

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*  
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS**

**JOÃO VICTOR TISCHLER NIZER**

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS (FORSU) EM REATOR DE MISTURA COMPLETA**

**PONTA GROSSA**

**2022**

**JOÃO VICTOR TISCHLER NIZER**

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS (FORSU) EM REATOR DE MISTURA COMPLETA**

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos na Universidade Estadual de Ponta Grossa, Área Ciências Agrárias.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Cláudia Barana  
Coorientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik

**PONTA GROSSA**

**2022**

N737

Nizer, João Victor Tischler

Digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) em reator de mistura completa / João Victor Tischler Nizer. Ponta Grossa, 2022. 74 f.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos - Área de Concentração: Ciências e Tecnologia de Alimentos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana.

Coorientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik.

1. Desenvolvimento sustentável. 2. Digestato. 3. Energia limpa. 4. Forsu. 5. Metano. I. Barana, Ana Cláudia. II. Vuitik, Guilherme Araújo. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ciências e Tecnologia de Alimentos. IV.T.

CDD: 664.2

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS (FORSU) EM REATOR DE MISTURA COMPLETA**

**TERMO DE APROVAÇÃO**

**JOÃO VICTOR TISCHLER NIZER**

**“Digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos  
(FORSU) em reator de mistura completa”.**

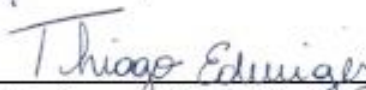
Dissertação aprovada como requisito para obtenção do grau de Mestre(a) no Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a): Prof<sup>a</sup>. Dra. Ana Cláudia Barana



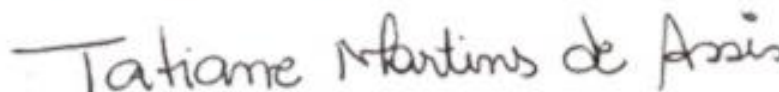
---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Ana Cláudia Barana - UEPG-PR - Presidente



---

Prof. Dr. Thiago Edwiges - UTFPR-PR - Membro Titular Externo



---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Tatiane Martins de Assis - Membro Titular Interno

Ponta Grossa, 01 de setembro de 2022.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dar força e paciência durante toda a minha trajetória, por ser minha sustentação de fé e por todos os caminhos maravilhosos que Ele me faz trilhar.

Ao Departamento de Engenharia de Alimentos e ao Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos da UEPG por todo o incentivo e oportunidade oferecida, moldando os alunos e criando profissionais com responsabilidade e ética.

À minha família, por todo o incentivo na persistência de seguir um sonho, aos meus irmãos Éder, Jean, Amanda e Ketlyn, ao meu pai do coração Éder pelas idas e vindas que fez para nos manter próximos todo momento e especialmente a minha mãe Elisabete Tischler, pois sem sua insistência e fé não estaria onde estou agora. Amor incondicional!

Ao meu Pai de Santo Marco e meus irmãos de corrente Rose, Bianca e Guilherme pelo acolhimento e pelos momentos de reflexão que contribuíram no meu desenvolvimento pessoal.

À minha querida orientadora prof.<sup>a</sup> Dra. Ana Cláudia Barana que me guiou por esse caminho tão maravilhoso, que confiou no meu potencial como aluno, por toda paciência e perseverança, além de tudo isso, pela grande amizade e respeito que adquiri durante esse curto tempo de convivência e trabalho em equipe. Você professora, é uma inspiração para todos!

Ao meu coorientador prof. Dr. Guilherme Vuitik, por todo incentivo, auxílio e disposição nos momentos de discussão dos dados da pesquisa.

À Denise, laboratorista do Programa de Pós-Graduação de Ciência e Tecnologia de Alimentos, por toda a ajuda nos momentos em que não estava presente, além de todo conhecimento passado, que me fez evoluir como ser humano.

A todos os professores do departamento de Engenharia de Alimentos, que estavam sempre dispostos a ajudar, em especial a prof.<sup>a</sup> Dra. Aline Alberti.

Aos meus amigos e colegas de laboratório Elaine, Priscila, Vinicius, Gabriel Scremin, Giulia, Gabriel Lopes e Tatiane, obrigado por toda ajuda, todas as risadas e todos os momentos de aprendizagem no Laboratório em Estudos do Meio Ambiente (LEMA).

Aos meus amigos do coração, Ariel, Bárbara, Mariane, Sônia, Vanessa, Monique e professora Karine, que sempre me ajudaram quando as coisas pareciam passar do controle.

À prefeitura de Ponta Grossa, Philus Group, Ponta Grossa Ambiental (PGA), à Usina Termoeletrica a Biogás e à Engenheira chefe Dra. Priscila Rosseto Camiloti por todo apoio e disponibilidade para o desenvolvimento desta pesquisa. À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa concedida.

## RESUMO

Os resíduos orgânicos gerados em restaurantes, supermercados e pequenas agroindústrias têm como destino, na maioria dos municípios brasileiros, o sistema de aterros sanitários ou irregulares. Pelo fato de apresentarem elevada concentração de matéria orgânica, expressa em SV/ST (sólidos voláteis/ sólidos totais), em torno de 90%, resíduos alimentares são substratos promissores para produção de metano. Visando valorizar esse subproduto, este estudo teve por objetivo avaliar a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU). As amostras de FORSU foram disponibilizadas pela usina térmica a biogás do município de Ponta Grossa, Paraná. Para avaliar o desempenho do processo frente às diferentes cargas orgânicas, de  $0,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Fase I – Partida),  $1,0 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Fase II) e  $1,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Fase III), foram avaliados os parâmetros de FOS/TAC (Ácidos Orgânicos Voláteis/Carbono inorgânico total), produção de biogás, produção de metano, concentração de ácidos orgânicos voláteis e eficiência de remoção de sólidos. Foram utilizados três lotes de FORSU coletados em datas diferentes que apresentaram 132, 85 e 63  $\text{g SV kg}^{-1}$ , com potencial digerível (SV/ST) de 92, 94 e 87%, respectivamente. Após inoculado o reator levou 12 dias para estabilizar, apresentando valores de FOS/TAC de 0,2 e concentração de metano no gás de 40%. Após a estabilização iniciou-se a partida do reator, Fase I, com COV de  $0,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , duração de 4 dias, remoção de SV média de  $95 \pm 0,01\%$  e geração de  $0,083 \pm 60 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$  com 40% de metano. A Fase II, com COV de  $1,0 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , teve duração de 10 dias, apresentou remoção de SV de até 95% e produção de  $0,2 \pm 0,1 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$  com teor médio de metano de 50%. Durante a Fase I o ácido orgânico produzido predominante foi o propiônico, com concentrações de 60 a 78% do total. Na Fase II ocorreu a queda do percentual de ácido propiônico para 12% e aumento no teor de ácido acético para 30%. A Fase III, que durou 126 dias, apresentou remoção de SV de 68% a 91%, teor de metano no biogás de 50 a 75% e acúmulo de ácidos, resultando em relação FOS/TAC entre 0,5 e 2,0. Nesta fase os teores de ácido acético e propiônico foram de 7.422 e 4.596  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. O processo de digestão anaeróbia foi interrompido quando os teores de biogás e concentração de metano se estabilizaram em  $0,06 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$  e 50%. Analisando-se os resultados obtidos pode-se considerar a digestão anaeróbia da FORSU um tratamento importante tanto para a estabilização da matéria orgânica quanto para produção de metano.

*Palavras-chaves:* Desenvolvimento sustentável. Digestato. Energia limpa. FORSU. Metano.

## ABSTRACT

Organic waste generated in restaurants, supermarkets and small agro-industries is destined, in most Brazilian municipalities, to the system of sanitary or irregular landfills. Due to the fact that they present a high concentration of organic matter, expressed in SV/ST (volatile solids/total solids), around 90%, food residues are promising substrates for methane production. Aiming to value this by-product, this study aimed to evaluate the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). The FORSU samples were made available by the biogas thermal plant in the municipality of Ponta Grossa, Paraná. To evaluate the performance of the process against different organic loads, 0.5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Phase I - Start), 1.0 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Phase II) and 1.5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Phase III), the parameters of FOS/TAC (Volatile Organic Acids/Total Inorganic Carbon), biogas production, methane production, concentration of volatile organic acids and solids removal efficiency were evaluated. Three batches of OFMSW collected on different dates were used, which presented 132, 85 and 63 g SV kg<sup>-1</sup>, with digestible potential (SV/ST) of 92, 94 and 87%, respectively. After inoculation, the reactor took 12 days to stabilize, showing FOS/TAC values of 0.2 and methane concentration in the gas of 40%. After stabilization, the reactor was started up, Phase I, with a VOL of 0.5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, duration of 4 days, mean SV removal of 95±0.01% and generation of 0.083± 60 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reactor</sub> d<sup>-1</sup> with 40% methane. Phase II, with a VOL of 1.0 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, lasted 10 days, showed SV removal of up to 95% and production of 0.2±0.1 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reactor</sub> d<sup>-1</sup> with 50% methane average. During Phase I, the predominant organic acid produced was propionic, with concentrations of 60 to 78% of the total. In Phase II, the percentage of propionic acid dropped to 12% and the acetic acid content increased to 30%. Phase III, which lasted 126 days, showed SV removal from 68% to 91%, methane content in biogas from 50 to 75% and acid accumulation, resulting in a FOS/TAC ratio between 0.5 and 2.0. In this phase, the acetic and propionic acid contents were 7,422 and 4,596 mg L<sup>-1</sup>, respectively. The anaerobic digestion process was interrupted when the biogas contents and methane concentration stabilized at 0.06 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reactor</sub> d<sup>-1</sup> and 50%. Analyzing the results obtained, the anaerobic digestion of FORSU can be considered an important treatment both for the stabilization of organic matter and to produce methane.

*Keywords:* Biogas. Digestate. Clean energy. OFMSW Sustainable development.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na bioconversão anaeróbia da matéria orgânica.....	18
Figura 2 - Taxa de desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos psicrófilos, mesófilos e termófilos e suas respectivas temperaturas.....	30
Figura 3 - Representação de um reator CSTR.....	32
Figura 4 - Tecnologia Kompogas .....	33
Figura 5 - Diagrama de princípio do processo DRANCO (A) e Tecnologia DRANCO (B) ...	34
Figura 6 - Diagrama de princípio do processo Valorga (A) e Tecnologia Valorga (B) .....	34
Figura 7 - Esquema (A) e foto (B) do reator utilizado .....	38
Figura 8 - Usina Termoelétrica a Biogás .....	40
Figura 9 - Fluxograma simplificado das etapas do experimento do reator de bancada.....	41
Figura 10 - Valores de produção de biogás e relação FOS/TAC obtidos durante a fase de adaptação do inóculo .....	47
Figura 11 – Gráfico de rendimento de gás metano por produtividade de biogás.....	49
Figura 12 - Gráfico de remoção de sólidos voláteis, produção de metano e de biogás em relação ao FOS/TAC e cargas orgânicas aplicadas. (A) Avaliação da eficiência na remoção de SV X FOS/TAC, (B) Produção de metano X FOS/TAC e (C) Produção de Biogás X FOS/TAC ...	52
Figura 13 - Concentração de NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , ST e SV do digestato.....	53
Figura 14 - Comportamento do processo de digestão anaeróbia no reator de bancada. (A) Ácidos Orgânicos X FOS/TAC, (B) Relação Ác. Acético/Ác. Orgânico Total X FOS/TAC e (C) Relação Ác. Propiônico/Ác. Orgânico Total X FOS/TAC.....	57



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Disposição final de RSU nas regiões de acordo com o tipo de destinação em toneladas por ano .....	14
Tabela 2 - Avaliação dos índices FOS/TAC de acordo com a experiência empírica.....	21
Tabela 3 - Reatores anaeróbios, configuração e eficiência .....	26
Tabela 4 - Tempo de operação da digestão anaeróbia.....	42
Tabela 5 - Procedimentos de monitoramento do processo de digestão anaeróbia .....	43
Tabela 6 - Padrões de ácidos orgânicos.....	44
Tabela 7 - Caracterização do Inóculo .....	46
Tabela 8 - Teor de ST, SV, NTK, N-NH <sub>4</sub> e potencial digerível dos 3 lotes de substrato utilizados .....	47
Tabela 9 - Resultados de Nitrogênio total Kjeldahl, amoniacal, sólidos totais e voláteis do digestato nas diferentes COV .....	50
Tabela 10 - Matriz de correlação de pearson.....	59

## LISTA DE SIGLAS

Abrelpe	Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AO	Ácidos Orgânicos
AI	Alcalinidade Intermediária
AOV	Ácidos Orgânicos Voláteis
AP	Alcalinidade Parcial
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
C/N	Carbono/Nitrogênio
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor (Biodigestor de Agitação Contínua)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRANCO	Dry Anaerobic Composting (Compostagem Aeróbia Seca)
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
FOS	Flüchtige Organische Säuren (Ácidos Orgânicos Voláteis)
LEMA	Laboratório de Estudos em Meio Ambiente
OWS	Organic Wastes Systems (Sistemas de Resíduos Orgânicos)
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TAC	Totales Anorganisches Carbonat (Carbono inorgânico total)
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UEPG	Universidade Estadual de Ponta Grossa
UTB	Usina Termoelétrica a Biogás

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	14
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	14
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DA FORSU.....	16
3.2.1 O Processo de Digestão Anaeróbia.....	16
3.2.2 Parâmetros Físico-Químicos, Nutricionais e Operacionais que Afetam o Processo de Digestão Anaeróbia .....	20
3.2.3 Substrato .....	25
3.2.4 Características Operacionais dos Reatores Anaeróbios para Tratamento da FORSU .....	27
3.2.4.1 Teor de umidade.....	27
3.2.4.2 Regime de alimentação.....	28
3.2.4.3 Temperatura de operação.....	29
3.2.4.4 Agitação.....	30
3.2.4.5 Separação física de fases.....	30
3.2.5 Modelo de Reatores para o tratamento de FORSU.....	31
3.3 BIOGÁS.....	35
3.4 DIGESTATO.....	35
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	37
4.1 CONFIGURAÇÃO DO REATOR.....	37
4.2. MEDIÇÃO DE BIOGÁS E METANO.....	39
4.3. INÓCULO E PARTIDA DO REATOR.....	39
4.4 OPERAÇÃO DO REATOR.....	40
4.5 ESTRATÉGIAS PARA CONTROLE DA RELAÇÃO FOS/TAC.....	43
4.6 ANÁLISES DE ACOMPANHAMENTO.....	43
4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS.....	45
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	46
5.1 INÓCULO .....	46
5.1.1 Caracterização e Aclimatização do Inóculo.....	46

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO.....	47
5.3 FASE I - PARTIDA DO REATOR (COV = 0,5 g SV L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ) .....	48
5.4 FASE II – COV = 1,0 g SV L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> .....	51
5.5 FASE III – COV = 1,5 g SV L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> .....	54
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>61</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>62</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) procede do descarte de alimentos domésticos, restaurantes e supermercados, e, quando indevidamente disposta, como em lixões, emite para a atmosfera gases poluidores que contribuem para o efeito estufa. Quando a FORSU é destinada a aterros sanitários, também acontece a geração de gases poluentes, porém, nos aterros sanitários, esses gases podem ser coletados e tratados, evitando, portanto, a liberação de gases de efeito estufa, ou sendo realizada a conversão do gás metano em CO<sub>2</sub>, reduzindo 21 vezes o impacto de aquecimento global do gás metano (ORNELAS; FERREIRA *et al.*, 2020).

