em stub de alumínio, utilizando esmalte incolor acrescido de grafite e recobertas com ouro através da técnica de sputtering. Esse procedimento garantiu condutividade elétrica efetiva e permitiu a obtenção de imagens de alta qualidade no microscópio eletrônico de varredura Evo MA-10 Zeiss.

Ao final da fase V, para análise das amostras úmidas contendo lodo e biochar, o material coletado foi fixado em solução de glutaraldeído a 3% em tampão fosfato de sódio 0,1M por 72 h. Após a fixação, as amostras foram lavadas com o tampão e submetidas à fixação em tetróxido de ósmio a 1% por 12 h (overnight). Em seguida, passaram por desidratação gradual em diferentes

concentrações alcoólicas (30%, 50%, 70%, 80%, 90% e 100%), seguido pela secagem em ponto crítico. Posteriormente, as amostras foram metalizadas e analisadas de forma similar às de biochar supracitadas, porém no microscópio eletrônico de varredura JSM-6610LV.

As análises de microscopia eletrônica de varredura foram realizadas em colaboração entre o Laboratório de Microscopia Eletrônica da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP/FCAV) e o Laboratório Multiusuário de Microscopia Eletrônica (LMME) da Universidade de São Paulo (USP) em Ribeirão Preto. A MEV da amostra do biochar foi analisada no laboratório da FCAV-UNESP, enquanto a amostra do lodo foi analisada no LMME-USP.

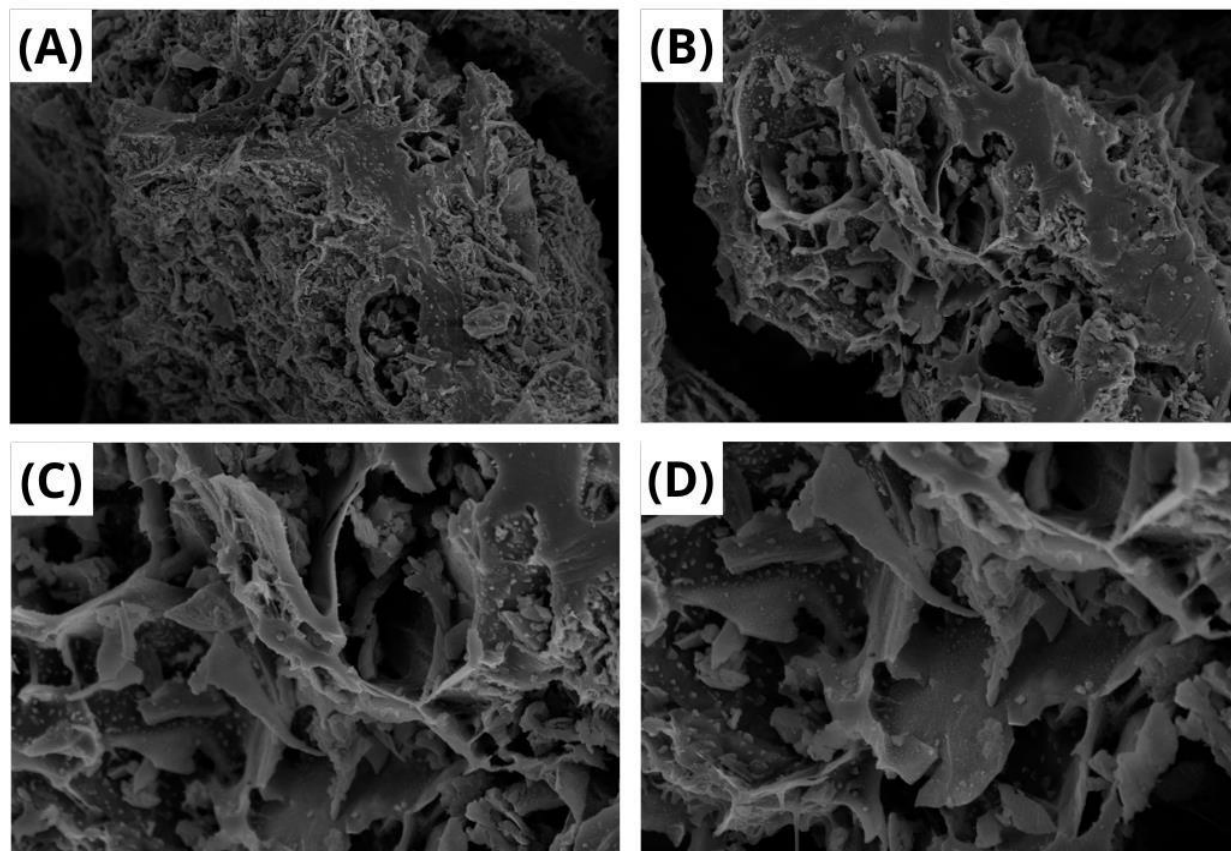


Figura 6. Imagens do biochar de banana produzido a 450°C, visualizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (Evo 10-33-75–ZEISS), com tensão de aceleração de 10,0 kV e ampliação de 1,20 kx (A), 2,35 kx (B), 5,03 kx (C) e 7,02 kx

4.4 Lodo de inóculo

Para a partida dos reatores, equalizou-se os inóculos de dois reatores diferentes, o primeiro foi constituído de lodo granulado de um reator UASB mesofílico em dois estágios, empregado no tratamento da vinhaça, com concentrações de sólidos totais ST de $19,19 \text{ g L}^{-1}$ e sólidos voláteis SV de $8,32 \text{ g L}^{-1}$. O segundo foi constituído de lodo granulado de um reator UASB mesofílico, empregado no tratamento de águas residuárias da bovinocultura, com concentrações de ST de $57,73 \text{ g L}^{-1}$ e SV de $43,89 \text{ g L}^{-1}$. O inóculo equalizado obteve concentrações finais de ST de $31,48 \text{ g L}^{-1}$ e SV de $22,50 \text{ g L}^{-1}$. O volume de lodo adicionado aos reatores UASB foi suficiente para atender à taxa de carregamento orgânico no lodo de $0,05 \text{ kg DQOtotal kg SSV d}^{-1}$, correspondendo a aproximadamente 30% do volume total dos reatores UASB (R1 e R2) (Chernicharo, 2016).

Para a inoculação do segundo sistema foram utilizado 20 g L^{-1} de biochar, equalizado no lodo. Após 70 dias de operação, o reator com adição de biochar foi re-inoculado como uma estratégia para melhorar a degradação dos ácidos. Foi utilizado um lodo de inóculo de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), com concentrações de ST de $67,42 \text{ g L}^{-1}$ e SV de $38,08 \text{ g L}^{-1}$. O volume inoculado no R1 foi de 2L e no R2 1L, posteriormente equalizado com 10 g L^{-1} biochar.

4.5 Exames físicos e determinações químicas nos afluentes, efluentes, lodo e biogás: amostragem, frequência e metodologias

Tabela 6. Exames físicos e determinações químicas executadas nas amostras compostas do afluente e efluentes e do biogás dos reatores UASB durante os ensaios, bem como as frequências e as respectivas referências

Exames e determinações	Frequência	Referências
Afluentes e efluentes		
Temperatura	diária	APHA, AWWA, WPCF (2005)
pH	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Alcalinidade total, parcial e intermediária.	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005), JENKINS et al. (1983)
Ácidos voláteis totais	duas por semana	DILALLO & ALBERTSON (1961)
Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Demanda química de oxigênio (DQO _{total}); DQO da fração dissolvida (DQO _{diss.})	duas por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método colorimétrico e digestão com refluxo fechado) e OLIVEIRA (1997)
Nitrogênio amoniacal	uma vez por semana	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método semi-micro Kjeldahl).
Nitrogênio total kjehldal,	uma vez por mês	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método semi-micro Kjeldahl).
Fósforo total	uma vez por mês	APHA, AWWA, WPCF (2005) (método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio).
Biogás		
Produção	diária	OLIVEIRA (1997) (gasômetros)
Composição	quinzenal	APHA, AWWA, WPCF (2005) (cromatografia gasosa)

4.6 Controle da temperatura

Os dados de temperatura do ar foram obtidos na Estação Agroclimatológica da UNESP Jaboticabal. As observações meteorológicas foram realizadas utilizando tanto a Estação Meteorológica Convencional (EMC) quanto a Estação Meteorológica Automática (EMA). A estação está localizada nas coordenadas latitude 21° 14' 05" S, longitude 48° 17' 09" W, e a uma altitude de 615,01 metros.

4.7 Sequenciamento e análise da comunidade microbiana

4.7.1 Extração de DNA

A extração de DNA bacteriano nas amostras foi realizada utilizando o ZymoBIOMICS DNA Miniprep Kit (Zymo Research), seguindo as instruções do fabricante. Posteriormente, as amostras de DNA foram imediatamente congeladas em um freezer a -20°C até a análise molecular. A amostra para extração e sequenciamento de DNA genômico foi coletada do lodo equalizado antes da inoculação dos reatores R1 e R2.

4.7.2 Sequenciamento na plataforma Illumina

A biblioteca foi preparada utilizando primers para amplificação da região V4 do 16S rRNA (~300 pb), com os primers 515F x 806R. Os amplicons bacterianos foram sequenciados na plataforma Illumina (PE 250), resultando em 50 - 100 mil reads de dados brutos por amostra. As sequências dos primers são: 515F (5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3') e 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3').

4.7.3 Análise de dados

Os dados brutos foram fornecidos no formato fastq, enquanto a análise de família, filo e gênero foi realizada em formato txt. A análise no QIIME 2 foi conduzida utilizando o banco de dados Silva 138 para sequências de OTUs com

comprimento total de 99% (ASV). Foram realizadas análises de diversidade alfa e beta, incluindo métricas como Chao1, ACE, Shannon e Simpson.

Para a atribuição taxonômica, as unidades taxonômicas operacionais (OTUs) foram agrupadas por leituras de cluster com 99% de similaridade. A taxonomia foi então atribuída às OTUs utilizando o banco de dados de referência SILVA 138.

A curva de rarefação foi gerada utilizando o QIIME, e a diversidade alfa foi calculada aplicando diferentes métricas, incluindo os índices de Shannon, Simpson, Fisher, Chao1 e ACE, que representam tanto a diversidade quanto a riqueza de espécies presentes nas amostras.

4.8 Cálculos e análises estatísticas

Os dados de monitoramento dos reatores A e B foram analisados utilizando o delineamento inteiramente casualizado (DIC). O sistema 'A' recebeu quatro tratamentos, enquanto o sistema 'B' foi submetido a cinco tratamentos, ambos com repetições temporais. Os valores obtidos das variáveis monitoradas foram analisados por meio de análise de variância utilizando o teste F. Para a comparação das médias, foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de significância, utilizando o software Sisvar.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Temperatura

Os dados de temperatura ajudam a entender como a sazonalidade pode afetar o desempenho dos reatores, especialmente em relação à eficiência da produção de biogás e a adaptação dos microrganismos às mudanças climáticas.

A temperatura é um parâmetro diretamente ligado às condições gerais dos reatores UASB. Durante a operação do primeiro sistema, sem a adição de biochar, foram registradas variações de temperatura do ar de até 19°C em um único dia. A média da temperatura ao longo do experimento foi de 25,5°C. O pico de menor temperatura do ar ocorreu aos 73 dias de operação, registrando 15,0°C. Enquanto o pico de maior temperatura foi observado 3º dia de operação, atingindo 38,4°C. A operação do sistema de reatores anaeróbios UASB (R1 e R2), sem a adição de biochar, ocorreu na maior parte do tempo durante o verão, entre os meses de novembro de 2023 a abril de 2024.

Já durante a operação do segundo sistema, com a adição de biochar, foram registradas variações de temperatura do ar de 18°C em um único dia. A média da temperatura ao longo do experimento foi de 21,9°C. O pico de menor temperatura do ar ocorreu aos 32 dias de operação, registrando 5,3 °C, enquanto o pico de maior temperatura foi observado aos 105 dias de operação, atingindo 35,7 °C. A operação do sistema de reatores anaeróbios UASB (R1 e R2), com a adição de biochar, foi realizada durante o outono e o inverno, de maio a agosto de 2024.

5.2 Reator anaeróbio sem adição de biochar

5.2.1 COV, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e nitrogênio amoniacal

O sistema de reatores anaeróbios UASB (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate, foi submetido à COV

crescente, variando de 0,45 a 2,42g DQO_{total} (L d)⁻¹ ao longo de 172 dias de operação (Figura 7).

Durante a partida do experimento, foi adotada a estratégia de inserir baixos valores de COV a fim de adaptar o lodo de inóculo ao resíduo utilizado, de forma que não houvesse processos de desestabilização do sistema enquanto ocorria a seleção dos microrganismos. Com o aumento da proporção de RV, após 20 dias com a COV média de 2,25g DQO_{total} (L d)⁻¹, o sistema apresentou instabilidade, decaindo consideravelmente os valores de pH dos reatores na fase IV (Tabela 7), ficando abaixo da faixa ideal para metanogênese. Essa queda de pH está relacionada à característica ácida do substrato utilizado, e valores semelhantes foram observados por Gomes (2022) na digestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras, incluindo banana e tomate.

Mata-Alvarez et al. (1992), no tratamento de resíduos vegetais em um reator mesofílico de estágio único completamente agitado, observaram que, ao aumentar a COV para aproximadamente 2,8 g DQO (L d)⁻¹, o pH diminuiu consideravelmente, inibindo o processo de digestão anaeróbia. Os baixos valores de pH são característicos de substratos com alta disponibilidade de açúcares fermentáveis, o que torna a etapa de acidogênese crítica no processo de digestão anaeróbia, devido ao excesso de AVT, exigindo valores elevados de alcalinidade parcial. Durante a fase III, devido a um maior valor de AP, os reatores conseguiram tamponar o pH ácido do afluente, mesmo com a COV acima de 2 g DQO total (L d)⁻¹. No entanto, após o consumo completo da alcalinidade parcial do meio, observou-se novamente a diminuição acentuada do pH dos reatores.

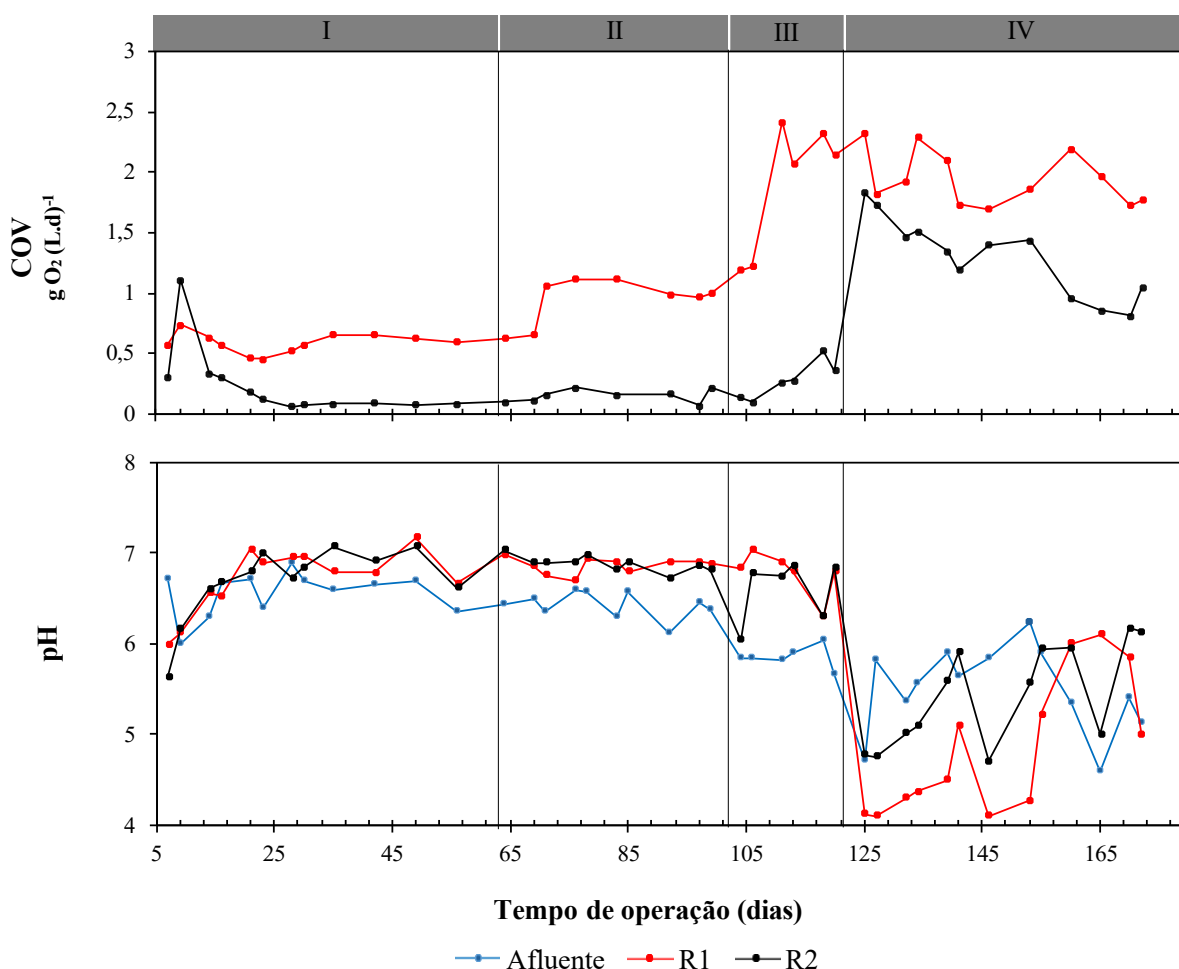


Figura 7. Carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores UASB R1 e R2 e pH do afluente e efluentes dos reatores UASB R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar nos ensaios I, II, III e IV.

Embora a queda de pH tenha sido observada em ambos os reatores, o R2 demonstrou manter os valores de pH acima dos valores registrados no R1. Isso evidencia a vantagem do tratamento em dois estágios, uma vez que esse sistema é mais eficaz na amortização de choques ácidos, conforme observado por Zia et al. (2022).

As concentrações de alcalinidade parcial, alcalinidade intermediária e alcalinidade total mostraram variações consideráveis durante o período de operação dos reatores, com uma mudança notável durante a fase IV, que

corresponde ao processo de acidificação (Figura 8). Nas fases I, II e III, os valores de AT no reator R1 variaram de 36 a 196 mg CaCO₃ L⁻¹. Na fase IV, a média observada de AT foi de 38 mg CaCO₃ L⁻¹. Em contraste, no reator R2, os valores de AT nas fases I, II e III variaram de 20 a 192 mg CaCO₃ L⁻¹, enquanto, na fase IV, a média de AT foi de 69 mg CaCO₃ L⁻¹.

A baixa produção de alcalinidade parcial sugere que a rota metabólica predominante foi a via hidrogenotrófica, em vez da rota acetoclástica. Na rota acetoclástica, a conversão de acetato a metano resulta na formação de bicarbonato de sódio, que contribui para a alcalinidade do sistema. Quando a alcalinidade bicarbonato (AB) é insuficiente para tamponar o sistema, isso indica uma disfunção no equilíbrio ácido-base. A equação (2) proposta por Chernicharo (2016) para calcular a AB é:

$$AB = AT - 0,85 \times 0,83 \times AVT = AT - 0,71 \times AVT \quad (2)$$

Onde 0,85 é o fator de correção e 0,83 o fator de conversão de ácido acético em alcalinidade. A fase IV do sistema não atendeu essa relação e por isso o sistema entrou em colapso.

Durante as fases I, II e III, foram utilizados resíduos coletados de varejões e supermercados, os quais tinham qualidade suficiente para a comercialização e foram descartados apenas devido à falta de venda. Já na fase IV, os resíduos foram coletados diretamente da roça e apresentavam pior qualidade, o que impedia sua comercialização. Embora ambos os tipos de resíduos estivessem em processo de degradação, a diferença em sua composição pode ter impactado diretamente a produção de ácidos e o pH do sistema. Resíduos com diferentes perfis químicos podem gerar ácidos orgânicos de forma variada, o que pode afetar a alcalinidade e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia.

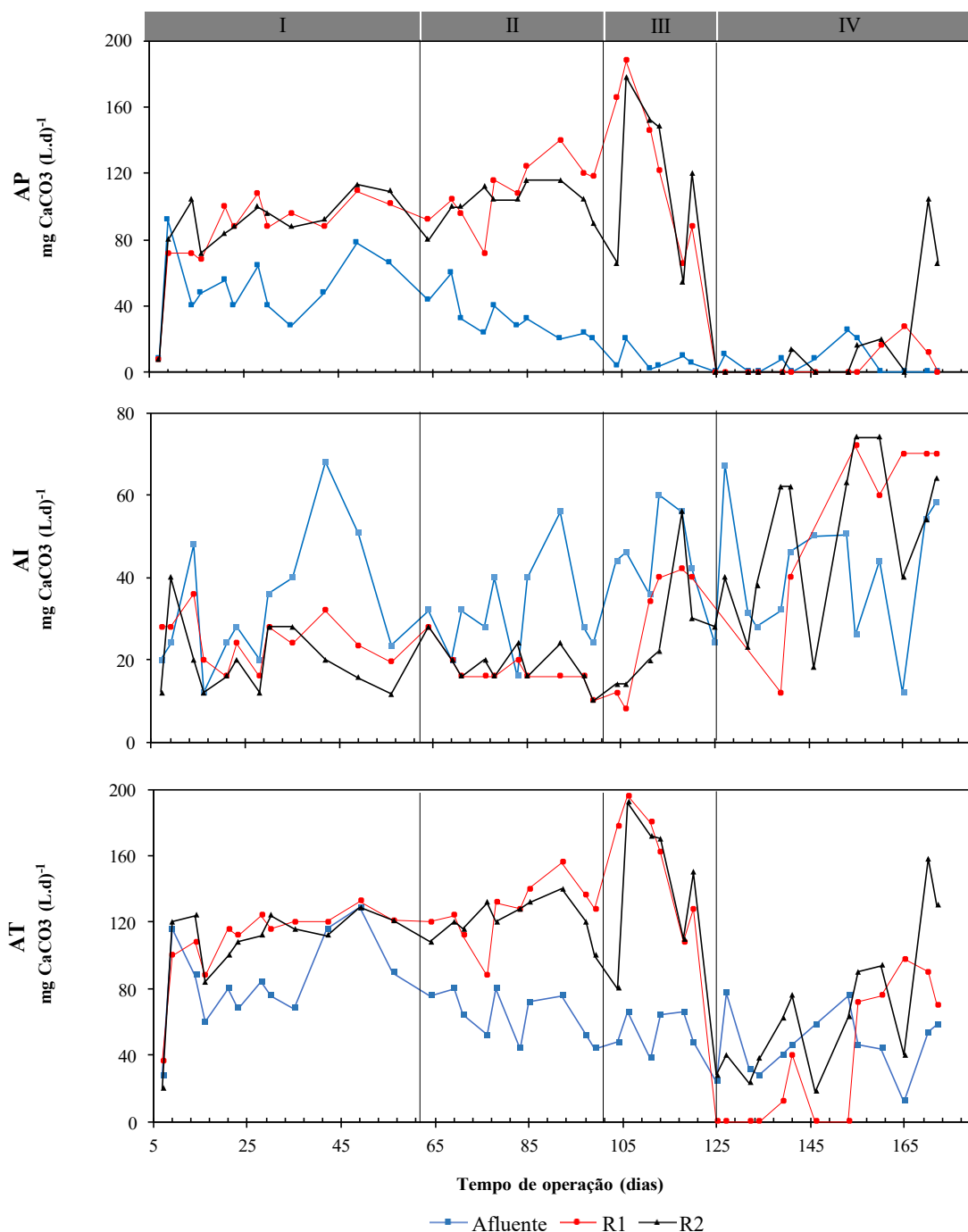


Figura 8. Alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar

Tabela 7. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate

Parâmetros		FASES				C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV		
Tempo de operação (dias)		69	37	20	46		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,59d	1,08c	2,25a	1,92b	10,5	290,0**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,22bc	0,15c	0,65b	1,25a	58,9	25,3**
pH	Afluente	6,54a	6,30a	5,62b	5,56b	5,8	20,7**
	R1	6,74a	6,86a	6,18a	4,91b	9,7	26,3**
	R2	6,72a	6,77a	6,30a	5,48b	7,8	17,2**
mg CaCO ₃ ^{AP} (L d) ⁻¹	Afluente	50,88a	24,40b	4,40c	5,98c	55,5	26,1**
	R1	85,33b	124,80a	84,40b	4,67c	41,5	32,7**
	R2	86,74a	109,00a	94,80a	18,33b	47,7	14,7**
mg CaCO ₃ ^{AI} (L d) ⁻¹	Afluente	31,86a	35,40 ^a	43,60a	41,59a	39,6	1,3*
	R1	24,49a	14,60 ^a	31,20a	33,50a	78,2	1,8*
	R2	20,24b	17,00b	31,20b	51,00a	42,1	17,7**
mg CaCO ₃ ^{AT} (L d) ⁻¹	Afluente	82,74a	59,80ab	48,00b	47,57b	32,5	7,7**
	R1	109,82b	139,40a	115,60a	38,17b	39,4	14,6**
	R2	106,97a	126,00a	126,00a	69,33b	36,4	5,1**

A relação entre a alcalinidade parcial e alcalinidade intermediária (AI/AP) é muito importante para avaliar a estabilidade do sistema na digestão anaeróbia. Ripley (1986) sugere que um valor de AI/AP abaixo de 0,3 indica estabilidade no tratamento de esgotos domésticos. No entanto, o valor ideal para essa relação pode variar dependendo do tipo de resíduo utilizado. Em estudos de digestão anaeróbia de RV combinados com outros resíduos, foram observados valores de AI/AP superiores a 0,3 sem, no entanto, indicar distúrbios significativos no sistema (Adames, 2017).

Na fase I, durante o período de partida do sistema, os valores médios da relação foram de 0,51 e 0,32 para o R1 e R2, respectivamente. Esses valores estavam acima do indicado por Ripley, no entanto, tal comportamento é esperado durante a adaptação da microbiota ao resíduo. Na fase II os valores da relação AI/AP ficaram abaixo de 0,3 coincidindo com a fase de maior AT do sistema. Os valores médios observados foram de 0,13 para o R1 e 0,16 para o R2, indicando uma estabilização dos reatores.

Já na Fase III, observou-se um novo aumento na relação AI/AP, associado ao aumento da COV e ao declínio da AP. Os valores médios foram de 0,41 para o R1 e 0,39 para o R2. Embora esses valores não indicassem instabilidade do sistema, um aumento contínuo foi observado na Fase IV, com uma relação média de 4,25 para o R1 e 2,85 para o R2. Neste mesmo período, observou-se a acidificação dos reatores, denotando que durante as fases III e IV, com uma maior proporção de RV, houve acúmulo de AVT suficiente para interferir na relação AI/AP.

Os resíduos vegetais são ricos em açúcares fermentáveis, por isso são facilmente degradados por microrganismos acidogênicos, resultando em um rápido acúmulo de AVT (Kunz, 2019). Esse acúmulo é um fenômeno comum no processo de digestão anaeróbia, especialmente quando há aumento da COV e uma maior proporção de RV. Em geral, os reatores UASB possuem uma ampla tolerância às concentrações de ácidos, desde que estes sejam prontamente

convertidos. Lima et al. (2023) demonstraram que, durante a operação de um conjunto de reatores anaeróbios UASB em série com uma COV de 17 g DQO_{total} (L d)⁻¹, conseguiram manter concentrações de AVT de até 4141,3 mg L⁻¹ sem que o reator entrasse em colapso.

Nas primeiras três fases, foi observada eficiência na conversão dos ácidos voláteis totais no sistema, com as concentrações decrescendo 41% na fase I, 79,5% na fase II e 46,6% na fase III. As concentrações médias de AVT nas fases I, II e III variaram de 19,8 a 75,6 mg L⁻¹ no R1, enquanto no R2 os valores médios oscilaram entre 14,14 e 50,4 mg L⁻¹ (Tabela 8). A maior concentração de ácidos foi registrada nos primeiros dias de operação, durante a fase I (Figura 9), quando a biomassa ainda não estava totalmente adaptada ao resíduo. Após esse período, foi possível observar o declínio nas concentrações de AVT, indicando a conversão dos ácidos em metano.

Já na fase IV é possível observar um aumento na média da concentração de ácidos, alcançando valores médios de 145 mg L⁻¹ no R1 e 103 mg L⁻¹ no R2 (Tabela 8). O aumento da concentração de ácidos levou ao declínio da AP, como também foi observado por Lima et al. (2023). Reatores que não possuem alcalinidade suficiente para se adaptar ao aumento da COV são levados a um processo de acidificação do meio, inibindo os microrganismos metanogênicos (Kunz, 2019).

Adames (2017) investigou a co-digestão anaeróbia de esgoto sanitário e resíduos vegetais, compostos principalmente por banana e tomate, utilizando reatores horizontais de leito fixo e alta taxa. Com uma proporção de 5% de RV e uma COV média de 2,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹, o estudo relatou concentrações médias de ácidos de 305 mg L⁻¹ no reator R1. Esses valores estão próximos aos observados no presente estudo. Contudo, a estratégia de co-digestão e a recirculação do efluente adotadas por Adames garantiram uma adequada AP, prevenindo a desestabilização do sistema.

Os valores médios da relação AVT/AT assim como na relação AI/AP variaram durante as fases de operação do sistema de reatores. Os menores valores observados estão na fase II sendo que a relação alcançou 0,15 para ambos os reatores. Já os maiores valores foram observados na fase IV, sendo estes 3,5 e 2,19 para RI e R2, respectivamente (Tabela 8). Zhao e Viraraghavan (2004) afirmam que valores de AVT/AT superiores a 0,8 podem inibir microrganismos metanogênicos, enquanto valores entre 0,1 e 0,2 são considerados adequados.

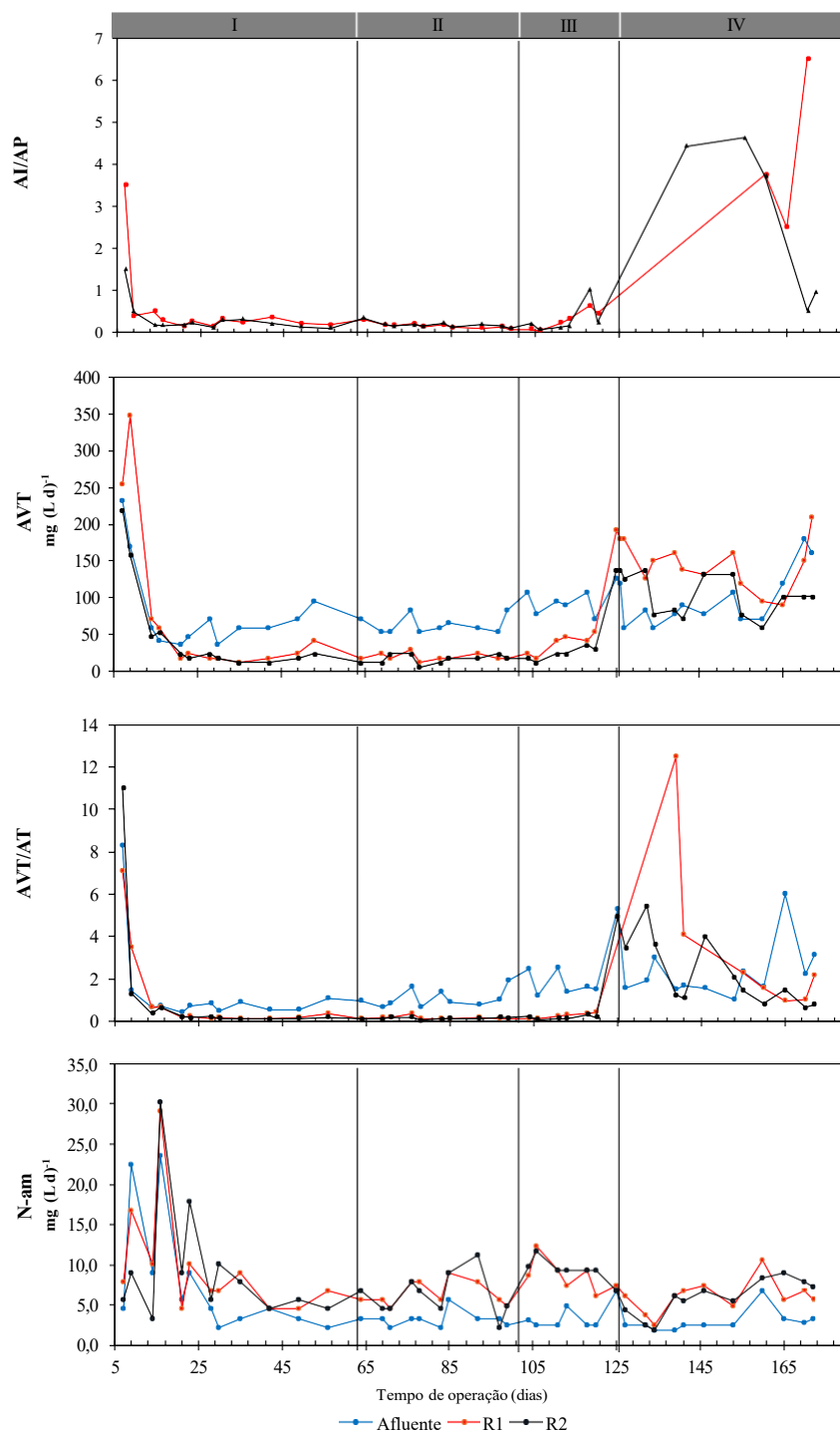


Figura 9. Valores de ácidos voláteis totais (AVT) e Nitrogênio Amoniacal (N-am) no afluente e efluentes e relação da alcalinidade intermediária/ alcalinidade parcial (Al/AP) e relação Ácidos voláteis totais/Alcalinidade total (AVT/AT) nos reatores dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar.

Tabela 8. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) do nitrogênio amoniacal (N-am) e ácidos voláteis totais (AVT), no afluente e efluente e relação AI/AP e AVT/AT no efluente dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais por banana e tomate sem a adição de biochar

Parâmetros		FASES				C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV		
Tempo de operação (dias)		69	37	20	46		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,59d	1,08c	2,25a	1,92b	10,5	290,0**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,22bc	0,15c	0,65b	1,25a	58,9	25,3**
AI/AP	R1	0,51b	0,13b	0,41b	4,25b	112,1	20,6**
	R2	0,32b	0,16b	0,39b	2,85a	116,9	15,6**
AVT mg L ⁻¹	Afluente	79,17a	70,20a	98,40a	98,77a	47,0	1,2ns
	R1	67,80ab	19,80b	75,60ab	145,85a	81,1	7,22**
	R2	46,71b	14,40b	50,40ab	103,38a	74,6	8,2**
AVT/AT	Afluente	1,30a	1,28a	2,46a	2,29a	88,0	1,6ns
	R1	0,98a	0,15a	0,34a	3,50a	224,5	1,5ns
	R2	1,06a	0,15a	1,15a	2,19a	172,2	1,9ns
N-am mg L ⁻¹	Afluente	7,2a	3,15a	3,82a	2,93a	94,0	2,7ns
	R1	9,12a	7,70a	7,88a	6,01a	57,0	1,4ns
	R2	8,88a	7,24a	8,75a	5,92a	63,8	1,2ns

A decomposição de matéria orgânica rica em nitrogênio, leva a formação de nitrogênio amoniacal, que pode estar presente na forma de amônia livre (NH_3) ou como íon amônio (NH_4^+). O equilíbrio entre essas formas inorgânicas de nitrogênio é influenciado pelo pH do meio, sendo o íon amônio a forma menos tóxica e mais facilmente assimilada pelos microrganismos.