A FORSU possui um alto potencial de conversão de energia, pois é fonte de diversos hidrocarbonetos (MATTEO *et al.*, 2017).

Problemas como degradação do ambiente urbano e natural, que são capazes de levar à proliferação de vetores (ratos, baratas e mosquitos), contaminação do solo, dos corpos hídricos, geração de gases do efeito estufa e desvalorização da área, podem ser vinculados ao incorreto destino dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) (MORAIS *et al.*, 2016).

Os estudos que abordam tecnologia que promovem aproveitamento dos subprodutos para geração de produtos de maior valor agregado pode evitar o descarte inadequado e reduzir o impacto gerado por esses resíduos (MORAIS *et al.*, 2016). Assim como a geração total, a per capita dos RSU aumenta proporcionalmente ao crescimento da população. A FORSU representa uma parcela de cerca de 50% (m/m) em relação ao total de RSU coletado no país (ZAGO; BARROS, 2019).

Os esforços empregados pelos países ao redor do mundo para melhorar as práticas de gestão de RSU é notável. O aumento populacional a crescente urbanização e o crescimento econômico podem aumentar a geração dos resíduos globais em 70%, para 3,40 bilhões de toneladas de resíduos gerados anualmente (AZEVEDO *et al.*, 2021). Por conta do atual cenário mundial países desenvolvidos, como a Alemanha, vem ganhando destaque em seus estudos para aprimorar a gestão de RSU. Já os países em desenvolvimento ainda não possuem investimentos suficientes para investirem em políticas de gestão de resíduos eficazes (MAGRINI *et al.*, 2020; Olay-ROMERO *et al.*, 2020).

Dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2021) apresentam que a geração de RSU em 2020 foi de 82,5 milhões de toneladas, este valor teve influência direta com a pandemia do Covid-19. Do total gerado em 2020, 43 milhões de toneladas foi destinado a aterros sanitários. No sul do país, em 2020, coletou-se cerca de 8,5 milhões de toneladas de RSU.

O uso de resíduos para produção de energia, como dejetos animais, resíduos de culturas, lodo flotado de ETE, a FORSU e resíduos de frutas e vegetais, são de grande valia, uma vez que não competem com culturas alimentares (MARIA *et al.*, 2014). Com o passar dos anos e avanços da tecnologia, a necessidade de geração de energia limpa tem sido valorizada, tendo em vista que, a utilização de combustíveis fósseis tem colaborado para o aquecimento global. Esse tipo de combustível, além de não se caracterizar como renovável, é um dos principais responsáveis pela emissão de gases poluentes na atmosfera.

O emprego do processo de digestão anaeróbia pode auxiliar na conversão desses substratos biodegradáveis em biogás, composto principalmente de metano e dióxido de carbono, proporcionando a recuperação energética dos mesmos (CUETOS *et al.*, 2008; MARIA *et al.*, 2014). O processo de digestão anaeróbia é complexo devido ao envolvimento de diversas comunidades microbianas que desenvolvem uma série de reações bioquímicas interdependentes (NGUYEN *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2020).

O uso de fontes renováveis para geração de energia é uma alternativa mais sustentável e, neste sentido, o emprego da digestão anaeróbia para estabilizar a FORSU pode proporcionar inúmeros benefícios. O emprego da digestão anaeróbia para estabilizar a FORSU pode proporcionar inúmeros benefícios, como será abordado na presente pesquisa. Além de ajudar a diminuir a incorreta destinação e possível contaminação do ambiente, promove a geração de compostos como o metano, que pode ser utilizado para a geração de energia limpa e renovável.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o comportamento da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) em um reator de bancada de mistura completa com cargas orgânicas crescentes.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o processo de partida do biodigestor anaeróbio de bancada para o tratamento da FORSU;
- Avaliar o desempenho da digestão anaeróbia da FORSU frente às diferentes cargas orgânicas 0,5, 1,0 e 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>;
- Avaliar a produção de biogás e metano no reator de bancada para o tratamento da FORSU;
- Avaliar a produção de ácidos orgânicos gerados na digestão anaeróbia da FORSU;
- Avaliar a remoção de Sólidos Voláteis (SV) na digestão anaeróbia da FORSU;
- Avaliar o comportamento do reator na COV de 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> nas estratégias de alimentação com parada de acordo com o índice de FOS/TAC e alimentação sem interrupção.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

De acordo com Brasil (2014), define-se como RSU qualquer material, substância, objeto, ou até mesmo bens descartados, que se apresenta no estado sólido ou semi-sólido resultante da atividade humana. Este resíduo pode ser de origem industrial, doméstica, serviços de saúde (hospitalar), comercial, agrossilvopastoris, de serviços entre outros (CONTE, 2019; BRASIL, 2022).

Dados do Panorama de Resíduos Sólidos apresentado pela Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), mostram que em 2018 no Brasil foram gerados em torno de 79 milhões de toneladas de RSU . Deste total, 92% (72,7 milhões de toneladas) foram coletados, apresentando uma alta de 1,66% em relação ao ano de 2017. A América Latina gera em torno de 541 mil toneladas por dia e o Brasil é responsável por 40% desse total (AGÊNCIA BRASIL, 2019).

A maior parte dos RSU coletados nos municípios brasileiros em 2019 foi direcionada aos aterros sanitários e aterros controlados (Tabela 1) (ALVEZ; RIBEIRO, 2020). A destinação dos RSU para aterros sanitários tem um aumento de cerca de 10 milhões de toneladas a cada década, a quantidade de RSU que é direcionada para unidades inadequadas como lixões e aterros controlados também sofreu um aumento de 25 milhões de toneladas para 29 milhões de toneladas a cada ano (ABRELPE, 2020). Esses números indicam a falta de investimento em novas tecnologias para a destinação e tratamento adequado do RSU.

Tabela 1 - Disposição final de RSU nas regiões de acordo com o tipo de destinação em toneladas por ano

Região	2010			2019		
	Aterro Sanitário	Aterro Controlado	Lixão	Aterro Sanitário	Aterro Controlado	Lixão
Norte	1.165.810	1.015.795	1.348.675	1.683.745	1.421.675	1.664.765
Nordeste	4.314.300	4.312.110	4.486.215	5.686.700	5.255.270	5.031.525
Centro-oeste	1.272.025	2.217.010	1.036.235	2.252.415	1.957.860	1.243.190
Sudeste	22.166.085	5.322.065	3.639.780	28.121.425	6.653.220	3.906.960
Sul	4.488.040	1.170.555	840.960	5.556.030	1.440.290	873.445
<b>Brasil</b>	<b>33.406.260</b>	<b>14.037.535</b>	<b>11.351.865</b>	<b>43.300.315</b>	<b>16.727.950</b>	<b>12.720.250</b>

Fonte: Abrelpe (2020).

Estima-se que de todo RSU gerado no Brasil, a fração orgânica representa cerca de 50% do total dos resíduos coletados (ZAGO; BARROS, 2019). A FORSU procede do descarte de alimentos domésticos, restaurantes e supermercados, e, se descartada inadequadamente,



pode contribuir na emissão de gases do efeito estufa, na contaminação de águas superficiais e na proliferação de vetores e doenças (ORNELAS-FERREIRA *et al.*, 2020).

O tratamento biológico da FORSU pode ocorrer de três maneiras distintas: compostagem, vermicompostagem e digestão anaeróbia (CONTE, 2019), que serão descritas a seguir:

a) Compostagem

O processo de compostagem se baseia em uma série de etapas biológicas independentes feitas por microrganismos que, na presença de oxigênio e umidade, vão degradar a matéria orgânica gerando energia e nutrientes para sua multiplicação. Uma parcela da energia desse processo é utilizada para fomentar o metabolismo destes microrganismos e o restante é liberado no sistema na forma de calor. Os principais produtos da compostagem são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), água, calor e o composto humificado (CUNHA *et al.*, 2021; BOZZANO, 2019).

b) Vermicompostagem

O processo de vermicompostagem é um tratamento que faz o uso de minhocas associada aos microrganismos para digerir a matéria orgânica e acelerar a degradação dos compostos presentes no meio. A vermicompostagem ocorre quando a minhoca ingere a matéria orgânica e excreta o composto humificado, acelerando o ciclo do carbono. Para que o processo ocorra de maneira efetiva faz-se necessário o controle de alguns fatores como a fonte de alimento, reposição das matérias orgânicas em tempos específicos, além de controle de temperatura e umidade (HOEHNE *et al.*, 2017).

c) Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um dos tratamentos biológicos para resíduos orgânicos que vêm se destacando devido à possibilidade de recuperação de energia e de nutrientes. A digestão anaeróbia necessita de menos espaço e energia de entrada para operar, se comparada a aterros, compostagem e processos de gaseificação (STRACHOTOVÁ *et al.*, 2019; CHUENHART *et al.*, 2021).

A preocupação em relação ao aquecimento global estimulou a aplicação e a melhoria da digestão anaeróbia para maximizar a geração e utilização de metano, que representa uma fonte de energia renovável e que pode ser usado para produção de energia (BONG *et al.*, 2018; CARLSSON *et al.*, 2012).

Como este trabalho tem por objetivo avaliar o processo de digestão anaeróbia da FORSU, no próximo capítulo o processo de digestão será detalhado.

## 3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DA FORSU

### 3.2.1 O processo de digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia é uma tecnologia de tratamento que pode ser aplicada a uma ampla variedade de substratos de origem orgânica. Este processo está relacionado ao ciclo biogeoquímico do carbono (EDWIGES *et al.*, 2020; MATOS *et al.*, 2020). O processo de digestão anaeróbia apresenta várias vantagens no tratamento de resíduos orgânicos, porém, há autores que também citam desvantagens do processo, como apresentado na Quadro 1.

A digestão anaeróbia é definida como um processo bioquímico que ocorre exclusivamente na ausência de oxigênio, onde compostos orgânicos mais complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios, são degradados por vários gêneros de microrganismos através de diferentes reações bioquímicas (fermentação, oxidação, redução) e convertidos em compostos mais simples como metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), traços de outros gases e ácidos orgânicos (SCHULZ, 2015; FERREIRA, 2015).

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens do processo de digestão anaeróbia

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Redução de orgânicos em aterros.	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.
Redução do volume e umidade de resíduos para a acomodação final.	Maior instabilidade dos reatores anaeróbios, devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos com ausência de nutrientes.
Redução da formação de gases do efeito estufa.	Taxa de hidrólise lenta, especialmente para substratos mais complexos.
Acarreta na produção de energia elétrica	
Produção de biofertilizante.	Queda na eficiência se o substrato não estiver bem homogeneizado
Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais mais baixos.	Possibilidade de geração de maus odores, porém reversível
Possibilidade de preservação da biomassa sem alimentação do reator, por vários meses.	

Fonte: Chuenchart *et al.* (2021); Souza *et al.* (2020); Ferreira (2019); Yu *et al.* (2019); Strachotová *et al.* (2019); Chernicharo (1997).

O processo biológico de conversão da matéria orgânica (substrato) em biogás é complexo (Figura 1), pois emprega a ação de diversos microrganismos que trabalham em sinergia no interior do reator e desempenham diferentes funções em cada etapa do sistema. O processo de digestão anaeróbia engloba distintas reações que podem ser divididas em quatro etapas, sendo iniciada pela hidrólise, que é seguida pela acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 1997).