Embora o nitrogênio amoniacal seja essencial para o crescimento celular, em concentrações elevadas pode ser prejudicial aos microrganismos metanogênicos. Segundo Chernicharo (2016), concentrações de NH_3 acima de 150 mg L^{-1} são tóxicas, enquanto o limite para a concentração de NH_4^+ é de 3000 mg L^{-1} .

As médias das concentrações de N-am, durante todas as fases de operação do sistema, permaneceram abaixo dos níveis inibitórios. Além disso, não foram observadas variações significativas ($p < 0,05$) nas concentrações entre as fases (Tabela 7).

5.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO) e produção de metano

Os valores de DQO foram crescentes no afluente e efluente do sistema de reatores anaeróbios (Figura 10), elevando os valores da COV, visto que não houve alterações no TDH. A COV crescente variou de 0,45 a $2,42 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, possibilitando o aumento da produção de metano durante o período de operação. No entanto, ao exceder $2 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$, o sistema apresentou sinais de instabilidade.

Foi observado remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$ do afluente para o efluente em todas as fases de operação, durante as fases I, II e III não houve variações significativas entre as médias ($p < 0,05$) (Tabela 9), que foram de 84% na fase I, 96% na fase II e 92% na fase III. No entanto, na fase IV, a remoção de $\text{DQO}_{\text{total}}$ foi comprometida, diminuindo para 74%, o que resultou em uma menor produção volumétrica de metano (PVM). Esse comportamento reflete a instabilidade do sistema, com impactos negativos na atividade microbiana.

Os maiores valores de remoção de DQO_{total} no sistema (R1+R2) ocorreram na fase II, com uma COV média de $1,08 \text{ g } DQO_{total} (\text{L d})^{-1}$. No entanto, com o aumento da COV, a média de remoção de DQO_{total} na fase III diminuiu. Apesar de a remoção de DQO ainda ter se mantido acima de 90%, sugerindo que não havia instabilidade significativa.

Embora o sistema tenha entrado em colapso, a alta remoção de DQO_{total} pode ser atribuída à eficiência do sistema de reatores em série. Resíduos com maiores concentrações de sólidos são mais difíceis de estabilizar, como demonstrado por Barbosa (2016), que observou remoção de apenas 40,32% ao tratar resíduos vegetais em um reator de batelada mesofílico, com COV de $26,4 \text{ g } DQO_{total} \text{ L}^{-1}$.

A $DQO_{dissolvida}$ também foi avaliada para determinar a presença de compostos solúveis nas amostras do afluente e efluentes dos reatores. Assim como na DQO_{total} , é possível observar um aumento desses valores durante as fases (Tabela 9). As remoções de $DQO_{dissolvida}$ alcançaram valores médios de 93 a 98% nas fases I, II e III. Já na fase IV foi observado uma menor eficiência de remoção, com valor médio de 70%. É possível observar uma inversão dos parâmetros de DQO_{total} e $DQO_{dissolvida}$ na fase IV, como também foi observado por Barbosa (2016), essa mudança pode estar relacionada ao acúmulo de ácidos voláteis e outros compostos solúveis gerados pela degradação incompleta da matéria orgânica. Esse acúmulo indica uma queda na atividade dos microrganismos responsáveis pela metanogênese, resultando na menor remoção de $DQO_{dissolvida}$ e, conseqüentemente, na instabilidade do sistema.

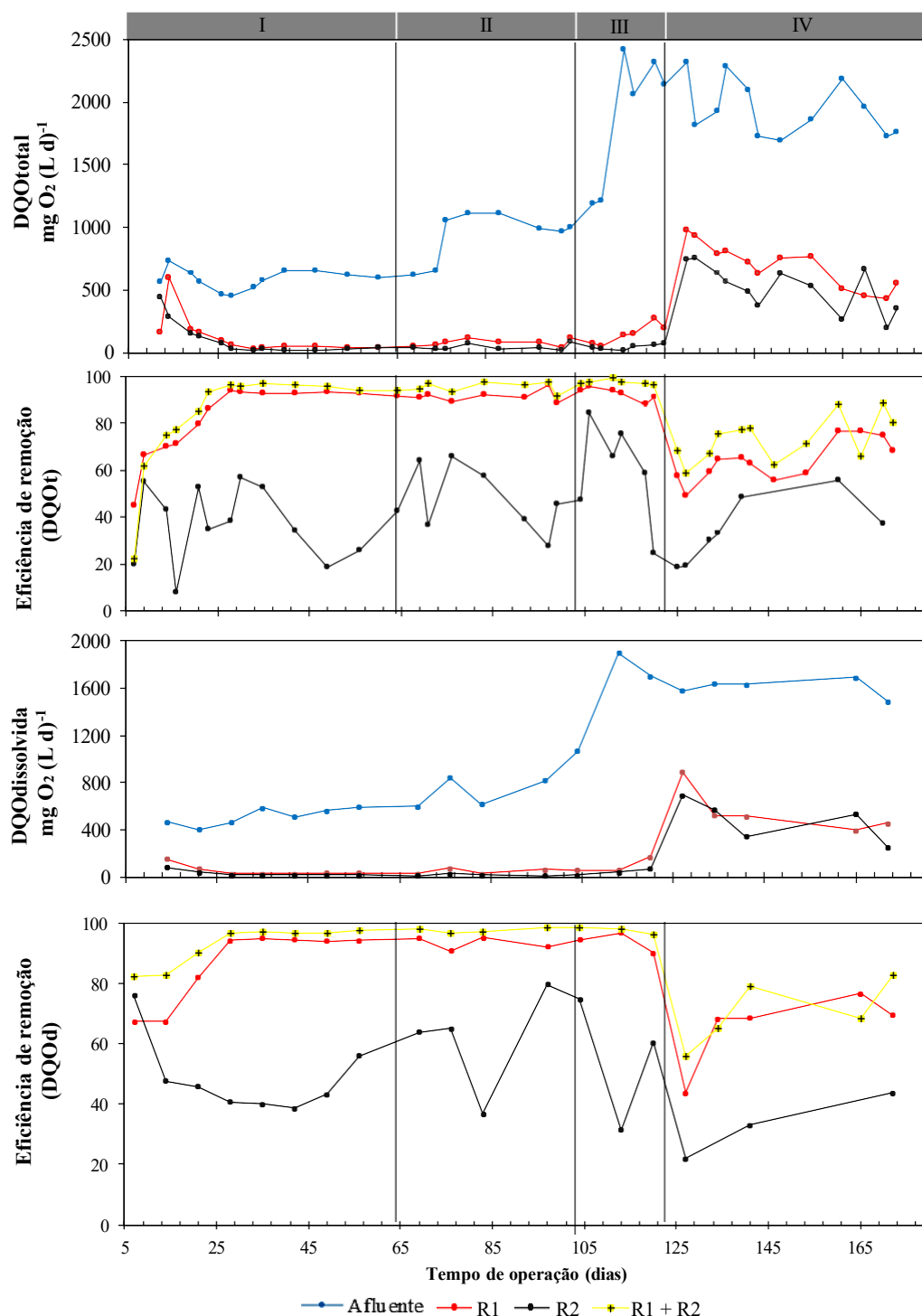


Figura 8. Demanda química de oxigênio total (DQOtotal), Demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdissolvida) e suas respectivas remoções, dos reatores UASB em série R1 e R2, nas fases I,II,III, IV e V no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem biochar.

Tabela 9. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da DQO_{total} e DQO_{dissolvida} no afluente e efluente e eficiência de remoção de DQO_{total} e DQO_{dissolvida} durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar

Parâmetros		FASES				C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV		
Tempo de operação (dias)		69	37	20	46		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,59d	1,08c	2,25a	1,92b	10,5	290,0**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,22bc	0,15c	0,65b	1,25a	58,9	25,3**
DQO _{total} mg O ₂ (L d) ⁻¹	Afluente	594d	1081c	2254a	1915b	10,5	289,6**
	R1	115bc	82c	349b	681 ^a	58,9	25,4**
	R2	96b	43b	192b	497 ^a	76,7	16,3**
Remoção DQO _t (%)	R1	83a	92a	85a	65b	14,5	9,9**
	R2	37bc	48ab	62a	35c	50,0	6,3**
	R1+R2	84ab	96a	92ab	74b	17,3	3,9*
DQO _{dissolvida} mg O ₂ (L d) ⁻¹	Afluente	517c	835b	1800a	1604a	10,9	155,3**
	R1	63b	58b	116b	555a	55,8	26,4**
	R2	33b	19b	55b	479a	62,8	30,6**
Remoção DQO _d (%)	R1	87ab	93a	93a	65b	12,7	6,9**
	R2	50ab	64a	46ab	33b	36,7	6,0**
	R1+R2	93a	98a	97a	70b	7,9	15,7**

O potencial de produção de metano a partir de resíduos de banana e tomate é bastante relevante. Gunaseelan (2004) investigou o potencial bioquímico de metano a partir desses resíduos, utilizando reatores CSTR mesofílicos com volume de 5 L. Os reatores foram alimentados com COV de 2 g SV (L d)⁻¹ e TDH foi de 20 dias. O estudo constatou PVM de 0,554 L CH₄ (L d)⁻¹ para resíduos de banana e 0,422 L CH₄ (L d)⁻¹ para resíduos de tomate.

Com o aumento da COV é esperado que haja um aumento da produção de biogás, e consequentemente na PVM. Isto ocorre devido à maior disponibilidade de matéria orgânica para conversão dos microrganismos (Kunz, 2019). O valor médio de teor de metano observado foi de 67,6 e 68,3% no R1 e R2, respectivamente, valor próximo ao observado por outros autores na digestão de resíduos orgânicos de frutas (Zia et al., 2022; Arhoun et al., 2019). Comparativamente ao uso de outros substratos, a pesquisa sobre a produção de biogás a partir de resíduos de banana e tomate em reatores UASB é limitada. A maioria dos estudos existentes tende a usar esses resíduos em combinação com outros materiais orgânicos e em reatores batelada.

A PVM do sistema aumentou ao longo das fases, sendo que a maior PVM observada ocorreu durante a fase III (Tabela 10), alcançando valor de 0,34 L CH₄ (L d)⁻¹. Esse resultado confirma a expectativa inicial, sugerindo que o sistema respondeu positivamente ao aumento da carga orgânica até esse ponto. Após 30 dias de operação, não foi observada produção de gás no R2. No entanto, houve um aumento na PVM e na remoção de DQO_{total} no R1. A ausência de produção de gás no R2 pode estar associada à eficiência de remoção de DQO no primeiro reator, resultando em uma quantidade reduzida de matéria orgânica disponível para ser convertida em metano no segundo reator.

Na fase IV houve uma redução significativa na produção de gás comparado a fase III (Figura 11), cuja média de PVM foi de 0,16 L CH₄ (L d)⁻¹. Apesar do declínio na produção de gás, as arqueias metanogênicas não foram completamente inibidas, evidenciado pela continuidade da produção de metano,

embora em níveis reduzidos. Isso sugere que, apesar da instabilidade observada na fase IV, o sistema ainda manteve atividade microbiológica, capaz de converter a matéria orgânica disponível em biogás. Em reatores em condições ácidas, as arqueias metanogênicas hidrogenotróficas predominam sobre as acetoclásticas, pois utilizam H_2 e CO_2 para produzir metano, tornando-as mais adaptadas a ambientes com pH mais baixo. Barbosa (2016) observou que as menores concentrações de sólidos resultaram nas maiores produtividades de metano.

A maior produção específica de metano (PEM) foi observada na fase II, com um valor máximo de $0,33 \text{ L CH}_4 (\text{L d})^{-1}$. A PEM não acompanhou o aumento da carga orgânica, indicando uma saturação do sistema e uma diminuição da eficiência na conversão de matéria orgânica em metano. Esse comportamento é consistente com a fase de acidificação dos reatores, onde a capacidade dos microrganismos para produzir metano foi comprometida.

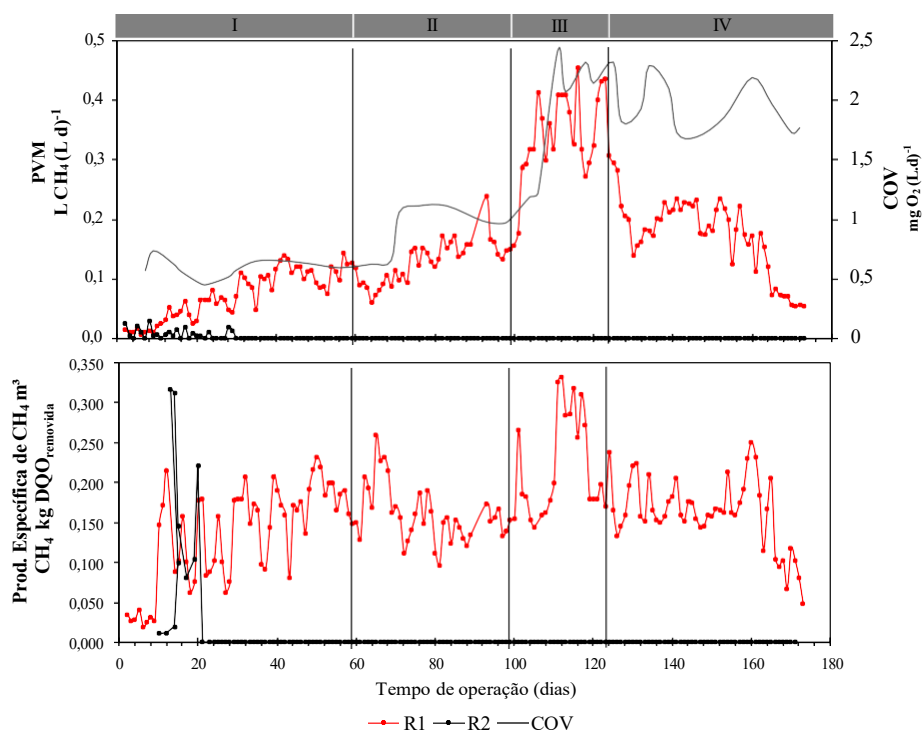


Figura 9. Produção volumétrica de metano (PVM) e Produção específica de metano (PEM) dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar.

Tabela 10. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) da produção volumétrica (PVM) e específica de metano (PEM) nos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar nos ensaios I, II, III e IV.

Parâmetros		FASES				C.V (%)	TESTE F
		I	II	III	IV		
Tempo de operação (dias)		69	37	20	46		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,59d	1,08c	2,25a	1,92b	10,5	290,0**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,22bc	0,15c	0,65b	1,25a	58,9	25,3**
PVM L CH ₄ (L d) ⁻¹	R1	0,149c	0,179b	0,196a	0,138b	40,6	105,9**
	R2	0,095b	-	-	-	346,4	7,1**
	R1+R2	0,051a	0,108b	0,227c	0,108b	39,8	105,5**
PEM M ³ CH ₄ kg DQO removida	R1	0,152b	0,169ab	0,196a	0,138b	42,0	4,1**
	R2	0,046a	-	-	-	551,0	2,8*
	R1+R2	0,154c	0,171bc	0,184a	0,120c	44,4	6,2**

5.2.3 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e Ortofosfato

A disponibilidade de nutrientes é um fator fundamental para a eficiência da digestão anaeróbia, pois estes são essenciais para o crescimento e atividade dos microrganismos. O excesso ou a deficiência de certos nutrientes, especialmente o nitrogênio e o fósforo, pode levar a problemas como inibição do crescimento celular, acúmulo de AVT e redução da PVM (Ma et al., 2009). A concentração adequada de nutrientes é baseada na quantidade de material orgânico disponível no resíduo, e pode ser ajustada de acordo com a relação DQO:N:P, que de acordo com Chernicharo (2016), é ideal na proporção 350:5:1.

O ortofosfato, é a forma assimilável de fósforo pelos microrganismos, devendo ser mantido em níveis adequados para garantir a eficiência do processo (Chernicharo, 2016). Os resíduos vegetais costumam apresentar uma baixa relação C/N. No entanto, a combinação de diferentes tipos de resíduos pode ajudar a equilibrar essa relação.

Apesar de haver concentrações de NTK suficientes, tanto no afluente quanto no efluente do sistema de reatores, durante as fases I e II do R1 e as fases I, II e III do R2, a concentração de fósforo ficou abaixo do ideal, revelando uma deficiência crítica desse nutriente. A deficiência de P-total em reatores UASB leva uma série de problemas, favorecendo a acidificação dos reatores. Durante a fase IV, o NTK apresentou baixa concentração em relação ao fósforo, o que também leva a limitação celular dos microrganismos. Na fase III a relação dos nutrientes se manteve mais equilibrada no R1, momento em que houve maior produção de metano através deste reator, o que reforça a necessidade e importância da nutrição adequada para eficiência do sistema.

As concentrações de ortofosfato não tiveram variações significativas entre as fases de operação, com médias variando entre 3,65 e 4,12 mg L⁻¹ no afluente; 4,75 e 5,79 mg L⁻¹ no R1 e 3,70 e 4,10 mg L⁻¹ no R2 (Tabela 11). Esses valores denotam que, apesar das variações na concentração de fósforo, as

quantidades de ortofosfato eram relativamente constantes, portanto, a deficiência de P-total observada estava relacionada mais à disponibilidade de nutrientes do que as flutuações na concentração total de ortofosfato.

Tabela 11. Valores médios de Ortofosfato, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e relação DQO:N:P do afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem a adição de biochar.

Parâmetros		FASES			
		I	II	III	IV
Tempo de operação (dias)		69	37	20	46
Ortofosfato mg (L d) ⁻¹	Afluente	4,12	4,34	4,89	3,65
	R1	4,75	5,79	4,44	4,83
	R2	3,70	4,36	4,10	4,13
NTK mg (L d) ⁻¹	Afluente	9,80	18,76	18,20	17,27
	R1	8,71	12,04	21,70	11,67
	R2	8,71	16,52	32,20	15,87
P-total mg (L d) ⁻¹	Afluente	7,79	8,75	15,50	10,90
	R1	6,50	7,79	17,20	16,80
	R2	6,34	6,57	16,90	16,98
DQO:N:P	Afluente	350:5:1	350:6:1	350:3:5	350:3:3
	R1	350:27:0,2	350:52:0,1	350:22:1	350:6:3
	R2	350:32:0,2	350:138:0,04	350:60:0,3	350:11:2

5.2.4 Nutrientes

Os reatores UASB tem uma capacidade de remoção e retenção de macro e micronutrientes bastante limitada (Chernicharo, 2016), como pode ser observado neste estudo (Tabela 12). O nutriente obtido em maior quantidade no afluente foi o K, uma vez que o K é um dos nutrientes mais abundantes nos resíduos tratados, principalmente na banana. Não foram encontradas remoções significativas para os elementos analisados, com exceção do Ni. Tal remoção não afetou o sistema uma vez que o Ni é requerido em baixas concentrações na digestão anaeróbia.

Os elementos traços Fe, Ni, Zn e Mn têm sido relacionado fortemente com o aumento da eficiência da hidrólise e acidogênese (Fermoso et al., 2008; Kim et al., 2003; Liu et al., 2015; Yu et al., 2015). A baixa variação desses elementos sugere que eles estavam disponíveis em quantidades suficientes para sustentar as fases iniciais da digestão anaeróbia. Esse comportamento reforça a ineficiência do sistema UASB na retenção desses micronutrientes, uma vez que não foram significativamente consumidos.

É possível observar um aumento nas concentrações de alguns nutrientes no efluente, principalmente na fase I e IV, o que pode estar associado à dissolução mineral causada pela atividade microbiana e pela presença de ácidos voláteis. A acidificação do meio, especialmente durante a partida na fase I e na fase IV, pode ter favorecido a solubilização desses elementos, aumentando sua disponibilidade na fase líquida.

A acidificação observada na fase IV pode estar associada à limitação de elementos essenciais para a conversão final dos intermediários em metano, que atuam como cofatores enzimáticos fundamentais para a metanogênese. A disponibilidade desses micronutrientes pode comprometer a atividade das arqueias metanogênicas, levando à queda do pH e à redução na produção de biogás, impactando níveis de estabilidade do sistema (ZHANG et al., 2012).

Tabela 12 Valores de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Níquel (Ni) durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate sem adição de biochar

Parâmetro		Fases			
		I	II	III	IV
Potássio	Afluente	6,52	18,87	36,09	36,87
	R1	14,23	20,26	21,05	42,15
	R2	15,37	16,24	21,48	46,21
Cálcio	Afluente	3,37	4,24	5,74	1,82
	R1	1,27	15,14	2,87	2,18
	R2	5,34	3,99	1,94	6,60
Magnésio	Afluente	0,24	0,07	0,79	0,24
	R1	0,40	2,26	0,23	0,48
	R2	0,83	0,33	0,14	1,15
Sódio	Afluente	20,37	19,84	25,43	21,03
	R1	23,69	21,87	22,90	19,40
	R2	20,62	21,21	22,73	26,15
Ferro	Afluente	1,37	1,38	6,87	0,92
	R1	7,69	2,54	1,30	1,41
	R2	5,67	1,26	1,29	3,97
Manganês	Afluente	0,01	0,01	0,04	0,01
	R1	0,13	0,04	0,00	0,01
	R2	0,28	0,00	0,00	0,04
Zinco	Afluente	0,03	0,00	0,44	0,00
	R1	0,00	0,04	0,00	0,00
	R2	0,04	0,00	0,02	0,07
Níquel	Afluente	0,21	0,13	0,16	0,21
	R1	0,20	0,13	0,21	0,07
	R2	0,10	0,19	0,13	0,11

Unidades em mg L⁻¹.

5.3 Reator anaeróbio com adição de biochar

5.3.1 COV, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e nitrogênio amoniacal

O sistema de reatores anaeróbios UASB (R1 e R2) no tratamento de resíduos vegetais, composto por banana e tomate com adição de biochar, foi submetido a COV crescente que variou de 0,41 a 7,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹ ao longo de 113 dias de operação (Figura 12). Assim como no sistema sem a adição de biochar, durante a partida do experimento, foi adotada a estratégia de inserção de valores baixos de COV a fim de adaptar o lodo de inóculo ao resíduo utilizado. Na partida do reator, o lodo de inóculo foi homogeneizado com biochar, na proporção de 20 g L⁻¹ de volume do reator, a fim de acelerar o processo de estabilização do sistema. No entanto, a partida completa ocorreu apenas após 40 dias de experimento, com início da produção de gás e COV 2,5 g DQO_{total} (L d)⁻¹.

Essa diferença no tempo de partida entre o sistema com biochar e sem biochar, pode ser atribuída à variação na diversidade de microrganismos do lodo de inóculo e sua adaptação ao meio. Outros estudos também observaram retardo da fase da partida com a utilização do biochar, principalmente em sobredoses aplicadas, a partir de 20g L⁻¹ (Cavalcante, 2023; Cui et al., 2021). Apesar disso, o uso do BC possibilitou a inserção de uma COV mais elevada em um menor espaço de tempo, sem que houvesse inibição dos microrganismos, ao contrário do que ocorreu no primeiro sistema, sem biochar.

Assim como no primeiro sistema, o pH do afluente se manteve abaixo da faixa ideal para a ocorrência de metanogênese durante todas as fases de operação, sendo que o maior valor de pH no afluente foi observado com a menor proporção de RV. Durante a fase II, ao alcançar a COV superior a 2 g DQO_{total} (L d)⁻¹, observou-se diminuição no pH dos reatores (Figura 12), semelhante ao que ocorreu no primeiro sistema. Isso evidencia que, na ausência de aditivos, essa pode ser a carga limite de RV para reatores UASB. Na fase III, com a

adoção das estratégias de utilização de biochar em batelada no afluente e a recirculação parcial do efluente, foi possível observar uma recuperação do sistema, possibilitando o aumento progressivo da COV, além da carga limite observada no sistema anterior.

O uso do BC para melhorar os parâmetros na digestão anaeróbia vem sendo frequentemente estudado devido, entre outros aspectos, à sua capacidade de tamponamento e a adsorção de compostos inibidores. Chiappero et al. (2020), afirmam que a utilização do BC na DA pode neutralizar a inibição por excesso de AVT em COV elevada e facilmente degradável. Cavalcante (2023), na digestão anaeróbia de resíduos vegetais em reatores UASB, relatou que o uso do biochar favoreceu o aumento da COV sem que houvesse inibição dos microrganismos, acelerando degradação de resíduos vegetais sem sobrecarga de AVT, até uma COV aproximada de $10 \text{ g DQO}_{\text{total}} (\text{L d})^{-1}$.

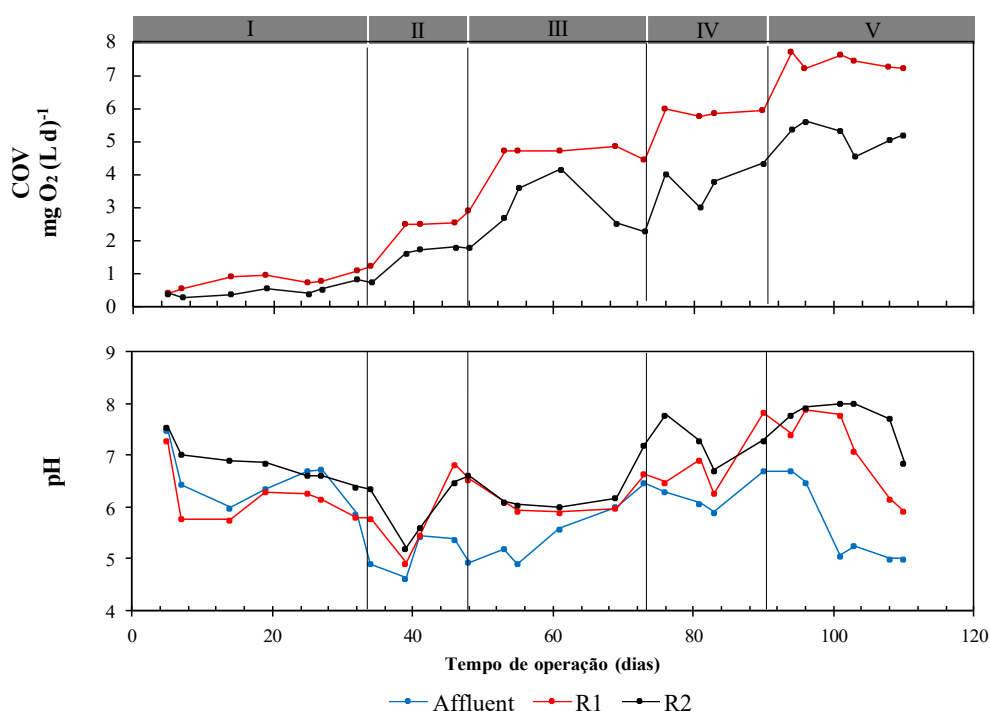


Figura 12. Carga orgânica volumétrica em $\text{mg O}_2 (\text{L D})^{-1}$ dos reatores UASB R1 e R2 e pH do afluente e efluentes dos reatores UASB R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar.

Um decréscimo no pH foi observado na fase V ao alcançar COV superior a 7 g DQO_{total} (L d)⁻¹, atingindo um valor mínimo de 5,92 para o R1 e 6,86 para o R2. Durante esse período, também foram registradas quedas na temperatura do ar, com mínimas atingindo 7,7°C, o que possivelmente contribuiu para a diminuição da atividade microbiológica. No entanto, não houve inibição completa dos microrganismos visto que a produção de gás se manteve durante este período.

Os valores das alcalinidades parcial, intermediária e total mostraram variações consideráveis durante o período de operação dos reatores. É possível observar que os maiores valores de AT, AP e AI ocorreram nas fases IV e V, acompanhando o aumento da COV (Tabela 13). Os valores médios de alcalinidade total no reator R1 variaram de 111 a 930 mg CaCO₃ L⁻¹, enquanto no R2, os valores variaram de 163 a 1050 mg CaCO₃ L⁻¹. A AT no sistema com adição de BC foi superior em todas as fases comparadas ao reator sem o uso de biochar, evidenciando que a inoculação do biochar junto ao lodo de inóculo proporcionou um melhor tamponamento dos ácidos voláteis

O mesmo ocorre com a AP, onde é possível observar um aumento entre as fases de operação, sendo os maiores valores observados na fase IV e V, correlacionando-se com as maiores COV aplicadas. Isso demonstra que o sistema foi capaz de superar a alta disponibilidade de material orgânico facilmente degradável. Os valores médios observados para AP variaram de 20 a 309 mg CaCO₃ L⁻¹ no R1, com concentração máxima de 672 mg CaCO₃ L⁻¹ na fase V. Enquanto no R2, os valores médios variaram de 73 a 443 mg CaCO₃ L⁻¹, com concentração máxima, também na fase V, de 776 mg CaCO₃ L⁻¹.

Assim como ocorreu com o pH, houve uma queda nos valores das alcalinidades na fase V (Figura 13), durante um período em que houve uma queda da temperatura. No entanto, a queda da AI foi menos acentuada do que as demais, demonstrando que os microrganismos acidogênicos continuaram ativos e produzindo AVT, o que levou a um consumo maior da AP.

O uso de BC junto ao afluente durante as fases III, IV e V elevou os valores das alcalinidades consideravelmente, o que pode ter favorecido a atividade microbiológica através das suas características redox. O tempo necessário para que os microrganismos se estabeleçam e se fixem nos poros do biochar, também pode ter influenciado o período necessário para que seus efeitos pudessem ser quantificados, especialmente nas fases III, IV e V.

Andrade (2019), ao utilizar biochar de cama de frango, relatou um aumento na capacidade tampão dos reatores em comparação com o controle, o que resultou em um aumento na AP e uma elevação no pH. Além disso, o biochar ajudou a evitar a inibição do sistema por compostos inibitórios, como por exemplo o excesso de amônia presente no resíduo.

A relação Al/AP apresentou valores acima limite sugerido por Ripley (1986) ao longo de todas as fases do experimento (Tabela 14). No entanto, conforme estudos de Barros (2013) demonstrou, na digestão anaeróbia de vinhaça e melaço em reatores UASB em série, os reatores UASB podem operar com valores elevados desta relação sem comprometer a estabilidade destacando a importância de considerar as particularidades de cada caso.

Os maiores valores da relação Al/AP ocorreram durante a partida do reator (Figura 13), nas fases I e II. Observou-se uma variação mais acentuada na relação Al/AP no R1, com valores de 2,46 a 13,66. Enquanto no R2 a variação foi de 1,09 a 5,01. A introdução do biochar no afluente teve impacto significativo na estabilidade dos reatores, refletido pela redução nos valores da relação Al/AP, mesmo com o aumento da COV nas fases IV e V. O biochar atuou como um estabilizador, promovendo a adsorção de compostos inibidores, como ácidos voláteis e impedindo o colapso do sistema. Além disso, o biochar pode ter contribuído para o controle do pH através de sua capacidade de tamponamento, facilitando o crescimento e a atividade de microrganismos metanogênicos.

Diversos estudos demonstraram que a adição de biochar promove um aumento significativo da alcalinidade, atribuído à presença de metais alcalinos (Na, K) e alcalinos-terrosos (Ca, Mg), além de grupos funcionais de ácidos graxos presentes na estrutura do material. A presença de grupos funcionais negativos na superfície do biochar tende a reagir com o excesso de íons de H^+ do meio, por consequência melhorando a alcalinidade (Zhu et al., 2023; Ma et al., 2020; Wang et al., 2017).

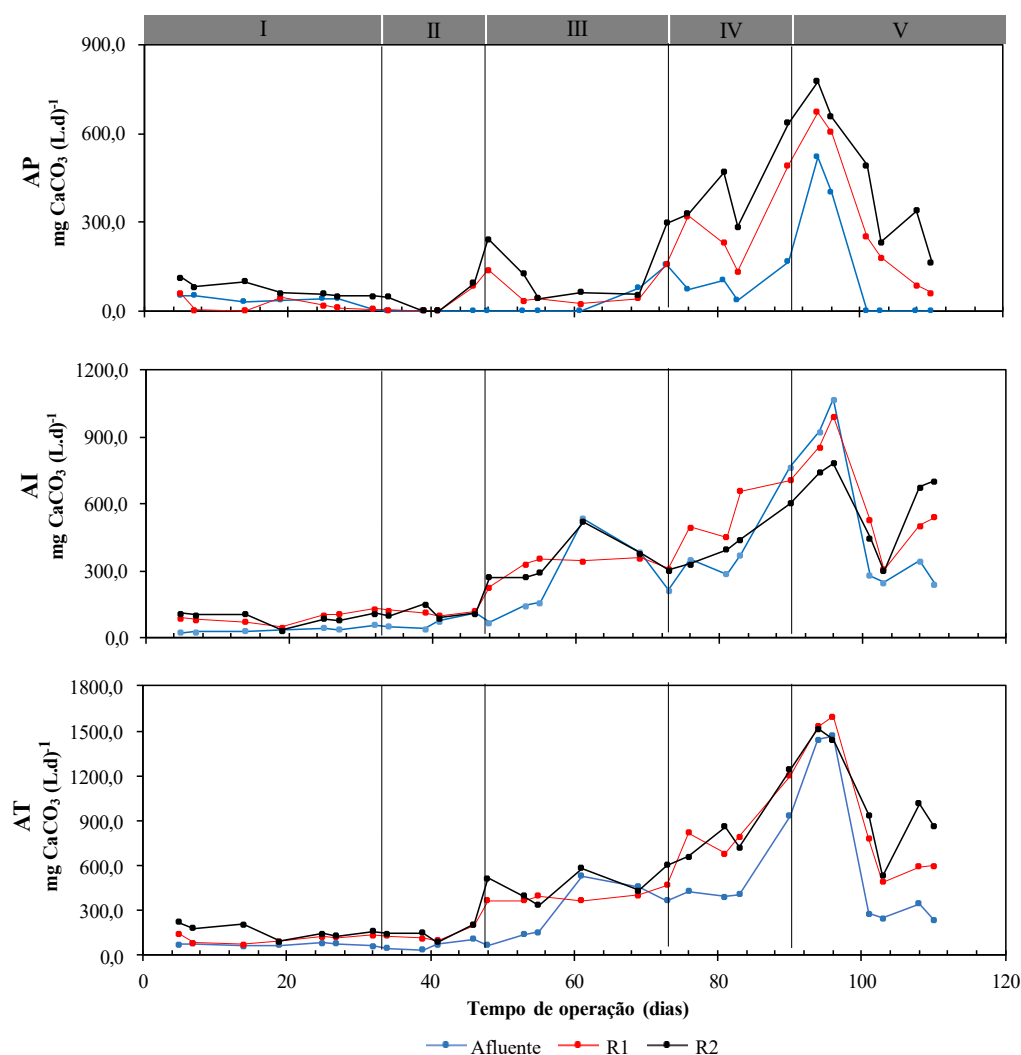


Figura 10. Alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.