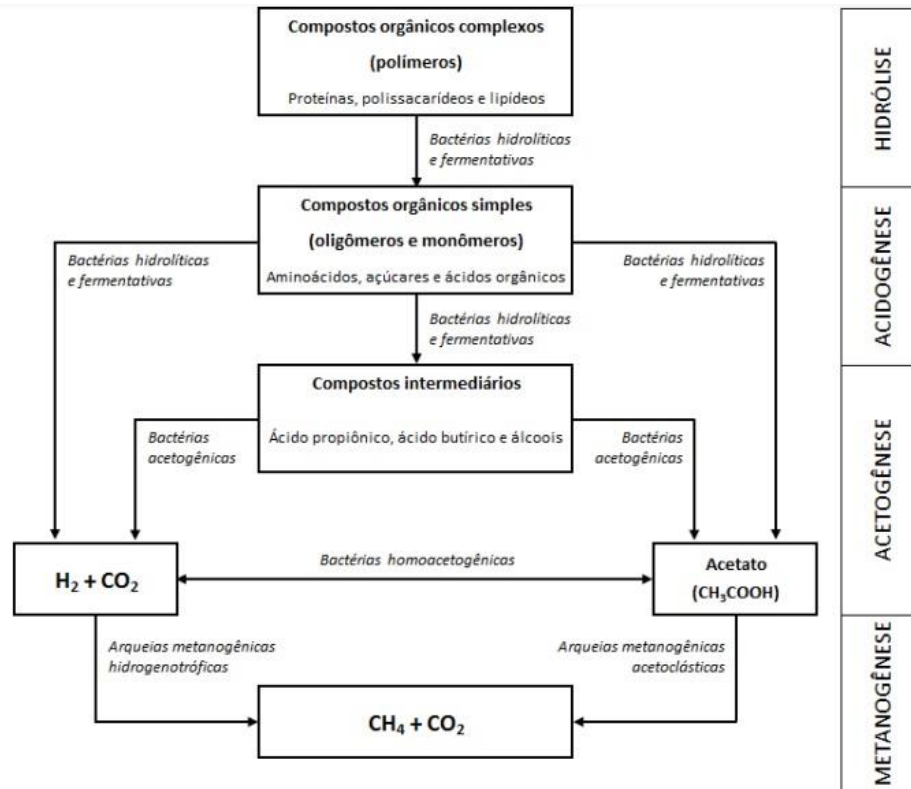
#### - Hidrólise

A primeira etapa do processo de digestão anaeróbia é a hidrólise. Nesta fase ocorre a quebra dos polímeros de cadeia longa, como carboidratos, proteínas e lipídeos, em compostos orgânicos mais simples e solúveis como: açúcares, aminoácidos e ácidos graxos. A hidrólise é feita através da ação enzimática de proteases, amilases e lipases produzidas por bactérias fermentativas (FERREIRA, 2015; SUDDIQUE; WAHID, 2018; TUNES, 2017). Esta etapa acontece de forma lenta e é apontada como a etapa limitante de da digestão da FORSU, uma vez que o substrato de alimentação é composto quase que exclusivamente de material particulado (SILVA *et al.*, 2021).

Kothari *et al.* (2014) citam que a matéria orgânica está presente nos resíduos na forma de polímeros como carboidratos (celulose, hemicelulose e amido), óleos, gorduras e proteínas, e, devido ao fato de possuírem uma longa cadeia carbônica, os microrganismos não estão aptos a usá-los, pois esses compostos não penetram a parede celular das bactérias presentes nesta etapa. Por isso a etapa de hidrólise tem grande importância, pois as bactérias acidogênicas produzem enzimas extracelulares (celulases, xilanases, amilases, lipases e proteases) que dão início à quebra desses polímeros, liberando açúcares monoméricos, aminoácidos e ácidos orgânicos.

A taxa em que o substrato é convertido pode ser afetada por fatores como temperatura, o tempo de residência do substrato no reator, composição da biomassa, granulometria, pH, dentre outros (CHERNICHARO, 1997; ZHANG *et al.*, 2018). Os microrganismos que se destacam na etapa de hidrólise são as bactérias fermentativas hidrolíticas, que são anaeróbias estritas. Entre os principais gêneros que participam ativamente deste processo destacam-se *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Escherichia* (SILVA, 2014).

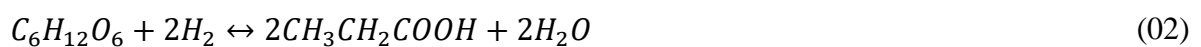
Figura 1 - Sequência metabólica e grupos microbianos envolvidos na bioconversão anaeróbia da matéria orgânica



Fonte: McCarty e Smith (1986) *apud* Fuess (2017).

#### - Acidogênese

A próxima etapa é definida como acidogênese, onde ocorre a ação das bactérias acidogênicas. Este grupo de microrganismos vai converter os produtos hidrolisados da etapa anterior em compostos orgânicos mais simples, como os ácidos orgânicos voláteis (AOV), acético, fórmico, propiônico, butírico, láctico, entre outros, além de etanol, metanol e compostos minerais (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S) (ZAIED *et al.*, 2021; CHUENCHART *et al.*, 2021). Essas bactérias se desenvolvem rapidamente no meio, seu tempo de duplicação fica em torno de 30 minuto. A geração e acúmulo de AOV nesta etapa é descrito por Kothari *et al.* (2014) e representado na Equação 01 e 02:



Os microrganismos que se destacam nesta etapa são bactérias do gênero *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*,

*Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Escherichia*, *Desulfobacter* e *Micrococcus* (TUNES, 2017).

Na acidogênese os carboidratos mais simples, como a glicose, vão ser degradados em piruvato, que, então, será convertido em ácido láctico, pelas bactérias do gênero *Lactobacillales*, e em etanol, pelas leveduras. Bactérias do gênero *Acetobacter* vão degradar os ácidos orgânicos (AO) pela via da  $\beta$ -oxidação. Desta forma, os AO são ligados a coenzima A e, então, oxidados passo a passo através da liberação de duas unidades de carbono, na forma de acetato. A degradação dos aminoácidos ocorre em pares pela ação do *Clostridium botulinum* por uma reação chamada de Stickland, onde um aminoácido apresenta função doadora de elétrons e o outro é o receptor. Essa reação tem como produto a formação do acetato,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  (KUNZ *et al.*, 2019; KHAN *et al.*, 2016).

#### - Acetogênese

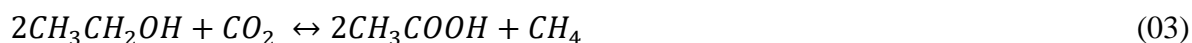
Na etapa três, denominada acetogênese, ocorre a transformação dos produtos gerados na etapa anterior em compostos que formam os substratos para geração do metano na etapa final. As principais bactérias que agem neste processo são *Syntrophobacter wolinii* e *Syntrophomonas wolfei*, mas alguns gêneros como *Clostridium spp.*, *Peptococcus anerobus*, *Lactobacillus* e *Actinomyces* também podem estar presentes e participar ativamente. Estes microrganismos vão degradar os AOV e álcoois em acetato,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$  (MOLINO *et al.*, 2013).

#### - Metanogênese

A última etapa do processo de digestão anaeróbia é a metanogênese. Nesta etapa o acetato,  $\text{H}_2$  e  $\text{CO}_2$  gerados na fase de acetogênese são transformados em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  pela ação das arqueas metanogênicas, que utilizam o acetato e o  $\text{H}_2$  como principais substratos no seu metabolismo. As arqueas são divididas em dois grupos, as metanogênicas acetoclásticas, que fazem o uso do acetato como fonte de carbono, e as metanogênicas hidrogenotróficas, que usam o hidrogênio e o dióxido de carbono como fonte principal, esse grupo têm importância na manutenção da pressão parcial de hidrogênio (FUESS, 2017; ALGAPANI *et al.*, 2019).

As arqueas metanogênicas utilizam ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono para converter em gás metano. O metano é produzido por meio de substâncias simples como: ácido acético, etanol, metanol ou dióxido de carbono e hidrogênio. O grupo de arqueas metanogênicas se desenvolvem lentamente em um tempo de duplicação de 2 a 4 dias. As reações de transformação que ocorrem na etapa de metanogênese está apresentada na Equação

03, 04, 05 e 06 (KOTHARI *et al.* 2014). As arqueas metanogênicas são consideradas microrganismos anaeróbios estritos de espécies como *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus* e *Methanosarcina*.



### 3.2.2 Parâmetros físico-químicos, nutricionais e operacionais que afetam o processo de digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia se apresenta como um processo biológico onde uma ampla gama de microrganismos está presente. Muitos fatores e parâmetros ambientais podem influenciar diretamente no correto funcionamento deste processo, acarretando a inibição parcial ou total da produção de metano. Entre esses fatores, se destacam a temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, nutrientes e acúmulo de componentes tóxicos, como nitrogênio amoniacal e amônia livre (CONTE, 2019).

- pH, alcalinidade e ácidos orgânicos voláteis

Cada grupo de microrganismos tem uma faixa de pH ideal. As arqueas metanogênicas se desenvolvem melhor em pH entre 6,7 e 7,5, já os microrganismos fermentativos podem sobreviver a faixas mais amplas, entre 4,0 e 8,5. Os principais ácidos gerados em pH baixos (abaixo de 6,7) são o acético e butírico, enquanto em pH próximo a 8,0 tem-se a geração de ác. acético e propiônico. O pH de um processo é controlado pela concentração de  $CO_2$  e  $-HCO_3$  alcalino na fase líquida. No decorrer do processo de digestão anaeróbia o  $CO_2$  é liberado na forma gasosa. Se houver uma queda drástica do pH, uma maior quantidade de  $CO_2$  permanece dissolvida no meio, já se o pH do sistema aumentar, o  $CO_2$  que está dissolvido formará ácido carbônico liberando íons de hidrogênio (KUNZ *et al.*, 2019).

O pH tem efeito direto na atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos, podendo inibir seu desenvolvimento em valores fora da faixa de 6,3 a 7,8. Alguns destes microrganismos toleram pH mais ácido ou mais alcalino na fase de digestão ácida, entretanto,

valores de pH abaixo de 4,5 normalmente inibe a atividade dos microrganismos presente no processo. Além de influenciar na produção de biogás, um pH desfavorável pode resultar em biogás pobre em metano (GUERI *et al.*, 2018b; PEREIRA *et al.*, 2009).

O termo alcalinidade representa em um sistema a capacidade de neutralizar ácidos, uma alta alcalinidade não significa que o pH está elevado, mas indica que o sistema apresenta elevada concentração de radicais alcalinos, possuindo alto poder tamponante. A basicidade é representada como um fator de intensidade e pode afetar o pH, já a alcalinidade é um fator de capacidade (DEBIASI, 2019).

Segundo Kunz *et al.* (2019), o acúmulo de ácido voláteis é o principal problema atribuído à digestão anaeróbia, pois a partir deste acúmulo ocorre a queda do pH do meio. Os principais efeitos ocasionados pelos AOV na digestão anaeróbia estão relacionados ao simples fato dessas serem espécies intermediárias. Se o pH sofrer influência dos AOV os principais efeitos são a inibição do desenvolvimento de arqueas metanogênicas (pH abaixo de 6,6) e crescimento metabólico normal de bactérias acidogênicas, pois este grupo se desenvolve em pH mais baixo (em torno de 4,5).

O resultado desta influência é o acúmulo de AOV no reator. A abordagem comumente usada para o controle e o monitoramento do sistema em relação à produção de ácido no processo de digestão anaeróbia é a relação FOS/TAC. O método de monitoramento FOS/TAC vem do alemão, onde FOS é definido como Flüchtige Organische Säuren (Ácidos Orgânicos Voláteis) e o TAC como Totales Anorganisches Carbonat (Carbono inorgânico total – Capacidade Tampão), levando em conta os mesmos padrões da alcalinidade AI/AP (Alcalinidade Intermediária/Alcalinidade Parcial), com certas adaptações.

A relação FOS/TAC é uma resposta indireta do comportamento do reator e, com base no proposto por Lili *et al.* (2001), a avaliação desse índice ocorre por meio de valores empíricos que mostram o comportamento do processo de digestão anaeróbia (Tabela 2).

Tabela 2 - Avaliação dos índices FOS/TAC de acordo com a experiência empírica

<b>Relação FOS/TAC</b>	<b>Característica do reator</b>	<b>Sugestão de Controle</b>
>0,6	Entrada de biomassa altamente excessiva	Parada da Alimentação
<b>0,3-0,4</b>	<b>Produção de biogás no máximo</b>	<b>Manter a alimentação constante</b>
<0,2	Entrada de biomassa extremamente baixa	Aumentar a COV

Fonte: Lili *et al.* (2001).

Apesar de trabalhos na literatura sugerirem que valores de FOS/TAC entre 0,3 e 0,4 são considerados ideais para digestão anaeróbia, Lili *et al.* (2001) destacam que cada sistema

tem seu próprio valor ótimo de FOS/TAC, que pode estar relacionado à qualidade do substrato. A importância da avaliação da alcalinidade, representada pela relação FOS/TAC, é significativa, pois alerta uma possível sobrecarga orgânica.

Segundo Kazemi *et al.* (2020), os parâmetros de medição mais confiáveis durante o processo de digestão anaeróbia são a alcalinidade e os AOV, eles são caracterizados como os principais produtos intermediários que levarão à produção de CH<sub>4</sub>, o ácido precursor dessa produção é o acético. O acúmulo de AOV no interior do reator pode prejudicar o processo e inibir as bactérias e arqueas, em específico elevados teores de ácido propiônico, que indica um desequilíbrio entre as etapas metabólicas que conduzem o processo de digestão anaeróbia.

#### - Pressão Parcial do Hidrogênio

A pressão parcial de hidrogênio tem um papel importante na etapa de metanogênese, dessa forma, deve ocorrer uma simbiose entre os microrganismos que produzem e os que consomem hidrogênio. Para que uma reação bioquímica ocorra de maneira espontânea, essa deve liberar calor (exotérmica). A concentração de hidrogênio deve ser balanceada, pois as arqueas metanogênicas tem a necessidade de utilizar o hidrogênio para produzir o metano pela via do grupo hidrogenotrófico. Em contrapartida, a pressão parcial de hidrogênio deve ser suficientemente baixa para não inibir a ação dos microrganismos presentes na fase da acetogênese (KUNZ *et al.*, 2019).

Vias metabólicas também podem se deslocar gerando produtos na forma reduzida, como lactato, etanol, acetona e butanol. A pressão parcial de hidrogênio é um fator importante no caso da produção contínua deste gás. A partir disso, é importante remover o excesso de hidrogênio do sistema para manter a sua produção (GRADY *et al.*, 2011).

#### - Nutrientes

A FORSU é rica em compostos orgânicos, se caracterizando como um substrato rico em nutrientes que são necessários para o desenvolvimento dos microrganismos no interior do reator. Além disso, os microrganismos necessitam de doses diferentes de vitaminas, macro e micronutrientes para manutenção celular, como: nitrogênio, fósforo, enxofre, cálcio e magnésio, além de outros elementos como o cobalto (Co), níquel (Ni), manganês (Mn) e ferro (Fe). Os nutrientes mais importantes no processo de digestão anaeróbia são o carbono e o nitrogênio, o carbono é a principal fonte de energia utilizada pelos microrganismos do processo. Depois do carbono, o nitrogênio é o nutriente mais importante, além de ajudar na formação celular, também é necessário para a formação de enzimas responsáveis pela realização do

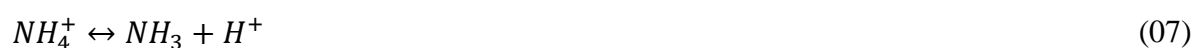


metabolismo. Assim, a relação C/N deve ser adequada para o processo de digestão anaeróbia. Uma relação C/N elevada (altos teores de carbono apenas) diminui a atividade metabólica e, conseqüentemente, o carbono não é degradado eficientemente e a produção de metano será baixa. Já uma relação C/N baixa pode causar a formação excessiva de amônia, assim sendo susceptível a inibição do crescimento das bactérias mesmo em baixas concentrações, podendo até ocasionar o colapso de toda a população de microrganismos (VICTORINO, 2017).

Gueri *et al.* (2018a) avaliaram o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos alimentares provenientes de um restaurante popular, com o objetivo de observar o potencial bioquímico da geração de metano, como resultados, os autores chegaram a uma relação C/N de 18,81 gerando uma produção de metano de 0,311 Nm<sup>3</sup>. kg SVremovido<sup>-1</sup>. Para um processo de digestão anaeróbia utilizando resíduos orgânicos, a relação C/N adequada para o desenvolvimento dos microrganismos está contida em uma faixa de 20 a 35 (PUYUELO *et al.*, 2011). Já Coelho (2014) recomenda relação carbono, nitrogênio e fósforo de 600/7/1.

#### - Nitrogênio amoniacal e amônia livre

A amônia é um nutriente essencial para desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, mas, se presente em altas concentrações, pode se tornar tóxica. No processo de digestão anaeróbia pode ocorrer a fermentação de compostos ricos em ureia e materiais proteicos liberando amônia (DE PRÁ *et al.*, 2013). A amônia (NH<sub>3</sub>) dissolvida em água resulta no amônio ionizado (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Durante o processo de digestão anaeróbia ambos os compostos estão presentes no meio e, dependendo do pH, o equilíbrio da reação sofre um deslocamento formando NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, em pH inferior a 7,0, ou desloca-se para a direita formando NH<sub>3</sub>, em pH superior a 7,0 (Equação 07) (RUSSELL, 1981; FERREIRA *et al.*, 1997).



Os microrganismos atuantes na etapa de metanogênese apresentam elevada sensibilidade a NH<sub>3</sub> livre, pois este composto se difunde facilmente pela membrana das arqueas. O fator essencial na eficiência do processo de digestão anaeróbia está associado a adaptação dos microrganismos à presença de amônia no meio (YENIGÜN e DEMIREL, 2013; KUNZ *et al.*, 2019).

Shi *et al.* (2017) citam que teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre 1500 e 7000 mg L<sup>-1</sup> propiciam a inibição da fase metanogênica e o intervalo de inibição varia de acordo com o tipo de substrato

e inóculo empregado no processo, temperatura, pH e adaptação da população microbiana. Hao *et al.* (2015) avaliaram o efeito da amônia em reator em batelada termofílico alimentado com acetato e observaram diminuição de 62 a 72% da taxa metanogênica quando a concentração de nitrogênio amoniacal aumentou de 0,26 para 7,00 g L<sup>-1</sup>.

Cuetos *et al.* (2008) estudaram a co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos diluídos de abatedouros e FORSU em digestores laboratoriais com aumento gradual de carga orgânica volumétrica (COV) e com lodo aclimatado a amônio e concluíram que, mesmo os valores de pH variando entre 7,5 e 8,0, o reator manteve seu operacional estável em níveis de amônia livre de 4100 mg L<sup>-1</sup>. Pavi *et al.* (2017) encontraram teores de NTK entre 4243 e 5133 mg L<sup>-1</sup> na co-digestão anaeróbia de FORSU com resíduos hortifrutigranjeiros em diferentes proporções.

#### - Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de retenção hidráulica (TDH) é definido como o tempo em que o substrato permanece retido no interior do reator, sendo representado pela razão entre o volume do reator e a vazão de alimentação. Em sistemas de digestão anaeróbia, a aplicação de maiores TDH pode ser vantajosa, pois as arqueas metanogênicas terão mais tempo para converter os AOV em metano. Outro fator importante a ser considerado envolve o volume do reator, operações com TDH mais elevados necessitam de reatores de maior volume, gerando, assim, maiores custos para implantação e manutenção do sistema. Desta forma é de grande importância utilizar TDH adequado ao sistema, tendo em vista a geração ideal de AOV (DEBIASI, 2019).

#### - Carga orgânica volumétrica

A COV é caracterizada como a quantidade de resíduos orgânicos que aplicada diariamente, considerando a unidade de volume do reator. A COV pode ser indicada em termos de demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos totais voláteis (STV) divididos pela unidade de vazão afluente. Além da quantificação dos substratos que são aplicados ao reator, a frequência em que ocorre essa alimentação pode influenciar na produção de AOV (LEE *et al.*, 2014). Na digestão anaeróbia a COV tem influência na dinâmica do processo, podendo proporcionar ambiente adequado para a multiplicação celular dos microrganismos presentes, gerando uma maior estabilidade do processo (SIDDIQUE e WAHID, 2018; KUNZ *et al.*, 2019).

Segundo Kunz *et al.* (2019), dependendo da configuração e do modelo de reator empregado no tratamento da FORSU ou de resíduos orgânicos, estes podem suportar COV elevadas variando de 1 a 4 kg SV m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>.

### 3.2.3 Substrato

Conhecer a composição do substrato que será utilizado no processo de digestão anaeróbia é importante, pois é a partir deste que bactérias anaeróbias e arqueas metanogênicas vão obter energia e converter o substrato em metano (Tabela 3).

Resíduos alimentares são substratos promissores para produção de metano, mas a maioria desses resíduos têm valores de pH baixos e, se adicionados em grandes quantidades, podem consumir a alcalinidade do digestor e impactar negativamente o processo (XU *et al.*, 2018; CARLSSON *et al.*, 2012).

A água é um fator muito relevante na digestão anaeróbia, tendo em vista que esse processo é caracterizado como uma operação biológica em que todo organismo vivo necessita de água para sobreviver. A água age como um meio fluído que propicia a maioria das reações bioquímicas e favorece a distribuição de substrato e nutrientes requeridos pelos microrganismos, pois é agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição anaeróbia. Uma digestão anaeróbia que apresenta um elevado teor de sólidos pode estar relacionada a um baixo teor de umidade, o que limita o transporte de massa, assim causando pouca penetração, difusão e distribuição dos microrganismos no substrato. A fração orgânica dos resíduos putrescíveis dos RSU apresenta umidade de 80% (SILVA *et al.*, 2020; LOPES *et al.*, 2002).

Gueri *et al.* (2018a) observaram com resíduos alimentares produção de metano de  $0,525 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$ , valores de produção específica de metano acima dos produzidos com resíduos de cervejaria e esterco bovino, de  $0,316 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$  e  $0,24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg SV}^{-1}$ , respectivamente, demonstrando o potencial que este substrato tem na digestão anaeróbia.

O desempenho da digestão anaeróbia é influenciado por uma combinação de diferentes fatores, sendo a característica e a cinética microbiana de degradação de substrato os mais importantes. A atividade enzimática hidrolítica pode ser influenciada pelo pH e temperatura, mas a taxa e extensão da hidrólise de um substrato específico também está ligada à composição química dele, ou seja, à biodegradabilidade e à disponibilidade.

O termo biodegradabilidade é aplicado para expressar a quantidade de material que pode ser biologicamente convertido em metano pelo processo de digestão anaeróbia. Os materiais orgânicos complexos podem variar de compostos não biodegradáveis em condições anaeróbias, como lignina e queratina, a compostos mais facilmente biodegradáveis, como amido e a maioria das proteínas. Alguns compostos biodegradáveis podem apresentar uma taxa de degradabilidade menor, uma vez que são incorporados em estruturas complexas e de difícil

hidrólise, como a lignocelulose ou as paredes das células microbianas. Substratos compostos de grandes partículas são lentamente digeridos devido à grande área superficial (CARLSSON *et al.*, 2012).

Tabela 3 - Reatores anaeróbios, configuração e eficiência

Substrato	Configuração	Teor de ST no Substrato (%)	Remoção de SV (%)	Biogás	Metano	Referência
FORSU	Batelada Termofílico (55 °C) Via Seca Um Estágio	87	79,5	78,9 ml L <sup>-1</sup>	45%	FOSTER-CARNEIRO <i>et al.</i> (2007)
FORSU	Contínuo Mesofílico (36 °C) Via Seca Dois Estágios	48	--	463 ml L <sup>-1</sup>	60%	ZHANG <i>et al.</i> (2012)
FORSU + Resíduos de Abatedouro	Contínuo Mesofílico (34 °C) Via Seca Um Estágio	43	70	5.000 ml L <sup>-1</sup>	66%	CUETOS <i>et al.</i> (2008)
		23	65	2.000 ml L <sup>-1</sup>	64%	
Resíduos de Frutas e Vegetais	Mesofílico (34 °C) Via Úmida Dois Estágios	12	83	77.000 ml L <sup>-1</sup>	55%	GANESH <i>et al.</i> (2014)
FORSU + Esterco	Contínuo Termofílico (55 °C) Via Úmida Um Estágio		69-74	630 ml L <sup>-1</sup>	74%	HARTMANN; AHRING (2005)
FORSU	Batelada Mesofílico (30 °C) Via Úmida Um Estágio	16	26,1	423 L kg <sup>-1</sup>	273 L kg <sup>-1</sup>	DONG; YONGMING (2010)
		13,5	35,8	427 L kg <sup>-1</sup>	283 L kg <sup>-1</sup>	
FORSU	Via Úmida Um Estágio	11	41,8	478 L kg <sup>-1</sup>	314 L kg <sup>-1</sup>	FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ; ROMERO (2012)
	Contínuo Mesofílico (35 °C) Via Seca Um Estágio	20	82-83	0,5 L/ L reator	40 L CH <sub>4</sub> / L reator	
FORSU + Resíduos de Frutas e Vegetais	Batelada Mesofílico (35 °C) Via Seco Um Estágio	19	54,6	494 mL g <sup>-1</sup>	397 mL g <sup>-1</sup>	PAVI <i>et al.</i> (2017)
FORSU + Óleo Vegetal	Contínua Mesofílica (37 °C) Via Seca Um Estágio	29	51	2,0 m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV	0,699 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> SV	PONSÁ; SÁNCHEZ (2011)
FORSU + Gordura, óleo e resíduos de graxa	Termofílico (55 °C)	17	73	0,7 m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV	0,49 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> SV	MARTÍN-GONZÁLEZ; VICENT (2011)

Fonte: O autor.

Souza *et al.* (2019) analisaram o digestato proveniente da co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares e grama, com foco no teor de sólidos e pH. Para realização do experimento

foram utilizados digestores de um litro mantidos sob temperatura de 34 a 38 °C durante 21 dias. Os autores utilizaram uma proporção de 2:1 de resíduos alimentares em relação à grama e constataram elevado potencial digerível desses, com remoção de SV acima de 90%.

Teixeira *et al.* (2019) realizaram a co-digestão de borra de café e resíduos orgânicos em diferentes proporções, em temperatura de 35°C. Do material a ser digerido a borra de café e os resíduos orgânicos apresentaram um potencial digerível de 82% e 94%, respectivamente. Como resultados, os melhores desempenhos foram obtidos para os reatores com uma proporção de 75% e 25% de resíduos orgânicos, que alcançaram potencial de produção de biogás de 571 NmL/gSTV e 629 NmL/gSTV, respectivamente, com remoções de ST, STV e DQO acima de 70%. Gueri *et al.* (2018a) avaliaram o potencial bioquímico de geração de metano de resíduos alimentares em reatores anaeróbios de bancada e observaram que substratos com teor de SV de 130 g SV kg<sup>-1</sup> e NTK de 23,6 g L<sup>-1</sup> apresentaram produção de metano de 0,311 Nm<sup>3</sup> kg SV r<sup>-1</sup>.

### 3.2.4 Características operacionais dos reatores anaeróbios para tratamento da FORSU

Os reatores anaeróbios podem ser classificados com relação ao teor de umidade em via seca e via úmida, regime alimentação em batelada, contínuo e semicontínuo, temperatura de operação (mesofílico e termofílico), agitação e separação física das fases (uma fase e duas fases). Cada classificação será detalhada a seguir.