Tabela 13. Valores médios e coeficientes de variação (c.v.) do pH, alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) no afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com a adição de biochar

Parâmetros		FASES					C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV	V		
Tempo de operação (dias)		33	21	23	18	18		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,78e	2,33d	4,68c	5,87b	7,40a	8,1	406,6**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,47e	1,53d	3,04c	3,79b	5,18a	18,1	88,9**
pH	Afluente	6,51a	5,06b	5,63ab	6,24a	5,58ab	9,9	5,6**
	R1	6,19a	5,91a	6,11a	6,8a	7,04a	10,2	3,1*
	R2	6,85ab	6,05b	6,31b	7,27a	7,71a	6,9	11,1**
mg CaCO ₃ (L d) ⁻¹	Afluente	36,71a	-	47,04a	95,88a	38,87a	181,2	1,4ns
	R1	20,86c	45,52bc	60,9abc	294,65ab	309,33a	104,0	5,4**
	R2	73,57b	325,46b	117,18b	429,45a	443,33a	66,3	9,4**
mg CaCO ₃ (L d) ⁻¹	Afluente	36,71c	69,26bc	286,02abc	443,85ab	517,33a	81,7	6,1**
	R1	90,86d	136,98cd	339,78bc	578,50ab	621,33a	39,3	19,3**
	R2	89,43d	144,80cd	353,64bc	442,45ab	608,67a	36,4	20,5**
mg CaCO ₃ (L d) ⁻¹	Afluente	73,43b	69,26b	333,06ab	539,73ab	670,67a	97,9	4,2*
	R1	111,71c	182,50c	400,68bc	873,15ab	930,67a	54,4	12,3**
	R2	163,00c	222,12c	470,82bc	871,90ab	1050,00a	41,3	18,2**

As altas concentrações de AVT foram responsáveis por valores mais elevados na relação AI/AP, isso porque o uso do biochar no inóculo levou a uma degradação mais acelerada dos compostos orgânicos. É possível observar este fato ao comparar as concentrações de AVT nas cargas entre o sistema sem o uso de biochar e o sistema com o uso de BC. O sistema inoculado com biochar apresentou concentrações maiores de AVT, ainda que sob as mesmas condições operacionais do sistema sem biochar, evidenciando o impacto do BC na intensificação da degradação orgânica.

Em todas as fases de operação do sistema houve acúmulo de ácidos do afluente para os efluentes. Nas fases I e II não houve variações significativas entre as fases para o primeiro reator (Tabela 14), com médias de 186,86 a 254,40 mg L⁻¹. Já no R2, a variação média foi de 184,29 a 265,20 mg L⁻¹. A partir da fase III iniciou-se a recirculação do efluente do R2 a fim de aproveitar a alcalinidade produzida pelo sistema, com isso é possível observar um aumento nas concentrações de ácidos no afluente, que teve uma variação média de 78,00 a 187,80 mg L⁻¹ nas fases I e II para 358,00 mg L⁻¹ na fase III.

Na fase III, o aumento da COV, combinado à recirculação de 30% do efluente, promoveu aumento na concentração de AVT nos reatores. No R1 a variação média nas fases III foi de 428,40 mg L⁻¹ e 447,60 mg L⁻¹ no R1 e R2, respectivamente. No final da fase IV a porcentagem de efluente recirculado foi aumentada para 50% a fim de aumentar o aproveitamento da alcalinidade produzida pelo sistema. Esse ajuste levou a um aumento nas concentrações de AVT durante a fase V, alcançando valores de 723 mg L⁻¹ e 657 mg L⁻¹ no R1 e R2, respectivamente. Em resposta a esse aumento, a porcentagem de efluente recirculado foi reduzida de volta para 30%. Esse ajuste teve um efeito imediato, com uma diminuição nas concentrações de AVT (Figura 14).

Apesar do estresse metabólico causado pelo acúmulo de ácidos observado, os microrganismos metanogênicos não foram inibidos. Isto é evidenciado pelo início e o aumento gradual da produção de gás entre essas

fases, mostrando o papel crucial do biochar na prevenção de distúrbios no sistema.

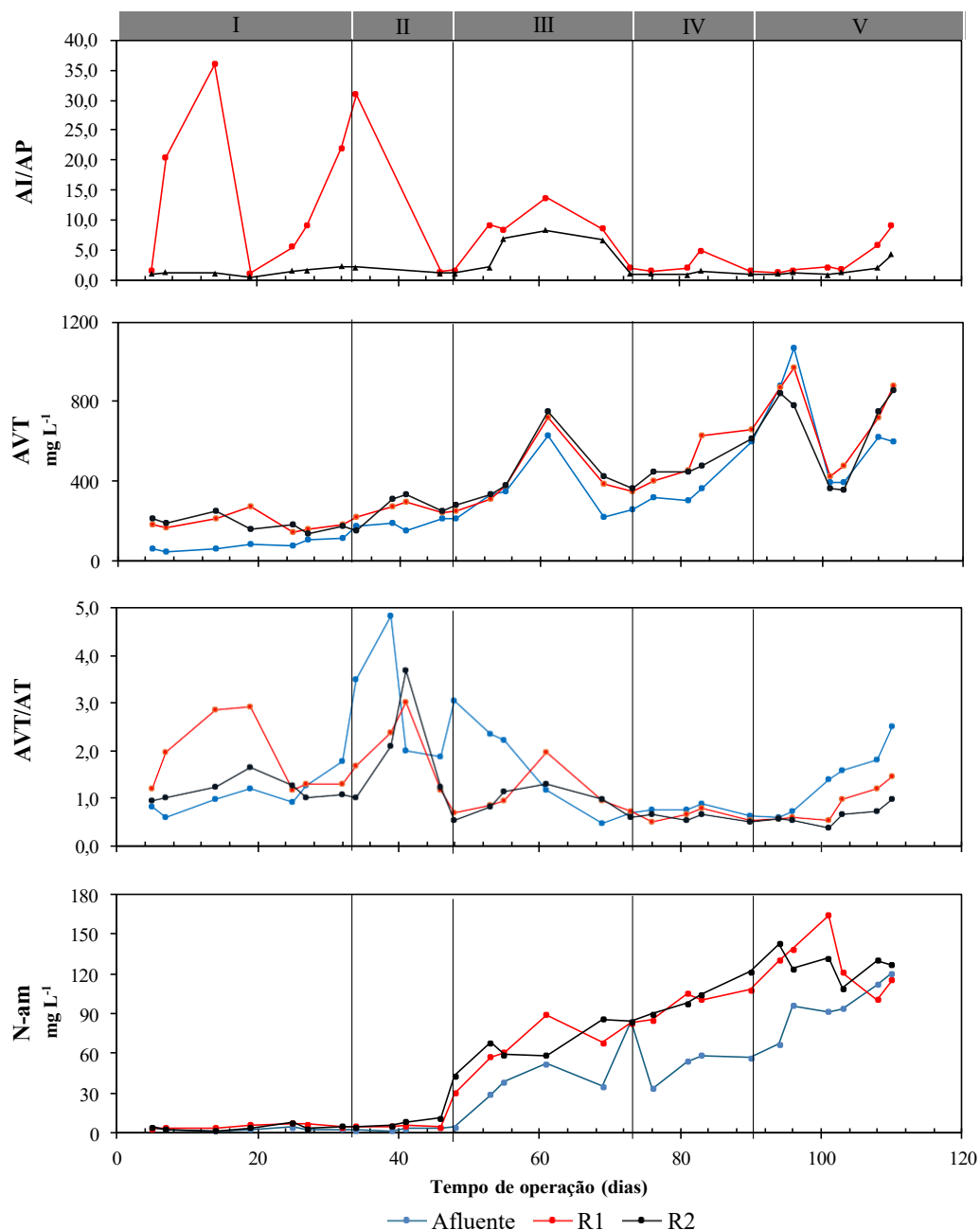


Figura 11. Ácidos voláteis totais (AVT) e Nitrogênio Amoniacal (N-am) no afluente e efluentes e relação da alcalinidade intermediária/ alcalinidade parcial (AI/AP) e relação Ácidos voláteis totais/Alcalinidade total (AVT/AT) nos reatores dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar.

Tabela 14. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) do nitrogênio amoniacal (N-am) e ácidos voláteis totais (AVT), no afluente e efluente e relação AI/AP e AVT/AT no efluente dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.

Parâmetros		FASES					C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV	V		
Tempo de operação (dias)		33	21	23	18	18		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,78e	2,33d	4,68c	5,87b	7,40a	8,1	406,6**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,47e	1,53d	3,04c	3,79b	5,18a	18,1	88,9**
N-am, mg L ⁻¹	Afluente	3,04c	3,14c	47,82b	50,68b	96,97a	34,4	50,0**
	R1	5,12d	10,08d	71,68c	99,82b	128,55a	22,6	94,2**
	R2	4,16d	14,56d	71,23c	103,46b	127,61a	18,9	128,4**
AVT, mg L ⁻¹	Afluente	78,00c	187,20bc	358,80bc	394,00ab	658,00a	48,3	7,0**
	R1	186,86c	254,40c	428,40bc	660,00ab	723,00a	48,6	3,8*
	R2	184,29c	265,20bc	447,60ab	495,00ab	657,00a	54,6	3,3*
AVT/AT	Afluente	1,08b	3,04a	1,38b	0,76b	1,43b	48,3	7,0**
	R1	1,81a	1,78ab	1,09ab	0,63b	0,90ab	48,6	3,8*
	R2	1,17ab	1,71a	0,96ab	0,59b	0,65b	5,6	3,3*
AI/AP	R1	13,66a	11,35a	8,37a	2,46a	3,57a	122,8	1,4ns
	R2	1,29b	1,46b	5,01a	1,09b	1,77b	79,6	5,9**

Os valores médios da relação AVT/AT assim como na relação AI/AP variaram durante as fases de operação do sistema de reatores. No R1 a variação média entre todas as fases foi de 0,63 a 1,81 enquanto no R2 a variação média foi de 0,59 a 1,71. Os menores valores observados para essa relação ocorreram nas fases III, IV e V (Tabela 14), momento em que se iniciou a produção de gás, com maior PVM em momentos em que a média ficou abaixo de 1,0. De acordo com Zhao e Viraraghavan (2004), valores acima de 0,8 podem inibir microrganismos metanogênicos.

Foram observadas variações significativas ($p < 0,05$) nas concentrações do N-am entre as fases de operação (Tabela 14). Os menores valores observados ocorreram durante o período de partida dos reatores anaeróbios, nas fases I e II. As concentrações médias foram de 5,12 a 10,08 mg L⁻¹ no R1, enquanto no R2 foram de 4,16 a 14,56 mg L⁻¹. Nas fases seguintes foi observado um aumento acentuado nas concentrações de N-am nos reatores, com variações médias de concentração no R1 de 71,68 a 128,55 mg L⁻¹ e 71,23 a 127,61 mg L⁻¹ no R2. As concentrações do N-am no afluente também aumentaram com o início da recirculação do efluente (Figura 14), demonstrando que essa estratégia é muito eficaz no reaproveitamento de nutrientes.

A estratégia de recirculação foi demonstrada altamente eficaz no reaproveitamento de nitrogênio, conforme evidenciado pelo aumento nas concentrações de N-am no afluente. Nunes (2022) e Barros (2017) também observaram os efeitos benéficos da recirculação na digestão anaeróbia da vinhaça, destacando que essa prática contribui para o retorno de nutrientes ao sistema e para a estabilização do processo, evitando distúrbios. O processo de amonificação observado nas fases III, IV e V indica que os microrganismos se adaptaram ao resíduo utilizado, a amonificação atuou de forma sinérgica ao biochar, auxiliando no tamponamento do sistema e minimizando o impacto do acúmulo de AVT.

5.3.2 Demanda química de oxigênio (DQO) e produção de metano

Os valores de DQO foram crescentes no afluente e efluentes do sistema de reatores anaeróbios (Figura 15), elevando os valores da COV, visto que não houve alterações no TDH. A COV crescente variou de 0,41 a 7,7 g DQO_{total} (L d)⁻¹ possibilitando o aumento da produção de metano durante o tempo. No primeiro sistema foi observado um limite da COV na digestão anaeróbia de RV em 2,42 g DQO_{total} (L d)⁻¹, no entanto no sistema com adição de biochar possibilitou ultrapassar a COV limite observada no primeiro sistema.

Foi observado remoção de DQO_{total} do afluente para o efluente em todas as fases de operação, entretanto, não houve variações significativas entre as médias ($p < 0,05$) (Tabela 15). A média de eficiência de remoção de DQO_{total} no sistema variou de 41 a 47%. Em momentos em que a média de remoção do primeiro reator diminuiu, a remoção do segundo reator aumentou, demonstrando a importância e eficácia do sistema de reatores UASB em série. O pico de remoção de DQO_{total} no sistema (R1+R2) ocorreu na fase III aos 77 dias (Figura 14), com uma eficiência de remoção de 77%, associada a uma COV média de 4,68 g DQO_{total} (L d)⁻¹.

O acúmulo de AVT pode interferir na remoção da DQO_{total} do sistema, especialmente porque os ácidos graxos voláteis são uma fração importante da DQO_{dissolvida}. Quando há um acúmulo excessivo de ácidos no sistema, essa fração de DQO não é convertida em metano de maneira eficiente, por isso foi observada uma menor remoção de DQO_{total} desse sistema comparado ao sistema sem o uso do biochar (Chernicharo, 2016).

Os valores da DQO_{dissolvida} aumentaram associados ao aumento da COV (Figura 15). As remoções de DQO_{dissolvida} pelo sistema alcançaram valores médios de 29 a 41%, sendo que as maiores remoções ocorreram no R2, com exceção da fase I onde a maior remoção foi realizada pelo R1 (Tabela 15). De acordo com Cavalcante (2023) esse comportamento indica que a microbiota do

R2 favoreceu a adaptação ao processo de transferência de elétrons, associadas ao uso de um material condutor como o biochar.

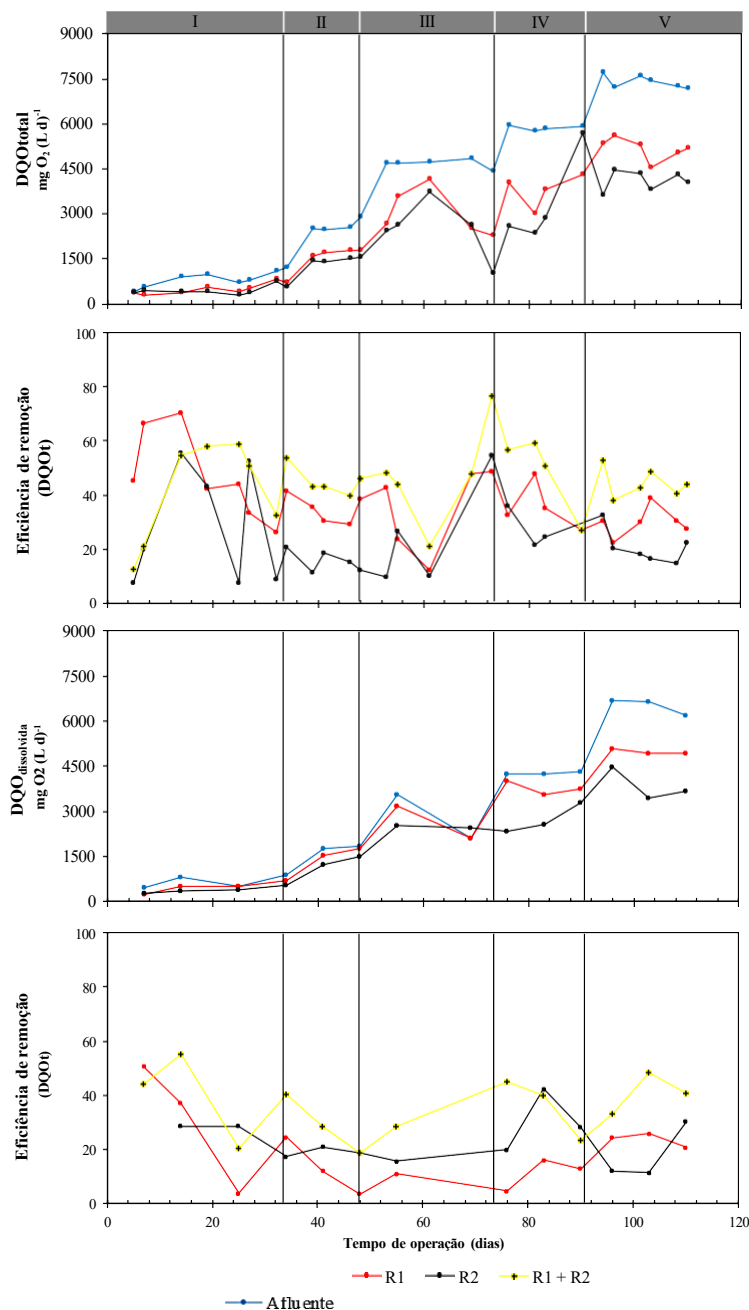


Figura 12. Demanda química de oxigênio total (DQOtotal), Demanda química de oxigênio dissolvida (DQOdissolvida) e suas respectivas eficiências de remoções (%), dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.