#### 3.2.4.1 Teor de umidade

Os reatores que realizam o processo de digestão anaeróbia de substratos sólidos são classificados de acordo com a concentração de sólidos totais e umidade com que operam. Podem ser utilizados reatores de via úmida e seca, que operam com as faixas de 3% a 15% e 25% a 50% de sólidos totais, respectivamente (LINHARES *et al.*, 2017). Não existe um consenso sobre dos valores exatos que delimitam as duas vias, geralmente substratos com teores de ST >20% caracterizam uma digestão anaeróbia por via seca (alto teor de sólidos), em contrapartida um teor de ST <15% uma digestão anaeróbia via úmida (baixo teor de sólidos) (WANG *et al.*, 2018a; BI *et al.*, 2020).

A digestão via seca é susceptível ao acúmulo de substâncias como o nitrogênio amoniacal e os AOV (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; BI *et al.*, 2020). Apesar disso, a digestão anaeróbia por essa via apresenta muitas vantagens, como a utilização de reatores com menores volumes, não necessita de pré-tratamento do substrato orgânico, não dispõem de

problemas relacionados a sedimentação (geração de espuma ou crosta na interface do reator), além de não necessitar de agitação mecânica interna (CHIUMENTI *et al.*, 2018). Segundo Migliori *et al.* (2019), a digestão anaeróbia via seca é mais conveniente que a por via úmida, pois ocorre maior produção de biogás por unidade de resíduo sem aplicação de gastos de energia, isso porque utiliza menos água.

Processos anaeróbios que operam por via úmida apresentam dados e estudos literários mais consolidados. O conhecimento técnico sobre essa via contribui para um melhor funcionamento do processo de digestão anaeróbia aplicado no tratamento dos resíduos orgânicos (ROCAMORA *et al.*, 2020; BI *et al.*, 2020). A via úmida aplicada na digestão anaeróbia, apesar de demandar mais energia, oferece vantagens em relação ao bombeamento e mistura da matéria-prima, reduzindo os custos de instalação e manutenção da planta (MIGLIORI *et al.*, 2019).

Migliori *et al.* (2019) avaliaram o desempenho do processo de digestão anaeróbia em reatores de via úmida com alimentação contínua e reator em batelada via seca em temperatura na faixa termofílica de 55°C e concluíram que ambas as configurações estudadas têm potencial de aplicação no tratamento da FORSU, além de gerar biogás de alta qualidade. Além disso, os resultados mostraram que em condições otimizadas, o processo à via seca pode ser uma alternativa para aplicação industrial no tratamento da FORSU, sem perder a eficiência na produção de biogás.

#### 3.2.4.2 Regime de alimentação

A forma de alimentação do reator é influenciada pela disponibilidade do substrato. O período de armazenamento da biomassa no interior do digestor é importante e deve ser evitado por longos períodos. O digestor anaeróbio pode operar com diferentes regimes de alimentação, os mais utilizados são sistemas em batelada e contínuo. A escolha será determinada de acordo com a disponibilidade do substrato e vai impactar na produção de biogás (LEITE, 2020; PRATAS, 2011).

A alimentação em batelada ocorre quando uma determinada quantidade de biomassa é introduzida e mantida no interior do reator por um determinado tempo, durante esta permanência ocorre a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos e a geração de biogás. A alimentação do reator pelo sistema contínuo ocorre de forma constante. A desvantagem desse regime de alimentação está relacionada a sua aplicação, principalmente a níveis industriais, pois para ser utilizado deve haver a construção de tanque de homogeneização que garanta vazão constante na entrada do reator (SOARES *et al.*, 2017)..

O regime de alimentação ideal para o tratamento da FORSU pode ocorrer de forma contínua. Na operação contínua, a alimentação com o material orgânico a ser tratado ocorre periodicamente e continuamente, assim como a saída do substrato já tratado (SOARES *et al.*, 2017).

#### 3.2.4.3 Temperatura de operação

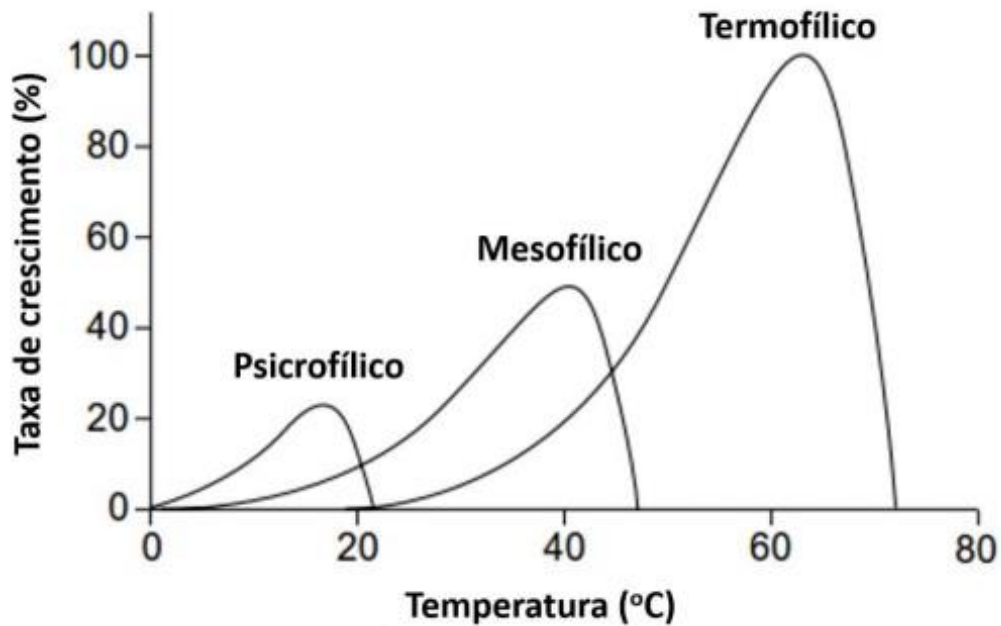
A temperatura é um dos principais parâmetros de influência no processo de digestão anaeróbia, uma vez que interfere na atividade de algumas enzimas e coenzimas que são excretadas no meio, conseqüentemente, interferindo na produção de biogás e na qualidade do biofertilizante (digestato) gerado. A velocidade do metabolismo das bactérias, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos, principalmente lipídios, são pontos críticos e muito influenciáveis pela temperatura na digestão anaeróbia (ANDRADE, 2018; ABBASI *et al.*, 2012).

As arqueas metanogênicas do grupo acetoclástico são as mais sensíveis ao aumento da temperatura. Este parâmetro tem efeito na pressão parcial de H<sub>2</sub> no reator, influenciando, assim, a cinética do metabolismo sintrófico, ou seja, as reações endotérmicas em condições padrões convertem o propionato em acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>, se tornando energeticamente mais favorável em uma temperatura elevada. Já o grupo de arqueas metanogênicas hidrogenotróficas (exotérmicas) se apresentam menos favorecidas em altas temperaturas (KUNZ *et al.*, 2019).

O metano é o principal composto encontrado no biogás e sua formação pode ocorrer em condições de temperaturas de 0 a 97°C. De acordo com Chernicharo (1997) dois grupos de microrganismos têm sido associados ao processo de digestão anaeróbia, são eles: os mesófilos e os termófilos (Figura 2). O aumento da temperatura apresenta benefícios, como aumento na solubilidade dos compostos orgânicos e das velocidades das reações bioquímicas no interior do reator (KUNZ e SAQIB, 2016).

Os microrganismos podem ser classificados como psicrófilos (0 a 20 °C), mesófilos (20 a 45 °C) e termófilos (45 a 70 °C). Para o adequado funcionamento da digestão anaeróbia os níveis de temperaturas adequadas são de 30 a 35 °C (mesofílica) ou 50 a 55 °C (termofílica), o processo que ocorre em condições mesofílicas se apresenta mais estável e gera menos custos (METCALF; EDDY, 2004).

Figura 2 - Taxa de desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos psicrófilicos, mesofílicos e termofílicos e suas respectivas temperaturas



Fonte: Lettinga *et al.* (2001) adaptado por Conte (2019).

#### 3.2.4.4 Agitação

Segundo Heyer *et al.* (2020), a condição fundamental para produção de biogás mais estável e eficiente é a aplicação de agitação do substrato. Diferentes agitadores mecânicos, como agitadores podem ser aplicados com o objetivo de homogeneizar o substrato. As vantagens da agitação na digestão anaeróbia são a utilização mais eficiente do reator evitando sedimentação do substrato, redução da produção de espuma, crostas ou formação de camadas flutuantes, redução de gradientes de pH e temperatura, facilita a liberação de materiais tóxicos e do biogás formado. A aplicação de agitação implica em alto gasto de energia, que pode variar de 8% a 58% do consumo para o funcionamento de um reator, também tem efeitos negativos na geração de flocos formados por microrganismos sintróficos.

#### 3.2.4.5 Separação física de fases

O processo de digestão anaeróbia de um único estágio e/ou fase se caracteriza por ocorrer em um único reator, onde todas as fases da digestão ocorrem unidas em sinergia na mesma unidade, por meio do equilíbrio das populações microbianas presentes (NIELSEN *et al.*, 2004; SCHIEVANO *et al.*, 2017).

A digestão anaeróbia de dois estágios, também conhecida como de duas fases, ocorre em dois reatores que operam interligados em série e separados fisicamente (GROVER *et al.*,



2001). Nesse sistema os reatores são divididos de acordo com a fase bioquímica da digestão anaeróbia, acidogênica e metanogênica.

O desenvolvimento do reator acidogênico é controlado para garantir o crescimento e proliferação de bactérias produtoras de ácidos, já o reator metanogênico recebe o produto do primeiro (AOV) e tem as condições ajustadas para otimizar o desenvolvimento e atividade das arqueas metanogênicas (SRISOWMEYA *et al.*, 2020; CREMONEZ *et al.*, 2021). O processo de digestão anaeróbia em dois estágios foi recentemente sugerido como uma opção para maximizar a quantidade de energia recuperável a partir de resíduos orgânicos biodegradáveis em relação a geração de hidrogênio e metano (LAVAGNOLO *et al.*, 2018).

### 3.2.5 Modelos de reatores para tratamento de FORSU

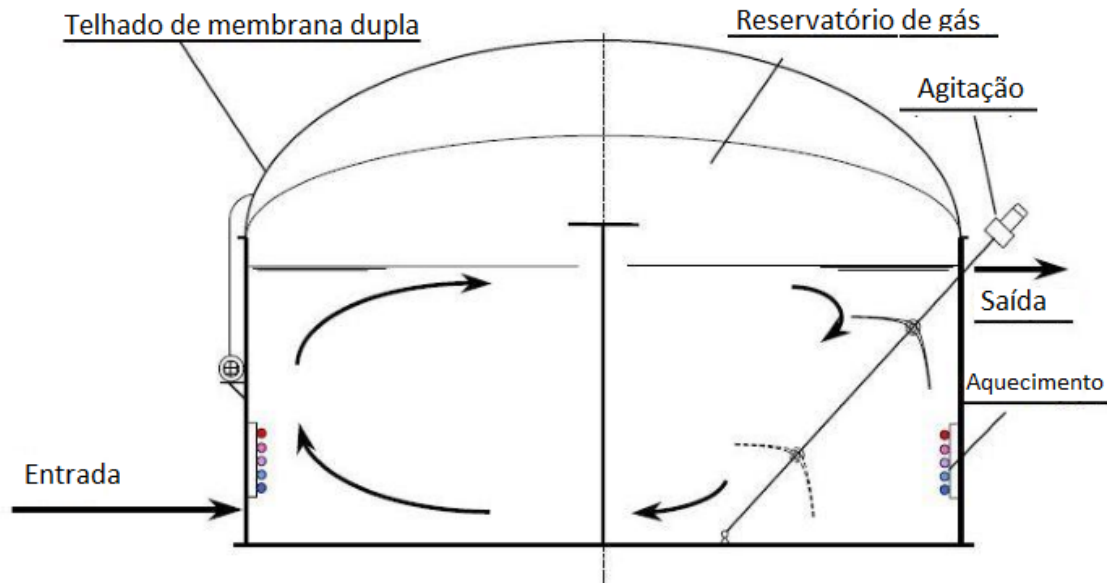
Os modelos de reatores anaeróbios podem apresentar configurações diferentes e, desta forma, afetar o processo de geração de metano, principalmente em termos de estabilidade e eficiência. Os reatores mais comumente usados na digestão anaeróbia da FORSU são reatores de mistura completa como os das empresas Kompogas, Dranco, Valorga e BHS (KUNZ *et al.*, 2019; QUEIROZ, 2020; KOTHARI *et al.*, 2014).

#### - Reatores CSTR

Os reatores de mistura completa CSTR (*Continuously Stirred Tank Reactor*) (Figura 3) suportam elevadas COV e se diferenciam dos demais por possuírem agitação constante, o que proporciona homogeneização completa do conteúdo no interior do reator. Na atualidade essa configuração de reator é a mais utilizada em plantas de biogás. Este modelo tem a capacidade de tratar diferentes substratos a partir da co-digestão com concentrações elevadas de sólidos (KUNZ *et al.*, 2019).

Amaral *et al.* (2019) citam que reatores CSTR permitem um melhor manuseio de sólidos e por meio da co-digestão aceleram a degradação, pois favorecem o aquecimento homogêneo da biomassa e a cinética de degradação, permitindo aumento da COV e aumento da produção de biogás, mas podem ser mais dispendiosos em relação a sua instalação e operação.

Figura 3 - Representação de um reator CSTR



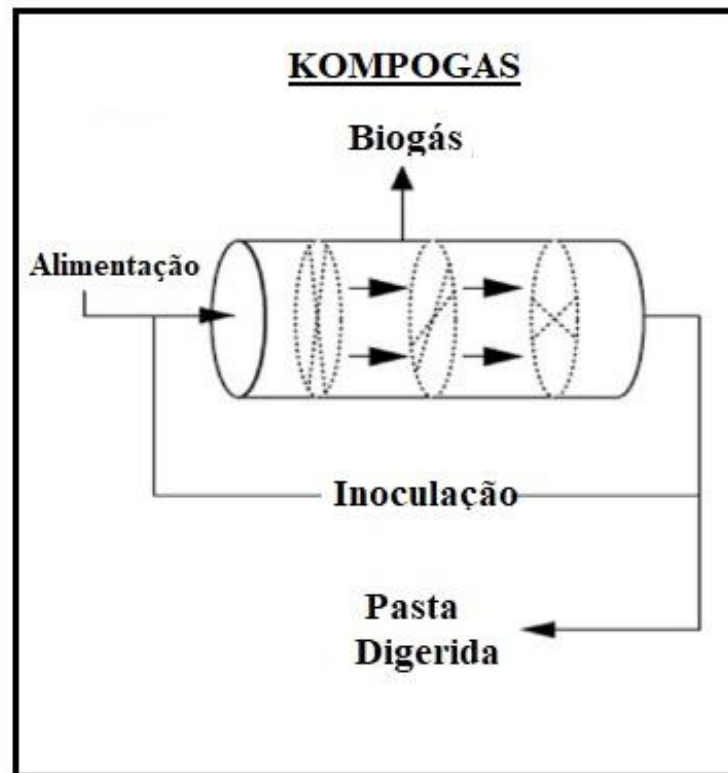
Fonte: Nursanto (2017).

A presença de um sistema de agitação pode proporcionar um custo maior para implantação e manutenção do reator, mas beneficia a transferência de calor no interior dele. Além disso ajuda a manter os sólidos em suspensão, auxiliando no contato entre matéria orgânica e microrganismos do processo. A temperatura constante gera uma maior capacidade de produção de biogás, uma vez que colabora com a estabilização do reator e manutenção da população de microrganismos (KUNZ *et al.*, 2019).

#### - Reatores com tecnologia Kompogas

A tecnologia Kompogas foi concebida por Schmid de Glattbrugg, na Suíça, na década de 1980. Nos reatores Kompogas (Figura 4) o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos ocorre pela digestão anaeróbia termofílica via seca. O processo de digestão anaeróbia ocorre quando o substrato se move de forma constante e horizontal no sistema pistonado à medida que a digestão prossegue, produzindo biogás. O teor mínimo de sólidos no interior do reator deve ser de 30%, evitando que a mistura do material ocorra no sentido longitudinal. O TDH ideal para este tipo de reator é em torno de 15 a 21 dias. A temperatura termofílica de aproximadamente 55 °C possibilita a higienização do material processado (VENDRIX, 2015; HITACHI ZOSEN, 2022; KOTHARI *et al.*, 2014).

Figura 4 - Tecnologia Kompostogas



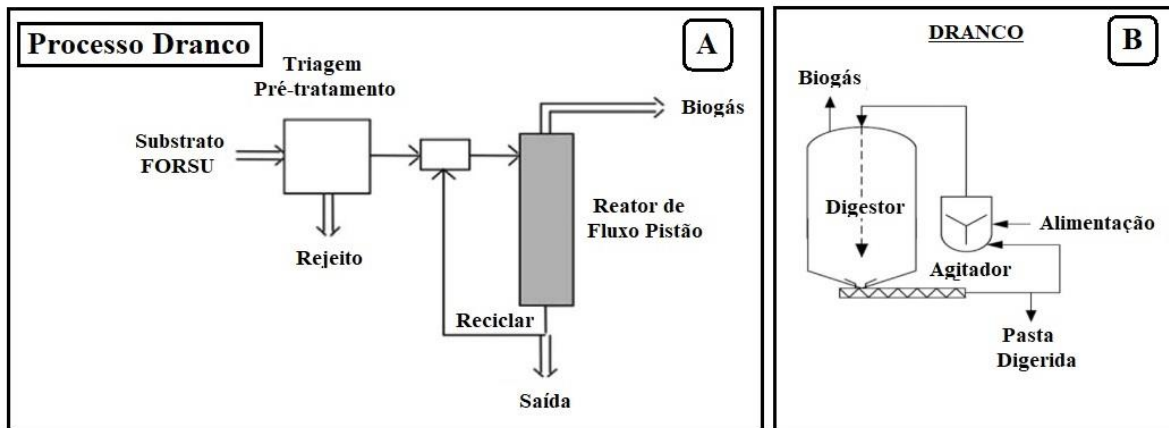
Fonte: Kothari *et al.* (2014).

#### - Reatores com tecnologia DRANCO

A tecnologia DRANCO (Dry Anaerobic Composting) (Figura 5A e 6B) foi patenteada pela empresa belga Organic Wastes Systems (OWS). Esse processo se caracteriza por ser um sistema de digestão anaeróbia de uma fase com alto teor de sólidos e é a tecnologia mais utilizada em países europeus para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos. O processo DRANCO ocorre em faixas de temperatura mesofílicas (35 a 40 °C) e termofílicas (48 a 57 °C) em TDH de 15 a 30 dias (SILVA, 2008).

No reator DRANCO o substrato entra pela parte superior e a matéria digerida (digestato) é coletada pela parte inferior. No interior do reator não há nenhum tipo de mistura ou agitação, a mistura do material a ser digerido ocorre fora do reator, ou seja, reutiliza o material digerido (digestato) e mistura com o substrato orgânico a cada nova alimentação. O teor total de sólidos neste tipo de reator varia de 30% a 40% (KOTHARI *et al.*, 2014).

Figura 5 - Diagrama de princípio do processo DRANCO (A) e Tecnologia DRANCO (B)



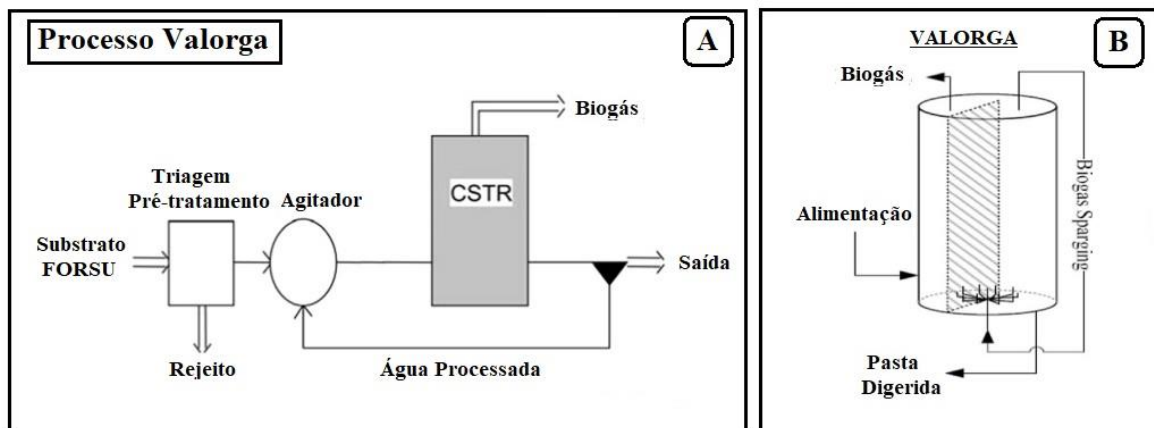
Fonte: Kothari *et al.* (2014).

#### - Reatores com tecnologia Valorga

A tecnologia de Valorga (Figura 6A e B) foi criada na França e utiliza via seca em temperaturas mesofílicas. Nesse processo a mistura dos resíduos com a água reciclada do processo é feita após o pré-tratamento. A água do processo é reciclada para obter o teor de sólidos desejado no interior reator, de cerca de 30%. Após atingir o teor de sólidos ideal, o afluente é bombeado para o reator. A mistura ocorre por agitação pneumática através do uso do próprio biogás produzido que é comprimido e injetado no reator (KOTHARI *et al.*, 2014).

Para propiciar uma mistura adequada e efetiva, o reator com tecnologia Valorga foi projetado com uma parede vertical posicionada na parte central do reator, dividindo-o em duas partes iguais. O reator com essa tecnologia não apresenta nenhum tipo de mecanismo de agitação e mistura mecânico, a mistura ocorre por meio de agitação pneumática, pela movimentação do substrato (ÁLVAREZ *et al.*, 2018).

Figura 6 - Diagrama de princípio do processo Valorga (A) e Tecnologia Valorga (B)



Fonte: Kothari *et al.* (2014).

### 3.3 BIOGÁS

O emprego do biogás para geração de energia vem sendo realizado no Brasil há pelo menos 40 anos. Sua aplicação como fonte de energia se iniciou na revolução verde nos anos de 1970. O biogás é amplamente conhecido, isso devido ao incentivo do mercado de créditos de carbono, que tem como objetivo a redução da emissão de metano, componente do biogás que tem como característica um alto teor poluidor, na atmosfera (KUNZ *et al.*, 2019).

O biogás é composto por uma mistura de gases combustíveis, como CH<sub>4</sub>, que representa um total de 60 a 70% da mistura, o CO<sub>2</sub>, com um total de 30 a 40%, além de apresentar traços de outros gases como: H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>. A geração de energia por meio do uso do biogás é economicamente viável, além disso pode contribuir para o saneamento rural (SILVEIRA *et al.*, 2018; COSTA SOTO, 2018).

A principal característica do biogás está relacionada ao seu alto poder combustível, com poder calorífico entre 5.000 a 7.000 kcal/m<sup>3</sup> (CERVI *et al.*, 2010). O teor de biogás gerado em um processo de digestão anaeróbia apresenta total relação com a quantidade e/ou qualidade do substrato e seu grau de diluição. O produto gerado da digestão anaeróbia pode ser aproveitado de diversas maneiras, podendo ser utilizado pela própria empresa produtora ou vendido e doado para uso externo. Além do aproveitamento energético, o biogás apresenta uma grande importância ambiental, pois é gerado de forma limpa sem proporcionar danos ao meio ambiente (CHENG *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2014).

Com a produção de biogás surge a preocupação na implantação de tecnologias adequadas para o tratamento deste com a finalidade de geração de um combustível com alta qualidade, para que assim, possa ser convertido em energia térmica, elétrica e até mesmo mecânica. Os processos de purificação e concentração de biometano do biogás são utilizados para melhorar o valor calorífico e remover possíveis contaminantes que podem afetar a qualidade do produto e a vida útil do sistema (OLIVEIRA *et al.*, 2018; KUNZ *et al.*, 2019).

O biogás rico em metano se caracteriza como um composto que é fonte de energia renovável, suas vantagens incluem o alto poder calorífico e aplicação flexível como aquecimento, produção de energia e combustíveis para transporte (XU *et al.*, 2021).

### 3.4 DIGESTATO

Durante o processo de digestão anaeróbia ocorre a geração de digestato, que é definido como um subproduto da digestão. Este composto pode se apresentar no estado sólido ou líquido, dependendo do tipo de tecnologia aplicada no processo. Além de seu estado físico, fatores como

a composição podem ser afetadas de acordo com o substrato empregado, tipo de inóculo, condições de operação do sistema de digestão anaeróbia e da configuração do reator (SIMON, 2020).

A qualidade do digestato e o seu potencial de utilização como fertilizante na agricultura é influenciado por fatores como composição do substrato utilizado na digestão anaeróbia, tipo de reator e tecnologia aplicada, eficiência no sistema de pré-tratamento da biomassa e do tratamento do próprio digestato. O digestato é rico em nitrogênio e fósforo e, uma vez que a maior parte dos compostos orgânicos foi degradada pelo processo de digestão anaeróbia, o seu uso agrícola ilimitado ou até mesmo inadequado pode tornar este efluente em um composto com elevado impacto ambiental. (KUNZ *et al.*, 2019).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo visa avaliar um digestor anaeróbio de bancada utilizado para tratar FORSU. O experimento foi realizado no Laboratório de Estudos de Meio Ambiente (LEMA) do Departamento de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

### 4.1 CONFIGURAÇÃO DO REATOR

O processo de digestão anaeróbia foi realizado em um reator da marca TECNAL<sup>®</sup> modelo N480D – V3.2X com volume total de 50 L e totalmente construído em inox (Figura 7B). As demais características estão apresentadas na Quadro 2.