Tabela 15. Valores médios e coeficiente de variação (c.v) da DQO_{total} e DQO_{dissolvida} no afluente e efluente e eficiência de remoção de DQO_{total} e DQO_{dissolvida} durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar

Parâmetros		FASES					C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV	V		
Tempo de operação (dias)		33	21	23	18	18		
COV R1 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,78e	2,33d	4,68c	5,87b	7,40a	8,1	406,6**
COV R2 (g DQO (L d) ⁻¹)		0,47e	1,53d	3,04c	3,79b	5,18a	18,1	88,9**
DQO _{total} Mg O ₂ (L d) ⁻¹	Afluente	776e	2330d	4681c	5874b	7398a	8,1	405,2**
	R1	475d	1527c	3042b	3786b	5176a	18,0	89,0**
	R2	433d	1298cd	1179bc	3369ab	4091a	33,7	23,8**
Remoção DQO _t (%)	R1	47 ^a	35 ^a	35 ^a	36 ^a	30 ^a	32,2	1,8ns
	R2	28 ^a	16 ^a	25 ^a	27 ^a	21 ^a	74,3	0,5ns
	R1+R2	41 ^a	45 ^a	47 ^a	43 ^a	45 ^a	37,4	0,1ns
DQO _{dissolvida} Mg O ₂ (L d) ⁻¹	Afluente	601d	1493d	2831c	4260b	6518a	14,3	80,2**
	R1	413c	1327c	2648b	3780b	4977a	15,0	65,1**
	R2	346c	1091c	2491b	2727ab	3870a	20,5	31,8**
Remoção DQO _d (%)	R1	30 ^a	13 ^a	11 ^a	11 ^a	24 ^a	73,9	1,6ns
	R2	23 ^a	18 ^a	20 ^a	28 ^a	22 ^a	61,6	0,8ns
	R1+R2	40 ^a	29 ^a	29 ^a	36 ^a	41 ^a	40,7	1,5ns

A produção de gás no R2 foi observada a partir dos 41 dias de operação do experimento, enquanto no R1 a produção começou aos 43 dias. A PVM do R1 apresentou variação significativa ($p < 0,05$) entre as fases, com médias que variaram entre 0,039 e 0,384 L CH₄ (L d)⁻¹ (Tabela 16), e o valor máximo registrado foi de 0,591 L CH₄ (L d)⁻¹ (Figura 16). O pico máximo da produção de metano no R1 ocorreu aos 100 dias de operação, com COV superior a 7 g DQOtotal (L d)⁻¹. Já no R2 foi observada variação significativa apenas da fase V em relação às demais fases (Tabela 16), sendo que na fase V foi observado a maior média da PVM de 0,287 L CH₄ (L d)⁻¹. O valor máximo registrado foi de 0,462 L CH₄ (L d)⁻¹ e ocorreu aos 110 dias de operação, também com COV superior a 7 g DQOtotal (L d)⁻¹ e maiores valores de DQO.

Não foram observadas inibição da arqueias metanogênicas associadas ao aumento da COV como ocorreu no primeiro sistema, ao contrário disso, ao atingir COV superior a 7 g DQOtotal (L d)⁻¹ foi observado um aumento considerável na PVM (Figura 16). Ngo et al (2024), na digestão anaeróbia de esterco de galinha utilizando biochar de madeira dura, observaram um aumento na produção de metano de 8 vezes. Carvalho (2019), na digestão anaeróbia observou que os reatores bateladas que receberam biochar de eucalipto, obtiveram a maior produção de biogás quando comparados ao controle.

Esses resultados são atribuídos ao consumo de AVT facilitado pelo biochar, bem como ao aumento da comunidade microbiana proporcionado pela estrutura porosa do material (Xu et al., 2024). O mesmo foi observado por Song et al. (2024), que demonstrou que a adição de biochar de pinha melhorou significativamente a digestão anaeróbia de águas residuais alcoólicas. A dosagem de 2,5 g L deste material resultou em um aumento de 71% na produção cumulativa de metano em comparação ao grupo controle, que não recebeu biochar.

A PEM apresentou variações entre as fases de operação do sistema de reatores, no R1 os valores médios foram de 0,024 a 0,153 L CH₄ (L d)⁻¹, enquanto

no R2 os valores médios foram de 0,035 a 0,164 L CH₄ (L d)⁻¹. Nenhum dos reatores atingiu o valor máximo esperado da PEM, indicando que uma parte da DQO removida pode ter sido direcionada para a formação de novas células microbianas, em vez de ser completamente convertida em metano. Dessa forma é possível inferir que o sistema de reatores anaeróbios na digestão de RV com adição de biochar de casca de banana possui um potencial para alcançar valores de PEM maiores, especialmente com ajustes operacionais que otimizem a conversão de DQO em metano, como uma melhor relação DQO:N:P.

Na fase IV deste estudo, após inclusão diária do biochar de banana na concentração de 5 g L⁻¹ ao afluyente do reator R1, houve incremento na produção específica de metano dos reatores, comparativamente as fases II e III, corroborando os resultados observado por Xu et al. (2024). Deng et al. (2022) em seu estudo, observou que o uso de biochar de sabugo de milho aliviou o acúmulo de ácidos graxos voláteis na digestão anaeróbia de dejetos de suínos, quebrando a barreira termodinâmica do butirato ao acetato, acelerando a degradação do propionato, com consequente melhoria da produção de metano.

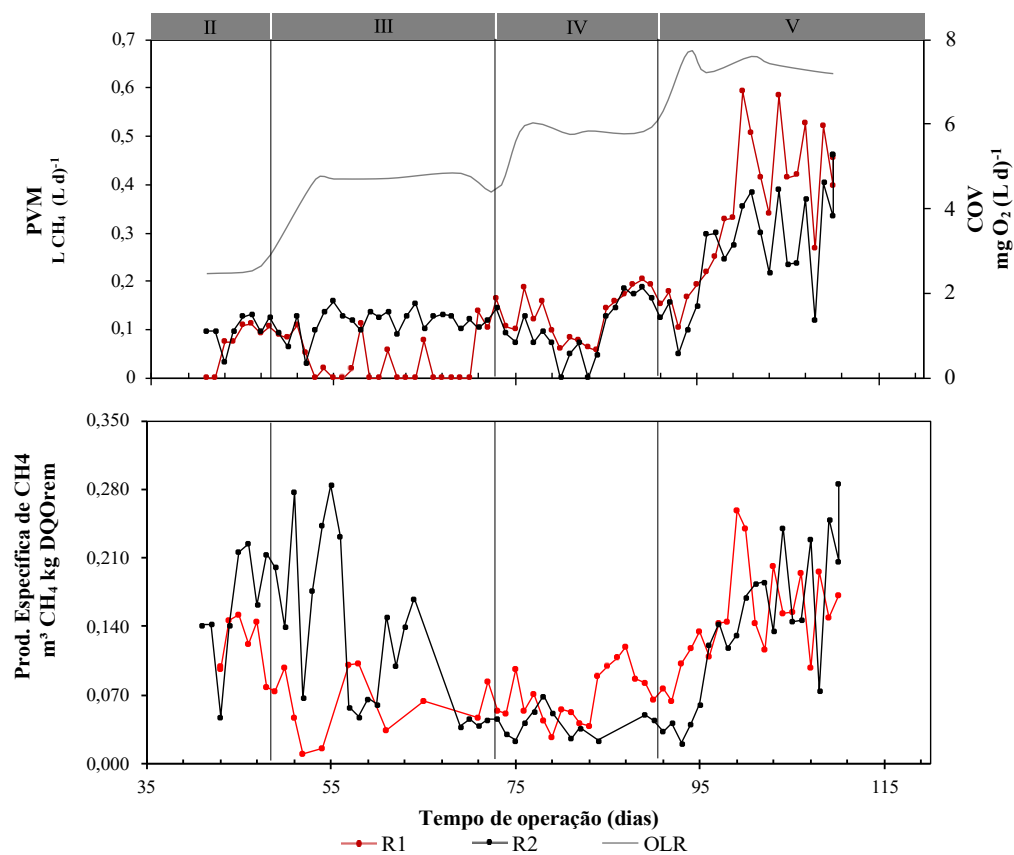


Figura 16. Produção volumétrica de metano (PVM) e Produção específica de metano (PEM) dos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios II, III, IV e V.

Tabela 16. Valores médios e coeficientes de variação (c.v) da produção volumétrica (PVM) e específica de metano (PEM) nos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar

Parâmetros		FASES					C.V. (%)	TESTE F
		I	II	III	IV	V		
Tempo de operação (dias)		33	21	23	18	18		
COV R1 (g DQO (L d)-1)		0,78e	2,33d	4,68c	5,87b	7,40a	7,40a	406,6**
COV R2 (g DQO (L d)-1)		0,47e	1,53d	3,04c	3,79b	5,18a	5,18a	88,9**
PVM L CH ₄ (L d) ⁻¹	R1	-	0,075bc	0,039c	0,134b	0,384a	50,5	71,8**
	R2	-	0,093b	0,120b	0,103b	0,287a	40,4	37,6**
	R1+R2	-	0,054b	0,043b	0,082b	0,234a	43,4	17,6**
PEM M ³ CH ₄ kg DQO removida	R1	-	0,088b	0,024c	0,071b	0,153a	54,4	27,9**
	R2	-	0,164a	0,105b	0,035c	0,159a	63,6	16,5**
	R1+R2	-	0,106b	0,043c	0,051c	0,156a	44,5	42,9**

5.3.3. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e Ortofosfato

As concentrações de NTK durante todo o período do experimento atenderam a relação recomendada DQO:N:P de 350:5:1 (Tabela 17), tanto no afluente quanto nos efluentes. Embora estivesse acima da concentração indicada, não alcançou as concentrações suficientes para inibir o sistema acima de 3000 mg L⁻¹ (Chernicharo, 2016). Após a partida dos reatores e início da fase III, com o uso do biochar e recirculação, as concentrações de nitrogênio aumentaram consideravelmente. No entanto, em relação a proporção DQO:N:P, não houve variação significativa.

A re-inoculação dos reatores, com um lodo ativo e com uma maior concentração de SV de 22,5 para 38,08 g L⁻¹, pode ter contribuído também para o aumento do nitrogênio no sistema. Isso pode ter ocorrido devido à decomposição do próprio lodo durante a seleção de microrganismos adaptados aos resíduos. É possível que esse lodo contivesse altas concentrações de NTK e, ao ser introduzido no sistema, além de fornecer microrganismos, atuou também como uma fonte direta de nitrogênio.

Ao contrário do NTK, as concentrações de P-total permaneceram baixas durante todas as fases, especialmente nas fases I e II, não sendo observadas concentrações de ortofosfato, a forma assimilável de fósforo pelos microrganismos. A partir da fase III, as concentrações de P-total aumentaram (Tabela 17), permitindo a detecção de ortofosfato. Tanto o P-total quanto o ortofosfato apresentaram um aumento, associado ao aumento da COV, e após a re-inoculação, em conjunto com as estratégias de uso de biochar e recirculação do efluente. Na fase V, a concentração de fósforo no R2 atingiu a proporção ideal para a relação DQO:N:P.

Foi observada a remoção de NTK e P-total do afluente para o efluente no sistema. A remoção de fósforo ocorreu nas fases III, IV e V, com a eficiência de

remoção do sistema (R1 + R2) variando de 14,99% a 69,01%. A maior porcentagem de remoção foi registrada na fase III, o que pode estar relacionado à seleção dos microrganismos do lodo re-inoculado. De acordo com Onodera et al. (2013), a redução das concentrações de fósforo em reatores anaeróbios pode ser atribuída ao processo de síntese celular, uma vez que o fósforo é essencial para os microrganismos.

A eficiência de remoção de NTK variou entre 7,85% e 61,39%, com exceção da fase IV, onde não houve remoção de nitrogênio. No entanto, as concentrações de NTK observadas nessa fase não foram suficientes para inibir o sistema. Estudos têm destacado os efeitos benéficos do uso de biochar na manutenção de concentrações de nitrogênio abaixo dos níveis inibitórios. Ngo et al. (2024) relataram uma redução significativa no nitrogênio amoniacal total ao utilizar biochar de madeira durante a digestão anaeróbia de esterco de galinha. Zhu et al. (2020) também observaram que o biochar de palha de milho contribuiu para a adsorção de fosfatos, promovendo uma remoção mais eficiente de fósforo.

A remoção de nutrientes é muito importante na qualidade final do efluente, tornando-o mais adequado para descarte ou reuso. No Brasil, as normas para o descarte de efluentes são regulamentadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente através da Resolução CONAMA nº 430/2011. Altas concentrações de nitrogênio e fósforo em corpos d'água podem resultar em aumentos na população de cianobactérias e na eutrofização. Os parâmetros permitidos para o descarte variam conforme a classe do corpo d'água e a vazão do efluente.

Tabela 17. Valores médios de Ortofosfato, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total) e relação DQO:N:P do afluente e efluentes durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.

Parâmetros		FASES				
		I	II	III	IV	V
Tempo de operação (dias)		33	21	23	18	18
Ortofosfato mg L ⁻¹	Afluente	-	-	8,95	10,89	10,36
	R1	-	-	4,40	7,79	8,48
	R2	-	-	3,60	7,16	7,26
NTK mg L ⁻¹	Afluente	28,00	61,60	114,80	128,80	142,80
	R1	16,80	25,20	115,50	124,60	161,00
	R2	21,00	23,80	70,00	140,00	131,60
P-total mg L ⁻¹	Afluente	0,51	0,51	14,43	18,23	15,06
	R1	0,68	0,36	5,11	8,38	10,27
	R2	5,32	1,73	4,47	11,12	12,81
DQO:N:P	Afluente	350:13:0,04	350:9:0,05	350:9:8	350:8:2	350:7:2
	R1	350:12:0,05	350:6:0,3	350:13:0,3	350:11:0,7	350:11:0,9
	R2	350:17:0,3	350:6:0,3	350:7:0,6	350:14:0,8	350:11:1

5.3.4 Nutrientes

Os valores dos nutrientes encontrados durante a operação do sistema UASB com a adição de biochar estão apresentados na Tabela 18. A adição do biochar contribuiu bastante para o aumento dos valores de Ca, Mg e Fe quando comparados aos valores obtidos no sistema sem a adição do biochar. Isso se deve ao fato da queima resultante no biochar ainda manter nutrientes do material, como demonstrado por Rodriguez et al. (2020).

Da mesma forma que o sistema sem adição de biochar, também houve o acúmulo dos ácidos voláteis totais no sistema com biochar, ocorrendo o aumento dos nutrientes do afluente para o efluente, devido a dissolução mineral em meio ácido. No entanto, diferentemente do observado no sistema controle, não houve decréscimo da produção volumétrica de metano, principalmente devido ao efeito de tamponamento do biochar, que ajudou a estabilizar o pH do sistema e favoreceu a atividade das arqueias metanogênicas.

Os elementos traço Fe e Ni tiveram papel fundamental na manutenção do equilíbrio do sistema, evitando oscilações bruscas na produção de biogás. A deficiência desses metais pode levar à redução da atividade microbológica, comprometendo o desempenho do reator e até levando ao colapso do sistema, como discutido por ZHANG et al. (2012) e LI et al. (2024). No entanto, é importante o monitoramento do acúmulo excessivo de AVT em sistemas alimentados com substratos facilmente degradáveis, como apontado anteriormente neste estudo.

Tabela 18 Valores de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn) e Níquel (Ni) durante a operação do sistema composto pelos reatores UASB em série R1 e R2 no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com adição de biochar nos ensaios I, II, III, IV e V.

Parâmetro		Fases				
		I	II	III	IV	V
Potássio mg L^{-1}	Afluente	18,40	37,70	106,48	117,64	13,33
	R1	27,36	43,33	90,96	92,24	10,70
	R2	35,87	39,78	65,41	79,75	0,00
Cálcio mg L^{-1}	Afluente	14,05	9,85	9,19	8,63	12,29
	R1	14,29	12,86	12,37	4,77	13,23
	R2	17,99	14,91	14,07	13,56	0,00
Magnésio mg L^{-1}	Afluente	5,76	0,00	4,30	6,89	3,22
	R1	3,35	6,90	10,18	0,42	1,79
	R2	10,45	5,05	11,07	14,79	0,00
Sódio mg L^{-1}	Afluente	22,16	20,63	31,73	0,00	30,00
	R1	18,10	22,80	33,60	26,90	23,70
	R2	18,18	21,19	34,38	76,04	0,00
Ferro mg L^{-1}	Afluente	1,47	1,50	6,63	10,98	7,33
	R1	3,93	17,49	8,26	7,57	2,83
	R2	2,90	3,07	10,98	28,01	0,00
Manganês mg L^{-1}	Afluente	0,02	0,02	0,27	0,32	0,03
	R1	0,16	0,49	0,31	0,44	0,02
	R2	0,39	0,05	0,32	0,23	0,07
Zinco mg L^{-1}	Afluente	0,33	0,31	0,57	0,00	0,17
	R1	0,24	0,42	0,39	0,80	0,16
	R2	0,01	0,30	0,82	2,35	0,00
Níquel mg L^{-1}	Afluente	0,09	0,12	0,20	0,19	0,14
	R1	0,18	0,13	0,24	0,16	0,28
	R2	0,17	0,14	0,00	0,27	0,00

5.4 Diversidade microbiana do lodo de inóculo

A diversidade de microrganismos presente no inóculo e manta de lodo é fator crucial para a ocorrência da digestão anaeróbia em diversas condições operacionais. Os resultados da análise da comunidade microbiana no lodo de inóculo revelaram que os filos bacterianos mais abundantes são *Chloroflexi*, *Firmicutes* e *Proteobacteria*, seguidos por *Desulfobacterota*, *Bacteroidota*, *Acidobacteriota* e *Actinobacteriota* (Figura 17).

De acordo com Martins (2018), o filo *Chloroflexi* é composto por bactérias filamentosas, gram-negativas, que participam da rota metabólica hidrolítica (Tabela 19). Esses microrganismos são frequentemente observados em reatores mesofílicos, que tratam resíduos alimentares, predominantemente em condições de baixa carga orgânica volumétrica. Esses microrganismos possuem sintrofia com arqueias metanogênicas, auxiliando na manutenção do equilíbrio microbiano e na eficiência do processo de tratamento de resíduos. Neste filo está incluída a bactéria da classe *Anaerolinea*, que participa de processos fermentativos e sintróficos.

Bactérias do filo *Firmicutes* são caracterizadas como facultativas, estando ligadas tanto na rota metabólica hidrolítica quanto na rota acetoclástica. Essas bactérias são dominantes na digestão anaeróbia devido à sua habilidade em degradar uma ampla gama de substratos orgânicos. No filo *Firmicutes*, a classe *Bacilli*, grupo de bactérias gram-positivas, possui alguns gêneros que têm capacidade de produção de enzimas extracelulares, como celulasas, proteases e lipases, além de atuarem na degradação de AVT, principalmente, o butirato (Pasalari et al., 2021; Martins, 2018).

O filo *Proteobacteria* é composto por um grupo de bactérias gram-negativas, e está ligada a degradação de ácidos graxos de cadeia longa, na rota metabólica hidrolítica (Tabela 19). Essas bactérias são frequentemente observadas em reatores mesofílicos e, assim como o filo *Chloroflexi*,

predominam em condições de baixa COV. As bactérias da classe *Gamaproteobactérias*, constituem o maior subgrupo do filo *Proteobacteria* e podem interagir sintróficamente com outros microrganismos, como as arqueias metanogênicas (Pasalari et al., 2021; Martins, 2018).

Actinobacteriota é um filo de bactérias gram-positivas, com parede celular rica em peptidoglicano, que se destacar por seu papel significativo na digestão anaeróbia na ciclagem de nutrientes. Devido a sua característica morfológica, é capaz de resistir a condições críticas, degradando material orgânico de resíduos naturais como os RV. Esse filo também é responsável por excretar enzimas importantes na etapa da hidrólise (Martins, 2018; Barros, 2017).

Em ambientes com presença significativa de frutose, observa-se a predominância de microrganismos do gênero *Psychrobacter*, conhecidos por sua capacidade de metabolizar açúcares simples em condições diversas. No entanto, essa diversidade pode variar de acordo com a fase da digestão anaeróbia; em reatores com baixos teores de sólidos voláteis e DQO, a presença de bactérias dos gêneros *Arcobacter* e *Thiobacillus* é frequentemente observada, conforme descrito por Mazareli et al. (2016). Essas variações podem refletir as diferentes condições ecológicas e químicas dentro do reator, que favorecem certos grupos bacterianos. Malinowsky (2021), ao estudar a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, identificou a predominância de bactérias com capacidade hidrolítica, com destaque para o filo *Firmicutes*, seguido por *Proteobacteria*, *Actinobacteriota* e *Bacteroidetes*.

Em outro estudo, Camargo (2021) observou a predominância de *Firmicutes* e *Proteobacteria* em reatores de batelada dedicados à digestão de frutas cítricas, sugerindo que a composição do substrato também influencia fortemente a composição microbiana no reator. A diversidade de microrganismos no lodo de inóculo desempenha um papel crucial no sucesso da partida de reatores anaeróbios e na eficiência da produção de metano. Essa diversidade

microbiana é fundamental para garantir a adaptação do sistema às condições ambientais e ao substrato utilizado.

Em relação as arqueias, houve uma predominância do filo *Halobacterota*, seguido pelos filos *Euryarchaeota*, *Crenarchaeota* e *Thermoplasmatota* (Figura 17). As archeas Halófilas, pertencentes ao filo *Halobacterota* tem uma influência significativa na adaptação do lodo de inóculo a condições específicas, como variações de pH. Isso ocorre devido a sua capacidade de se adaptar a ambientes hostis (Dutta e Bandopadhyay, 2022). O lodo de inóculo foi obtido de reatores anaeróbios que trataram águas residuárias de bovinocultura e vinhaça suplementada com torta de filtro, com altas cargas orgânicas. As arqueias halófilas têm mecanismos adaptativos que permitem sua sobrevivência. O mix de inóculos ajudou na variedade de microrganismos encontrados.

O gênero *Mathanosaeta* apresentou maior abundância no lodo de inóculo (Figura 18), trata-se de uma arqueia acetoclástica e desempenham um papel fundamental na digestão anaeróbia. Devido sua afinidade com o acetato, em geral são predominantes em condições mesofílicas (Barros, 2017). As arqueias metanogênicas do filo *Euryarchaeota* estão diretamente envolvidas no processo de transferência direta de elétrons interespécies (DIET), especificamente as arqueias metanogênicas hidrogenotróficas do gênero *Methanobacterium* e *Methanospirillum*. Esse filo foi observado na digestão anaeróbia de resíduo alimentar (Martins, 2018; Bolello-Suárez et al., 2018). Dentro do filo *Euryarchaeota*, uma maior abundância do gênero *Methanobacterium* foi identificada no lodo de inóculo, o que pode ter favorecido a sintrofia com bactérias acidogênicas.

Castilho e Subtil (2021) observaram que, na presença de materiais condutores, o gênero *Methanosarcina* foi o mais enriquecido, destacando-se como o principal participante no DIET. *Methanosarcina* tem a capacidade de realizar tanto a metanogênese acetoclástica quanto hidrogenotrófica, o que lhe confere uma maior versatilidade em diferentes ambientes. Esse gênero foi

identificado como o terceiro em abundância relativa no lodo de inóculo utilizado nos reatores analisados, sugerindo que sua presença contribuiu para uma maior eficiência no processo de digestão anaeróbia, particularmente quando o biochar foi adicionado ao sistema.

Também foi observada a presença da arqueia metanogênica do gênero *Methanolinea*, conhecida por sua capacidade de realizar metanogênese a partir a partir de acetato, metanol, monoacetilamina, dimetilamina, trimetilamina, H₂, CO₂ pelas rotas acetoclásticas e hidrogenotróficas. Esse microrganismo pode prevalecer em ambientes onde há maior produção de ácidos, tendo maior tolerância a compostos inibitórios. Além disso, essas arqueias têm a capacidade de estabelecer relações sintróficas com bactérias, participando do DIET. Através dessas interações, *Methanolinea* melhora a eficiência do processo de digestão anaeróbia ao facilitar a transferência de elétrons e otimizar a produção de metano. Essa colaboração entre arqueias e bactérias é crucial para manter a estabilidade e a eficiência dos reatores anaeróbios (Bolello-Suárez et al., 2018; Barros, 2017).

O biochar fornece micro-habitats para a microbiota, alguns microrganismos apresentam maior facilidade para acessar os poros do BC em comparação a outros. As *Methanosaetas*, por exemplo, possuem formato de bastonete com dimensões de 0,8-1,3 por 2-7 µm, e sua estrutura curta e fibrosa favorece o movimento e a adesão tanto nos poros internos quanto externos do biochar (Whitman et al., 2006; Zhang et al., 2014). As *Methanosarcinas*, que possuem formato esférico com tamanho entre 1 a 2 µm ou podem formar macrocistos de até 100 µm de diâmetro, tendem a se agrupar nos estágios iniciais de colonização (Whitman et al., 2006; Zinder et al., 1985). Já as *Methanobacterium*, com largura entre 0,2 e 1,0 µm e comprimento variando de 1,2 a 120 µm, possuem uma capacidade reduzida de penetração nos poros, preferindo colonizar a superfície do biochar (Whitman et al., 2006). Esse comportamento foi observado neste estudo (Figura 19).

Tabela 19. Abundância dos principais gêneros das bactérias e arqueias identificadas no lodo de inóculo utilizado nos dois sistemas de reatores UASB no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com e sem a adição de biochar

Domínio	Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Via metabólica	Lodo inóculo
Bactéria	Chloroflexi	Anaerolineae	SBR1031	Unclassified	Unclassified	Hidrólise Acidogênese	0,06%
	Chloroflexi	Anaerolineae	Anaerolineales	Anaerolineaceae	Leptolinea	Acidogênese	0,02%
	Chloroflexi	Anaerolineae	Anaerolineales	Anaerolineaceae	Anaerolinea	Acidogênese	0,02%
	Chloroflexi	Anaerolineae	SA-15	Unclassified	Unclassified	Hidrólise Acidogênese	0,02%
	Firmicutes	Bacilli	Erysipelotrichales	Erysipelotrichaceae	Turicibacter	Acidogênese	0,05%
	Firmicutes	Clostridia	Clostridiales	Clostridiaceae	Clostridium sensu stricto 1	Hidrólise Acetogênese	0,03%
	Firmicutes	Clostridia	Peptostreptococcales	Peptostreptococcaceae	Romboutsia	Acidogênese	0,02%
	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Burkholderiales	Burkholderiaceae	Limnobacter	Hidrólise Acidogênese	0,02%
	Actinobacteriota	Thermoleophilia	Gaiellales	Unclassified	Unclassified	Hidrólise	0,02%
	Bacteroidota	Bacteroidia	Bacteroidales	Bacteroidetes vadinHA17	Unclassified	Acidogênese	0,02%
Arqueia	Halobacterota	Methanosarcina	Methanosarciniales	Methanosaetaceae	Methanosaeta	Metanogênese	0,50%
	Euryarchaeota	Methanobacteria	Methanobacteriales	Methanobacteriaceae	Methanobacterium	Metanogênese	0,15%
	Halobacterota	Methanosarcina	Methanosarciniales	Methanosarcinaceae	Methanosarcina	Metanogênese	0,10%
	Halobacterota	Methanomicrobia	Methanomicrobiales	Methanoregulaceae	Methanolinea	Metanogênese	0,10%
	Crenarchaeota	Bathyarchaeia	Unclassified	Unclassified	Unclassified	Metanogênese	0,08%

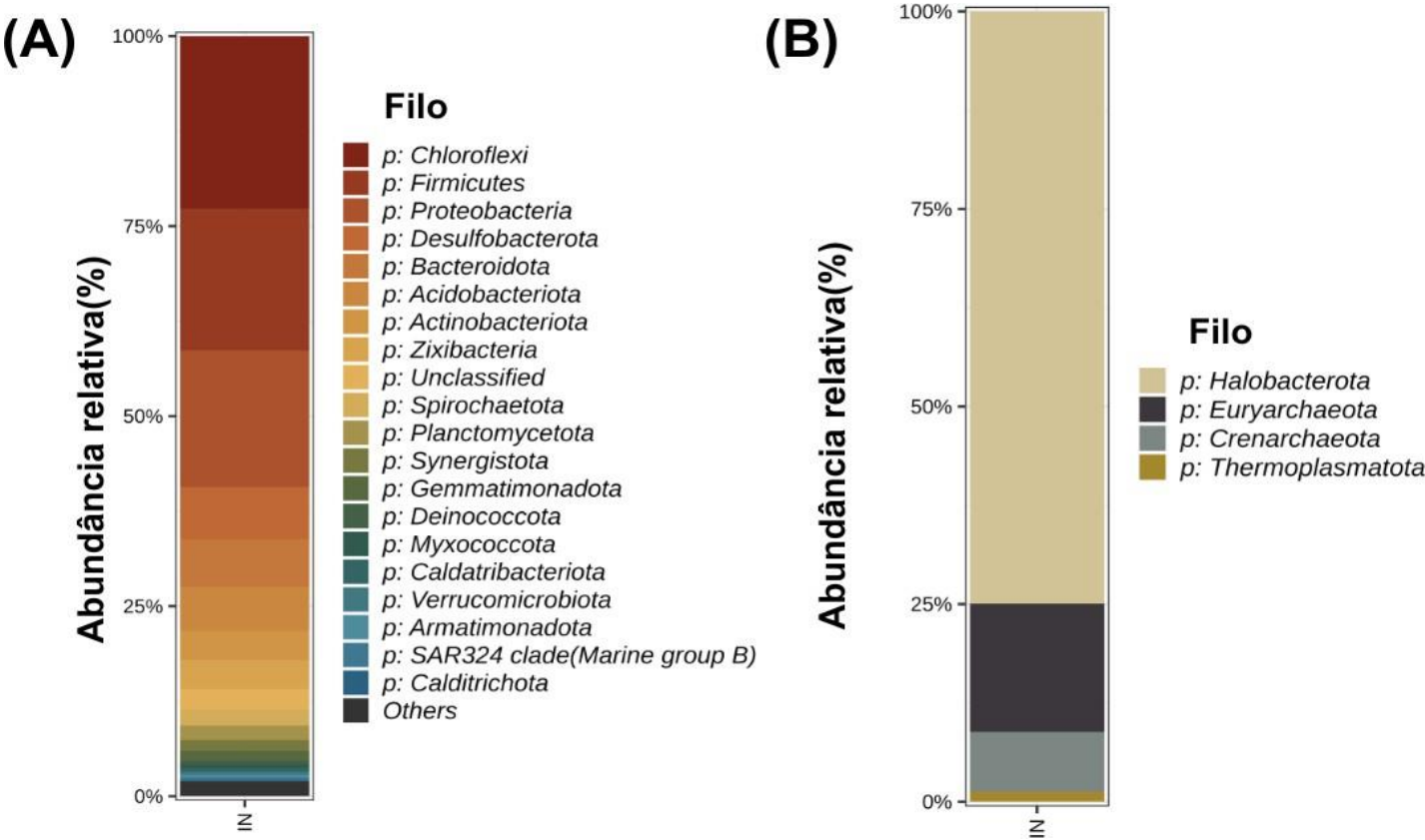


Figura 17. Afiliações taxonômicas e abundância relativa dos filos Bactéria (A) e Arqueia (B) encontrados nas amostras de lodo inóculo utilizado nos dois sistemas de reatores UASB no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com e sem a adição de biochar.

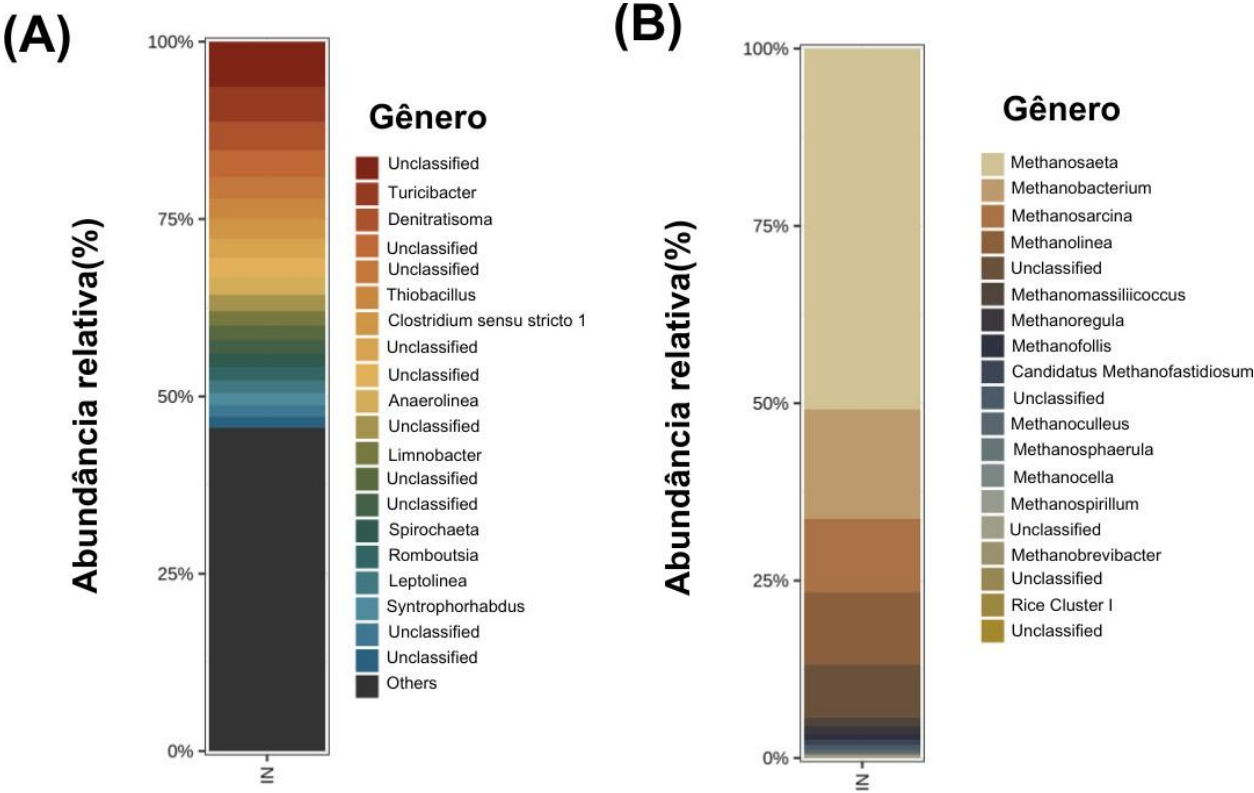


Figura 18. Afiliações taxonômicas e abundância relativa dos gêneros Bactéria (A) e Arqueia (B) encontrados nas amostras de lodo inóculo utilizado nos dois sistemas de reatores UASB no tratamento de resíduos vegetais composto por banana e tomate com e sem a adição de biochar.