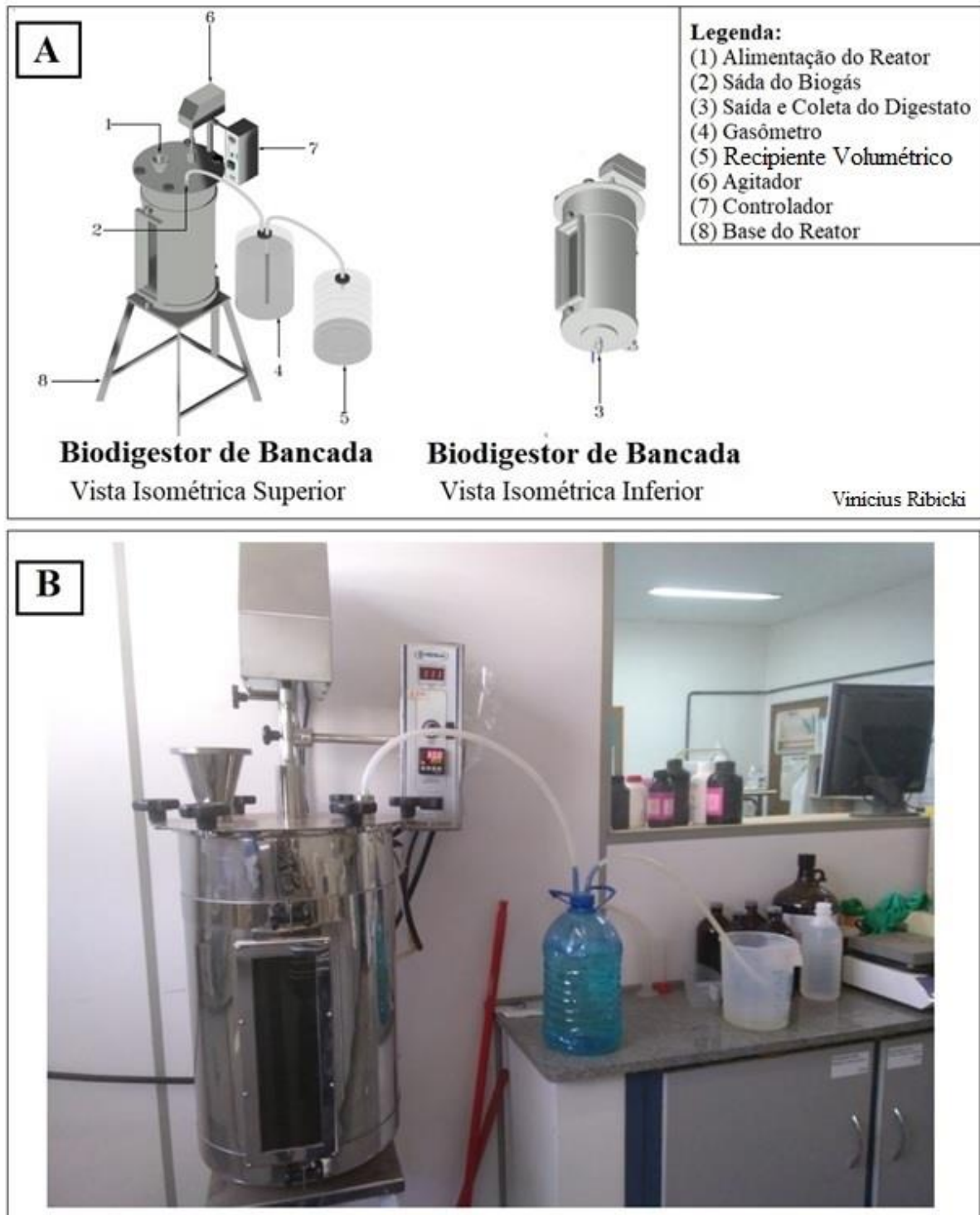
Quadro 2 - Dimensões do reator

PARÂMETROS	Medidas
Headspace	9,0 cm
Diâmetro Interno	34,5 cm
Diâmetro Externo	37,5cm
Espessura da Parede	1,5 cm
Altura	56,0 cm
Volume Total	50,0 L

Fonte: O autor.

O reator era composto por três aberturas, duas na parte superior da tampa e uma válvula de saída posicionada na parte inferior. As aberturas superiores foram usadas para alimentação do reator (1) e saída do biogás (2). O aparato experimental também continha o gasômetro (4), recipiente volumétrico (5), agitador (6) e controlador de temperatura e agitação (7). Na parte inferior havia uma abertura usada para coleta do digestato (3). O reator tinha um sistema de controle da agitação e temperatura. O sistema de agitação era formado por um eixo central dotado de pás em diferentes alturas e o aquecimento era feito através de resistência interna ligada a um termostato (Figuras 7A e B).

Figura 7 - Esquema (A) e foto (B) do reator utilizado



Fonte: O autor.

O reator estava acoplado a um gasômetro com volume de 10 L, composto por uma garrafa PET (polietileno tereftalato) preenchida com solução salina acidificada (pH 1,75) (25% NaCl + 3% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). A solução salina acidificada foi utilizada para se evitar a dissolução do CO<sub>2</sub> no líquido (BARANA, 2000). O volume de biogás total gerado era determinado medindo-



se o volume de solução deslocado e coletado em um recipiente graduado. Utilizou-se um reator de fluxo contínuo com agitação completa, que foi operado em via úmida e uma única fase. A temperatura manteve-se controlada à 30°C, com o auxílio de uma resistência interna ligada a um termostato. A escolha dessa temperatura foi feita a partir de observações de Nandi *et al.* (2020), que avaliaram temperaturas de 20°C a 45°C na digestão anaeróbia de esterco bovino e observaram que as maiores produções de biogás ocorreram na faixa entre 30°C e 40°C.

#### 4.2. MEDIÇÃO DE BIOGÁS E METANO

O volume de biogás produzido foi registrado diariamente, assim como o acompanhamento da temperatura e o intervalo de tempo entre as medições. A correção do volume para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP) foi calculada através da Equação 08, a mesma adaptada por AQUINO (2007) e desenvolvida por WALKER (2009).

$$\frac{P_a \cdot V_a}{T_a + 273,15} = \frac{P_{CNTP} \cdot V_{CNTP}}{T_{CNTP}} \quad (08)$$

Onde:

Pa: Pressão atmosférica à qual o reator é submetido (mm Hg);

Va: Volume de biogás (ou metano/hidrogênio) nas condições do ensaio (mL);

Ta: Temperatura à qual o reator é submetido (°C);

PCNTP: Pressão atmosférica nas CNTP (730 mm Hg);

VCNTP: Volume de biogás (ou metano/hidrogênio) nas CNTP (mL);

TCNTP: Temperatura na CNTP (°C).

A determinação da concentração de metano foi realizada diariamente utilizando-se um kit de análise de biogás da Alfakit® (LEITE *et al.*, 2021). No Alfakit a determinação do teor de metano é feita baseando-se no princípio de Orsat, que utiliza soluções absorvedoras de CO<sub>2</sub>, como de NaOH, e, assim, considera-se a diferença como sendo CH<sub>4</sub>.

#### 4.3. INÓCULO E PARTIDA DO REATOR

O inóculo e o substrato utilizado neste experimento foram fornecidos pela UTB da Prefeitura Municipal de Ponta Grossa, que é operada pela Ponta Grossa Ambiental, empresa do Grupo Philus Engenharia, que também faz a coleta seletiva de resíduos orgânicos no município. Quando chega na UTB a FORSU passa primeiro por um processo de seleção para remoção de

contaminantes ao processo, como plásticos e vidros. Depois é triturada e homogeneizada em um tanque de equalização, de onde é conduzida para dois digestores anaeróbios que atuam em paralelo (Figura 8). O biogás gerado na UTB é utilizado para geração de energia que é fornecida para alguns prédios públicos municipais.

Figura 8 - Usina Termoeletrica a Biogás



Fonte: O autor (2021).

Para iniciar o processo utilizou-se como inóculo 34 L de digestato proveniente do digestor anaeróbio da UTB adicionado de 16 L de água com a finalidade de se acelerar o processo de estabilização do inóculo, usando como controle a relação FOS/TAC. Segundo Lili *et al.* (2011), a relação FOS/TAC ótima para a digestão anaeróbia é 0,3.

#### 4.4 OPERAÇÃO DO REATOR

Após 12 dias da adição do inóculo a relação FOS/TAC apresentou valor igual a 0,3 e, então, o digestor considerado apto a receber substrato (Lili *et al.*, 2011). A partir daí iniciou-se a alimentação conforme fluxograma apresentado na Figura 9. Os valores de COV utilizados foram calculados para que, ao final do processo, se chegasse à mesma carga e TDH empregados na UTB, de 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente. As medidas corretivas para se tentar manter a relação FOS/TAC em 0,3, foram escolhidas para que se tivesse uma operação mais sustentável, de baixo custo e sem a necessidade da adição de reagentes. Dessa maneira, a cada aumento observado na relação FOS/TAC, optou-se por parar a alimentação, até que a mesma baixasse para 0,3.

A alimentação era feita manualmente pela mangueira de entrada do substrato na parte superior do reator. Antes de realizar a alimentação fazia-se a coleta do digestato pela parte inferior do mesmo para as análises necessárias.

O TDH de cada fase foi determinado empregando a Equação 08.

$$TDH \text{ (dias)} = \frac{V_{\text{útil}}}{Q} \quad (09)$$

Onde:

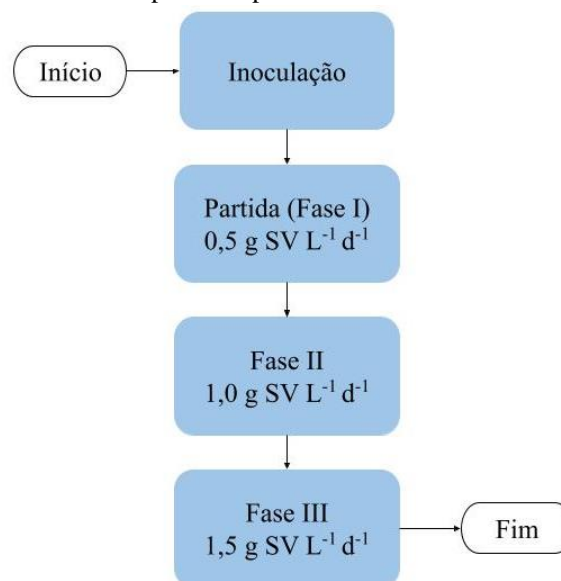
$V_{\text{útil}}$ : Volume Útil do Reator (L);

$Q$ : Vazão de Alimentação (L d<sup>-1</sup>).

O substrato utilizado neste experimento, FORSU, era coletado no tanque de equalização da UTB, acondicionado em baldes de 5 kg, transportado imediatamente para a UEPG, fracionado em sacos plásticos e armazenado a -18°C até o momento de uso. No dia anterior à alimentação o substrato era mantido em geladeira a 5°C, para que fosse descongelado. No momento da alimentação era novamente triturado para, então, ser adicionado ao reator.

Durante o desenvolvimento desta pesquisa foram utilizados três lotes de FORSU coletados em diferentes datas. O primeiro lote foi utilizado nas Fases I, II e nos dez primeiros dias da Fase III.

Figura 9 - Fluxograma simplificado das etapas do experimento do reator de bancada



Fonte: O autor.

O SV/ST dos lotes foi calculado por meio da Equação 10, a partir do teor de ST e SV dos substratos coletados.

$$SV/ST (\%) = \frac{CSV_{(sub.)} \times 100}{CST_{(sub.)}} \quad (10)$$

Onde:

$CSV_{(sub.)}$ : Concentração de Sólidos Voláteis do Substrato ( $g Kg^{-1}$ );

$CST_{(sub.)}$ : Concentração de Sólidos Totais do Substrato ( $g Kg^{-1}$ ).

Após o período de adaptação do inóculo deu-se início à partida do sistema em regime de alimentação contínua. Para tanto, utilizou-se COV inicial de  $0,5 g SV L^{-1} d^{-1}$  (Partida Fase I), após a estabilização por meio da relação FOS/TAC, a COV foi sucessivamente aumentada para  $1,0 g SV L^{-1} d^{-1}$  (Fase II) e  $1,5 g SV L^{-1} d^{-1}$  (Fase III) (Tabela 4). Considerou-se cada fase como estabilizada quando a relação FOS/TAC era igual a 0,3 (Lili *et al.*, 2011).

Tabela 4 - Tempo de operação da digestão anaeróbia

Fases	Q ( $Kg_{Resíduo} d^{-1}$ )	Amostragem	COV	Dias de Operação	TDH (dias)
I	0,2	n=1	$0,5 g SV L^{-1} d^{-1}$	4	250
II	0,4	n=1	$1,0 g SV L^{-1} d^{-1}$	10	125
III	$0,6 \pm 0,04$	n=3	$1,5 g SV L^{-1} d^{-1}$	126	62

Onde: Q = Vazão; COV = Carga Orgânica Volumétrica; TDH = Tempo de Detenção Hidráulica.

Fonte: O autor.

-Cálculo para determinação da quantidade de FORSU a ser adicionada no reator

A quantidade de FORSU que deveria ser inserida no reator foi calculada em função da COV desejada, a partir da Equação 11:

$$Q = \frac{COV_{(Desejada)} \times V_{\text{útil}}}{CSV_{(sub.)}} \quad (11)$$

Onde:

Q: Vazão do substrato a ser adicionado no reator ( $Kg d^{-1}$ );

$COV_{(Desejada)}$ : COV desejada para o processo de digestão anaeróbia ( $g SV L^{-1} d^{-1}$ );

$V_{\text{útil}}$ : Volume Útil do Reator (L);

$CSV_{(sub.)}$ : Concentração de Sólidos Voláteis do Substrato ( $g SV L^{-1}$ ).

#### 4.5 ESTRATÉGIAS PARA CONTROLE DA RELAÇÃO FOS/TAC

No momento em que a COV foi aumentada para 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Fase III) foram utilizadas duas estratégias para se tentar manter a relação FOS/TAC do reator dentro dos níveis indicados, 0,3. Nos primeiros 52 dias da Fase III, quando essa relação chegava a valores acima de 0,6, a alimentação era interrompida até que os valores baixassem para 0,3-0,4, que, segundo LILI *et al.* (2011) são valores considerados ideais para uma digestão anaeróbia segura. Já nos últimos 74 dias da Fase III optou-se por não interromper a alimentação quando FOS/TAC caia para 0,3, para se avaliar como se alteravam os demais parâmetros e poder se correlacionar FOS/TAC com teor de ácidos orgânicos e produção de metano.

#### 4.6 ANÁLISES DE ACOMPANHAMENTO

Para avaliação e controle do processo fez-se análises de teor de sólidos totais, sólidos totais voláteis, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal e FOS/TAC (Tabela 5). Durante o desenvolvimento deste trabalho foram usados três lotes de substrato, coletados em diferentes momentos e com diferentes teores de sólidos totais e voláteis. O monitoramento do processo era feito através das análises do digestato coletado diariamente, com exceção dos fins de semana. Foram realizadas análises físico-químicas.