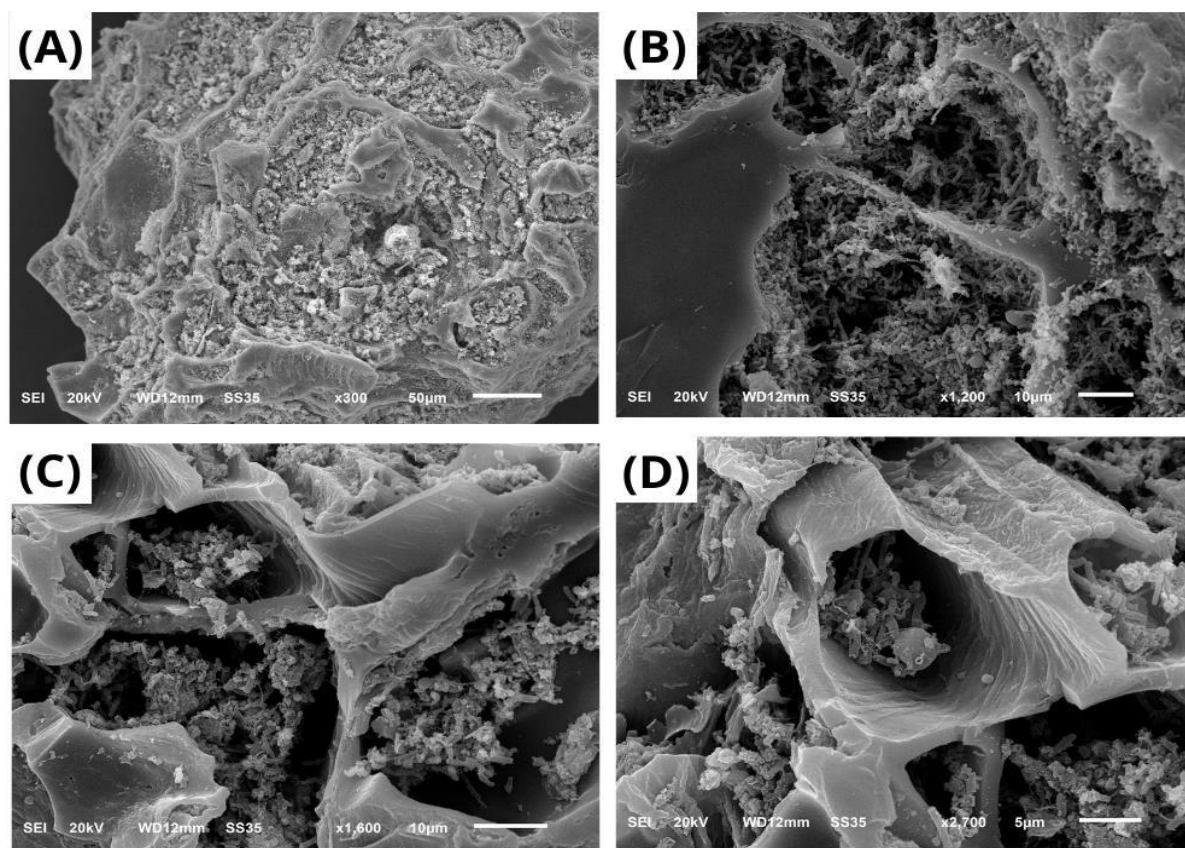


Figura 19. Morfologias superficiais do lodo dos reatores anaeróbios R1 e R2 contendo biochar de banana colonizado por microrganismos, visualizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (JSM-6610LV), com tensão de aceleração de 20,0 kV e ampliação de 300x (A), 1,2 kx (B), 1,6 kx (C) e 2,7 kx (D).

6 CONCLUSÃO

A digestão anaeróbia em reatores UASB de resíduos vegetais, compostos por banana e tomate, apresentou desempenho distinto nos sistemas com e sem adição de biochar. No sistema sem biochar, com uma COV de até 2,4 g DQO (L d)⁻¹, as eficiências médias de remoção de DQO durante as três primeiras fases foram de 84%, 96% e 92% e o maior valor da PVM foi de 0,34 L CH₄ (L d)⁻¹. No entanto ao exceder a COV de 2 g DQO (L d)⁻¹, o reator demonstrou um rápido desequilíbrio, entrando em um estado de acidificação, diminuindo a eficiência de remoção para 74%, bem como o decaimento da PVM, sem denotar sinais de recuperação.

O uso do biochar no segundo sistema, proporcionou uma maior degradação da matéria orgânica, contribuindo para um maior acúmulo de AVT quando comparado com o sistema sem biochar. No entanto devido as suas capacidades de tamponamento, foi possível progredir a carga até 7 g DQO_{total} (L d)⁻¹ sem que o reator demonstrasse sinais de acidificação, como ocorreu no primeiro sistema. Devido a uma maior concentração de ácidos, a eficiência de remoção do segundo sistema foi menor quando comparada ao primeiro sistema, com médias de remoção variando de 41 a 47%. Embora a eficiência de remoção de DQO no sistema com biochar tenha sido inferior ao do sistema sem biochar, a estabilidade microbiológica e a produção de biogás não foram prejudicadas, evidenciando o papel crucial do biochar na adsorção de compostos inibidores e na manutenção da atividade metanogênica, atingindo o valor máximo de PVM de 0,59 L CH₄ (L d)⁻¹.

Diante dos resultados obtidos, pode-se afirmar que a adição de biochar se mostrou eficaz como aditivo na digestão anaeróbia de resíduos de banana e tomate, promovendo a estabilização do sistema e o aumento da produção de metano. A alcalinidade do biochar contribuiu para a manutenção do pH, favorecendo a conversão dos ácidos voláteis em metano. Além disso, o biochar

proporcionou micro-habitats que estimularam a interação entre os microrganismos e facilitaram as trocas de elétrons, promovendo maior sinergia no processo biológico. Esse cenário permitiu operar o sistema com maiores cargas orgânicas volumétricas, resultando em maior volume de CH₄ produzido em comparação ao sistema controle, sem adição de biochar.

Os filos bacterianos mais abundantes no lodo de inóculo, dos dois sistemas de reatores UASB no tratamento resíduos vegetais, compostos por banana e tomate, foram *Chloroflexi*, *Firmicutes* e *Proteobacteria*, enquanto as arqueias metanogênicas mais abundantes foram *Methanosaeta*, *Methanobacterium* e *Methanosarcina*. No sistema com adição de biochar, esses microrganismos se estabeleceram nos poros do material, o que contribuiu para a formação de micro-habitats estáveis, favorecendo a troca de elétrons e o tamponamento de ácidos voláteis.

REFERÊNCIAS

APHA (2005), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Washington DC: American Public Health Association. Ahmad, SR, and DM Reynolds (1999), Monitoring of water quality using fluorescence technique: Prospect of on-line process control. **Dissolved Oxyg. Dyn. Model. Case Study A Subtrop. Shallow Lake**, v. 217, p. 95, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^a ed. Washington, DC: APHA, 2005.

ANDRADE W. R. **Effect of biochar addition on anaerobic digestion of laying hen manure**. 73f, UFV, 2019.

ARHOUN B. et al. Anaerobic co-digestion of mixed sewage sludge and fruits and vegetable wholesale market waste: Composition and seasonality effect. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, 1 out. 2019.

AWOSUSI A. et al. Synergistic effect of anaerobic co-digestion of South African food waste with cow manure: Role of low density-polyethylene in process modulation. **Materials Today: Proceedings**, v. 38, p.793-803, 2021.

BARBOSA, L. B. **Influência da concentração de sólidos totais e da temperatura no processo de co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. 71f. Dissertação. UEPB, 2016.

BARROS V. G. DE. **Produção de metano de vinhaça com suplementação de torta de filtro em reatores UASB em série, mesofílicos e termofílicos: desempenho do processo e diversidade microbiana**. 162f. Tese. UNESP, 2017.

BARROS V. G. DE. **Conversão anaeróbia de vinhaça e melaço em reatores UASB inoculados com lodo granulado**. Dissertação. UNESP, 2013.

BUENO P. H. T. **Panorama geral das perdas e desperdício de alimentos e soluções para o acesso à alimentação**. 51f. UFU, 2019.

CAMARGO F.P. **Caracterização taxonômica e funcional da comunidade microbiana envolvida na obtenção de biogás e outros compostos de interesse biotecnológico a partir de resíduos do processamento de citros/laranja**. 310f. Tese, USP 2021.

CASTILHO T. G., & SUBTIL, E. L. Uso de materiais condutores para melhoria da produção de metano em reatores anaeróbios. **31º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**. 2021.

CAVALCANTE W. A. et al. From start-up to maximum loading: An approach for methane production in upflow anaerobic sludge blanket reactor fed with the liquid fraction of fruit and vegetable waste. **Journal of Environmental Management**, v. 335, 2023.

CHERNICHARO C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2 ed. v. 5. Belo Horizonte: Editora UFMG. 2016.

CHIAPPERO M. et al. Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 131, p. 110037, 2020.

CONAB – Companhia nacional de abastecimento. **Centrais de Abastecimento: Comercialização total de frutas e hortaliças de 2023**, Brasília, DF, v. 7, 2024.

COSTA, E.C.S - **Produção de biogás e etanol a partir de sorgo sacarino**. - 2024, 177 f. -Tese. UNESP, Jaboticabal, 2024.

CUI Y. et al. Biochar enhanced high-solid mesophilic anaerobic digestion of food waste: Cell viability and methanogenic pathways. **Chemosphere**, v. 272, p. 129863, 2021.

DEL VECCHIO, G. R. S. - **Codigestão anaeróbia de melaço e torta de filtro de cana-de-açúcar em reatores UASB em série: efeitos da carga orgânica volumétrica e adição de biochar**. - 2025, 119 f. – Dissertação. UNESP, Jaboticabal, 2024.

DENG Y. et al. Iron-coated biochar alleviates acid accumulation and improves methane production under ammonium enrichment conditions. **Science of The Total Environment**, v.809, p. 151154, 2022.

DILALLO, R., ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 356-365, 1961.

DUTTA B. & BANDOPADHYAY, R. Potenciais biotecnológicos de microrganismos halofílicos e seu impacto na humanidade. Beni-Suef University. **Journal of Basic and Applied Sciences** , v. 11, n. 1, p. 75, 2022.

EPE. Brazilian Energy Balance. Brasília: **Ministério de Minas e Energia**, 2020.

FERMOSO F G et al. Role of nickel in high rate methanol degradation in anaerobic granular sludge bioreactors. **Biodegradation**, v. 19, p. 725-737, 2008.

FREITAS SILVA O. et al. Ocorrência e produção de micotoxinas por isolados de *Alternaria Alternata* em tomate. **Embrapa**, 2001.

GUNASEELAN V. N. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, n. 4, p. 389–399, 2004.

IAMANAKA B. T. Micotoxinas em alimentos. **Anais** da academia pernambucana de ciência agrônômica, 7, 138–161, 2010.

KIM M et al. Hydrolysis and acidogenesis of particulate organic material in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. **Environmental Technology**, v. 24:9, p. 1183-1190, 2003.

KUNZ A.; STEINMETZ, R.; AMARAL, A. Fundamentos da Digestão Anaeróbia. Purificação do Biogás, Uso e Tratamento do Digestato, **EMBRAPA**. 2019.

LAHOZ C. G. et al. Anaerobic co-digestion of mixed sewage sludge and fruits and vegetable wholesale market waste: Composition and seasonality effect. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, p. 1-9, 2019.

LIMA V. et al. Anaerobic digestion of vinasse and water treatment plant sludge increases methane production and stability of UASB reactors. **Journal of Environmental Management**, v. 327, n., p. 1-15, 2023.

LIMMUN W. et al. Eco-friendly magnetic biochar from Leb Mu Nang banana peel: Response surface methodology optimization for Cd(II) adsorption from synthetic wastewater. **Bioresource Technology Reports**, v. 25, 2024.

LIU X et al. Enhancing the production of butyric acid from sludge fermentation with an emphasis on zinc, cobalt, cuprum, ferrum and manganese. **Environ Earth Sci**, v. 13, p. 5057-5066, 2015.

LI Y et al. Pilot-scale study of enhanced thermophilic anaerobic digestion of food waste with the addition of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 413, 2024.

MA J. et al. Maximum removal rate of propionic acid as a sole carbon source in UASB reactors and the importance of the macro-and micro-nutrients stimulation. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3477-3482, 2009.

MA H. et al. O papel da adição de biocarvão de casca de arroz na digestão anaeróbica de sorgo sacarino sob condições de alta carga. **Relatórios de Biotecnologia**, v. 27, p. 00515, 2020.

MALINOWSKY C. et al. Startup phase optimization of two-phase anaerobic digestion of food waste: Effects of organic loading rate and hydraulic retention time. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113064, 2021.

MARTINS A.S. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares: efeito da carga orgânica e da adição de elementos traço sobre a produção de metano e a diversidade microbiana. 169f. Tese. UFMG, 2018.

MATA-ALVAREZ J. et al. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes. Plant design and feasibility study. **Bioresource Technology**, v. 42, n. 1, p. 33–42, 1992.

MAZARELI R. C. S. et al. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. *Journal of Integrated Waste Management*. **Science and Technology**. v. 52, p. 112-121, 2016.

MIKI M. K. et al. **Tratamento Biológico de Esgoto**: princípios, modelagem e projeto. 2 ed. Editora IWA Publishing, 2022.

NGO T. et al. Enhancing microbial viability with biochar for increased methane production during the anaerobic digestion of chicken manure. **Fuel**, v. 368, p. 131603, 2024.

NUNES J. O. S. **Efeito da recirculação de vinhça biodigerida em reatores anaeróbios horizontais de leito fixo (RAHLF) submetida ao processo oxidativo avançado Fenton**. 82f. Dissertação. UNESP, 2022.

OLIVEIRA R. A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura**. 208f. Tese de Doutorado. USP, 1997

ONODERA T. et al. Development of a treatment system for molasses wastewater: The effects of cation inhibition on the anaerobic degradation process. **Bioresource Technology**, v.131, p. 295-302, 2013.

PASALARI H. et al. Perspectives on microbial community in anaerobic digestion with emphasis on environmental parameters: A systematic review. **Chemosphere**, v. 270, p. 128618, maio 2021.

RAJESHWARI K. V. et al. A novel process using enhanced acidification and a UASB reactor for biomethanation of vegetable market waste. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 19, n. 4, p. 292–300, 2001.

RIPLEY L.E., Boyle W.C., CONVERSE J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 59, p. 406-411, 1986.

RODRIGUEZ J A et al. Influence of pyrolysis temperature and feedstock on the properties of biochars produced from agricultural and industrial wastes. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 149, 2020.

SHINDE R. et al. Demand-driven biogas production from Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors to balance the power grid. **Bioresource Technology**, v. 385, p. 129364, 2023.

SILVA R. M. et al. Performance and reliability analysis of UASB reactors in decentralized sewage treatment plants. **DAE**, v. 70, n. 234, p. 78 – 92, 2020.

SUGIARTO Y. et al. Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar. **Bioresource Technology**, v. 323, p. 124585, 2021.

UMBELINO SILVA P. M. et al. **Estudo da hidrólise no processo da codigestão anaerobia de resíduos sólidos orgânicos**. 60 f. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia) – Universidade Estadual da Paraíba, 2016.

U.S. Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service. **FoodData Central: Foundation Foods**. Version Current: April 2024. Internet: fdc.nal.usda.gov

VAN HAANDEL, A. C. et al. **Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios**. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES; 1999.

VIEIRA, S. F. **Produção de biocombustíveis a partir da pirólise lenta do bagaço de cana-de-açúcar**. 65 f. Monografia – UNESP, 2018.

WANG D. et al. Improving anaerobic digestion of easy-acidification substrates by promoting buffering capacity using biochar derived from vermicompost. **Bioresource technology**, v. 227, p. 286–296, 2017.

WHITMAN W. et al. The methanogenic bacteria. In M. Dworkin, S. Falkow, E. Rosenberg, K.-H. Schleifer, & E. Stackebrandt (Eds.), *The Prokaryotes*: 165-207. **Springer**, New York, 2006.

WORLD BANK. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. 2020.

WU Y. et al. A new method of two-phase anaerobic digestion for fruit and vegetable waste treatment. **Bioresource Technology**, v. 211, 2016.

Xu S. et al. Biochar enhanced methane yield on anaerobic digestion of shell waste and the synergistic effects of anaerobic co-digestion of shell and food waste. **Fuel**, v. 357, p. 129933, 2024.

YU B et al. Dosing time of ferric chloride to disinhibit the excessive volatile fatty acids in sludge thermophilic anaerobic digestion system. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 154-161, 2015.

ZHANG L et al. Essential role of trace elements in continuous anaerobic digestion of food waste. **Procedia Environmental Science**, v. 16, p. 102-111, 2012.

ZHANG J. et al. Humification characterization of biochar and its potential as a composting amendment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, p. 390-397, 2014.

ZHAO L et al. Evaluation of biochar addition and circulation control strengthening measures on efficiency and microecology of food waste treatment in anaerobic reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113215, 2021.

ZHAO H, VIRARAGHAVAN T. Analysis of the performance of an anaerobic digestion system at the Regina wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v. 95: 301–307, 2004.

ZHU Z. et al. Onsite anaerobic treatment of tomato plant waste as a renewable source of energy and biofertilizer under desert conditions. **Bioresource Technology**, v.20, 2022.

ZHU Y. et al. Potential of hydrochar/pyrochar derived from sawdust of oriental plane tree for stimulating methanization by mitigating propionic acid inhibition in mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Heliyon**, v.9, p. 13984, 2023.

ZIA M.; AHMED, S.; KUMAR, A. Anaerobic digestion (AD) of fruit and vegetable market waste (FVMW): potential of FVMW, bioreactor performance, co-substrates, and pre-treatment techniques. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, n. 8, p. 3573–3592, 2022.

ZINDER S. H. *Methanosarcina thermophila* sp. nov., a thermophilic, acetotrophic, methane-producing bacterium. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 35, p. 522-523, 1985.