Tabela 5 - Procedimentos de monitoramento do processo de digestão anaeróbia

Parâmetros	Método	Frequência	Referência
<b>Substrato</b>			
Sólidos Totais e Voláteis	Gravimétrico	A cada lote recebido	APHA (2005)
Nitrogênio Total	Kjeldahl	A cada lote recebido	APHA (2005)
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico	A cada lote recebido	APHA (2005)
<b>Digestato</b>			
Ácidos Orgânicos	HPLC	Semanalmente	PENTEADO (2012); TELES (2016)
FOS/TAC	Titulométrico	Diariamente	LILI <i>et al.</i> (2011)
Medição de Biogás	Deslocamento de volume de líquido	Diariamente	AQUINO <i>et al.</i> (2007) WALKER <i>et al.</i> (2009)
Medição de Metano	Alfakit – Orsat	Diariamente	ORSAT
Sólidos Totais e Voláteis	Gravimétrico	Semanalmente	APHA (2005)
Nitrogênio Total	Kjeldahl	Semanalmente	APHA (2005)
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico	Semanalmente	APHA (2005)

Fonte: O autor.

- Cálculo de eficiência de remoção de SV

Para calcular a eficiência de remoção de SV da massa digerida do processo foi empregada a Equação 12.

$$\text{Remoção de SV (\%)} = \frac{CSV_{(sub.)} - CSV_{(dig.)}}{CSV_{(sub.)}} \times 100 \quad (12)$$

Onde:

CSV<sub>(sub.)</sub>: Concentração de Sólidos Voláteis do Substrato (g Kg<sup>-1</sup>);

CSV<sub>(dig.)</sub>: Concentração de Sólidos Voláteis do Digestato (g Kg<sup>-1</sup>).

- Determinação dos ácidos orgânicos voláteis

A quantificação de ácidos orgânicos foi realizada por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) de acordo com metodologia adaptada de Penteadó (2012) e Teles (2016). Usou-se pré-coluna Cation-H (Bio-Rad®) seguida por uma coluna de exclusão iônica Aminex® HPX-87H (300 x. 7,8 mm) em condição isocrática. A fase móvel utilizada foi uma solução 3 mM de ácido sulfúrico, preparada com água ultrapura e filtrada em filtro de nylon de porosidade 0,45 µm. Utilizou-se detector ultravioleta com arranjo de diodo. O volume de injeção foi de 10 µL a um fluxo de 0,6 mL min<sup>-1</sup>. A coluna foi mantida a temperatura de 60°C e o detector a 35°C. As amostras foram previamente centrifugadas a 13.000 RPM por 7 minutos e filtradas em membrana de PVDF com porosidade de 0,22 µm.

Para identificação dos ácidos orgânicos foram utilizados padrões de ácido láctico, acético, propiônico, butírico e valérico, todos a 0,01%, 0,025%, 0,05%, 0,1%, 0,2%, 0,4%, 0,6%, 0,8% e 1,0% (Tabela 6). Através dos cromatogramas obtidos foi definida a equação da reta para cada um dos padrões, que foi utilizada para determinar a concentração de ácidos orgânicos presentes nas amostras.

Tabela 6 - Padrões de ácidos orgânicos

Padrão	Equação*	R <sup>2</sup>	Tempo de retenção (min.)
Ácido láctico	y=473,22x+33,499	0,997	12,91
Ácido acético	y=540,95x-33065	0,999	15,34
Ácido propiônico	y=490,89x-32853	0,999	17,94
Ácido butírico	y=464,3x-30018	0,999	21,40
Ácido valérico	y=426,69x-19142	0,999	29,70

Fonte: O autor. \*Onde: y=área; x=concentração do padrão.

- Cálculo de Relação Ácido Acético ou Ácido Propiônico/Ácido Orgânico Total

A Relação Ácido Acético ou Ácido Propiônico/Ácido Orgânico Total foi calculada por meio das Equações 13 e 14, respectivamente.

$$\text{Ácido Acé./Ácido Org. Total (\%)} = \frac{C_{(\text{ác. acé.})}}{C_{(\text{ác. lat.})}C_{(\text{ác. prop.})}C_{(\text{ác. but.})}C_{(\text{ác. val.})}} \times 100 \quad (13)$$

$$\text{Ácido Prop./Ácido Org. Total (\%)} = \frac{C_{(\text{ác. prop.})}}{C_{(\text{ác. lat.})}C_{(\text{ác. acé.})}C_{(\text{ác. but.})}C_{(\text{ác. val.})}} \times 100 \quad (14)$$

Onde:

$C_{(\text{ác. lat.})}$ : Concentração de Ácido Lático ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_{(\text{ác. acé.})}$ : Concentração de Ácido Acético ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_{(\text{ác. prop.})}$ : Concentração de Ácido Propiônico ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_{(\text{ác. but.})}$ : Concentração de Ácido Butírico ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_{(\text{ác. val.})}$ : Concentração de Ácido Valérico ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

#### 4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DE DADOS

A análise estatística dos dados foi efetuada utilizando o programa de linguagem intuitiva Statistic<sup>®</sup>, versão 14.0.4. Inicialmente foi realizado teste de normalidade dos resultados obtidos. Para avaliar a correlação entre as variáveis biogás, gás metano, remoção de SV, ácido acético e propiônico, FOS/TAC, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (entrada e saída), ST (entrada) e NTK (entrada), foi aplicada a Correlação de Pearson, onde este coeficiente é representado pela letra r e pode assumir valores entre -1 a 1. Quando r=1, a correlação é positiva, ou seja, as variáveis estão diretamente relacionadas (FIGUEIREDO FILHO; SILVA JÚNIOR, 2009).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 INÓCULO

#### 5.1.1 Caracterização e aclimação do inóculo

O teor de SV do inóculo recebido pela UTB foi de 11,9 g SV kg<sup>-1</sup> e a relação SV/ST indicaram que 71% do inóculo eram potencialmente digeríveis, como apresentado na tabela 7. De acordo com VDI 4630 (2006), valores de SV/ST superiores a 50% no inóculo indicam que este tem grande potencial de uso no processo de digestão anaeróbia.

Tabela 7 - Caracterização do Inóculo

pH	ST (g kg <sup>-1</sup> )	SV (g kg <sup>-1</sup> )	NTK (g kg <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	SV/ST (%)
7,81	16,7	11,9	1,6	0,112	71

Onde: ST = Sólidos Totais; SV = Sólidos Voláteis; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = Nitrogênio Amoniacal.

Fonte: O autor.

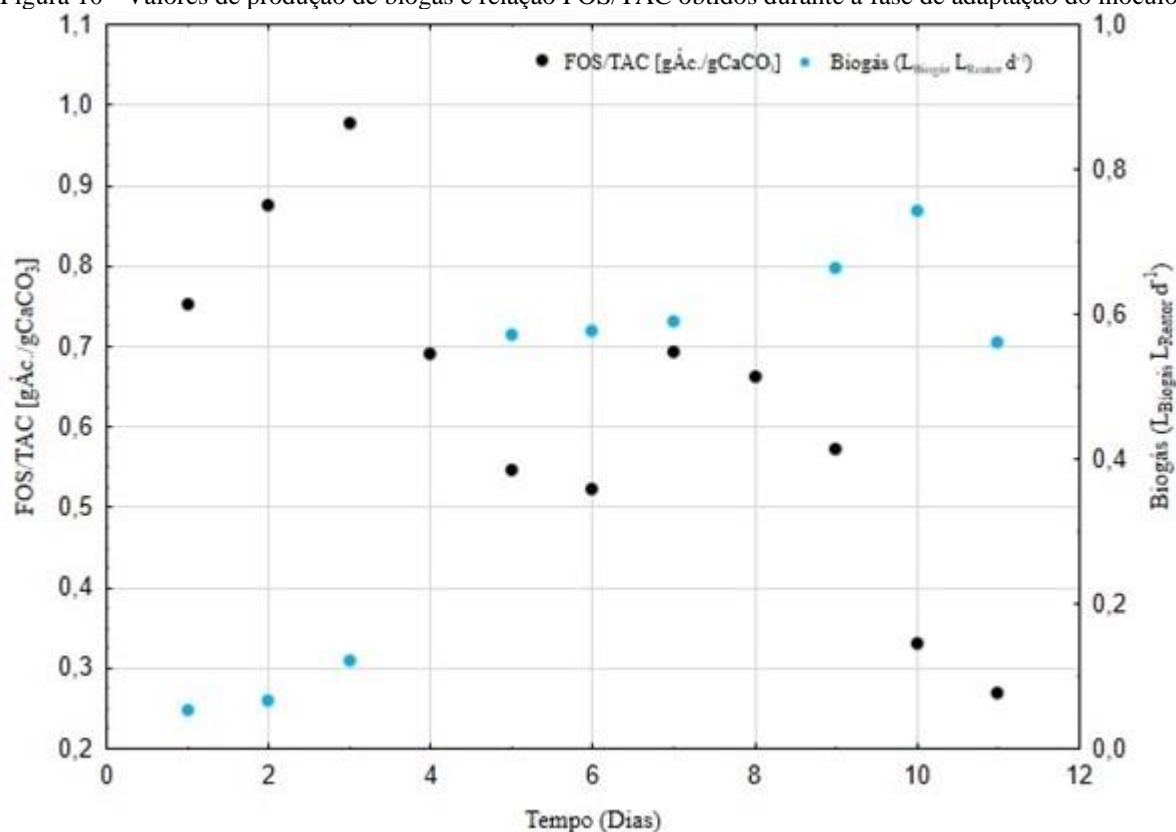
O inóculo utilizado no reator levou 12 dias para atingir uma condição de estabilidade. O inóculo foi considerado estável quando a relação FOS/TAC estava na faixa de 0,3-0,4 (LILI *et al.*, 2011). Durante esse período também foram avaliados os parâmetros pH e produção de biogás.

Observou-se que a produção de biogás ocorreu desde o primeiro dia de inoculação (Figura 10). O volume de biogás gerado diariamente foi inversamente proporcional ao FOS/TAC. Os valores de pH sofreram alterações variando de 6,71 a 7,63. Srisowmeya *et al.* (2020) citam que a faixa de pH ideal para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas deve estar entre 6,5 e 7,5, valores encontrados em quase todos os dias da fase de adaptação do inóculo.

A máxima produção de biogás aconteceu no décimo dia, com relação FOS/TAC de 0,3. Lili *et al.* (2011), observaram que, apesar de muitos autores sugerirem que valores de FOS/TAC entre 0,3 e 0,4 são considerados ideais para digestão anaeróbia, cada sistema tem seu próprio valor ótimo de FOS/TAC, que pode estar relacionado à qualidade do substrato em relação a biodisponibilidade de carbono. A importância da avaliação da alcalinidade representada pela relação FOS/TAC é significativa, pois alerta para uma possível sobrecarga orgânica. A relação FOS/TAC alta no reator, no início da inoculação, pode estar relacionada às mudanças de ambiente com o comprometimento das arqueas metanogênicas.



Figura 10 - Valores de produção de biogás e relação FOS/TAC obtidos durante a fase de adaptação do inóculo



Fonte: O autor.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Neste estudo foram utilizados três lotes de substrato, os quais foram coletados nos dias 27 de julho de 2021, 21 de outubro de 2021 e 02 de dezembro de 2021. Os teores de ST, SV, NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Teor de ST, SV, NTK, N-NH<sub>4</sub> e potencial digerível dos 3 lotes de substrato utilizados

Data de Coleta	Substrato	Parâmetros				
		ST (g kg <sup>-1</sup> )	SV (g kg <sup>-1</sup> )	NTK (g kg <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	SV/ST (%)
27/07/2021	Lote 1	144	132	4,06	0,63	92
21/10/2021	Lote 2	90	85	4,12	0,60	94
02/12/2021	Lote 3	72	63	3,30	0,30	87

Onde: ST = Sólidos Totais; SV = Sólidos Voláteis; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = Nitrogênio Amoniacal.

Fonte: O autor.

Os teores de SV no substrato 1, 2 e 3 foram de 132 g SV kg<sup>-1</sup>, 85 g SV kg<sup>-1</sup> e 63 g SV kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Estas diferenças se devem à falta de padrão dos resíduos coletados, que são provenientes de diversos estabelecimentos comerciais do município de Ponta Grossa, Paraná. A relação SV/ST dos substratos 1, 2 e 3 indicaram que 92%, 94% e 87%,

respectivamente, da fração de sólidos eram potencialmente digeríveis. Hartman e Ahring (2005) realizaram a caracterização de dois lotes de FORSU e obtiveram potencial digerível de 86,23% a 91%, além de concentração de NTK de 6,3 g kg<sup>-1</sup>. Os valores encontrados pelos autores estão próximos aos encontrados neste trabalho. Lavagnolo *et al.* (2018) realizaram a digestão anaeróbia com teor ST de 75%, o substrato utilizado apresentou SV/ST bem próximo do encontrado nesta pesquisa, com 90% (SV/ST).

Em relação aos teores de NTK, os substratos 1, 2 e 3 apresentaram valores de 4,06 g kg<sup>-1</sup>, 4,12 g kg<sup>-1</sup> e 3,3 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Di Maria *et al.* (2014) realizaram a co-digestão de resíduos de frutas e vegetais e encontraram teor de NTK e ST de 1,31 e 8,2 g Kg<sup>-1</sup>, respectivamente, com potencial digerível de 97,4%.

Hartmann e Ahring (2005) investigaram a digestão anaeróbia da FORSU em dois reatores termofílicos (55 °C) de digestão úmida. Foi realizada a co-digestão da FORSU com esterco bovino, com concentrações de FORSU que foram aumentando gradualmente, em TDH de 14 a 18 dias e COV de 3,3-4,0 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. A proporção inicial de FORSU:esterco foi de 50% (SV/SV), após seis meses esta razão de co-digestão foi aumentada para 100%. Os lotes de FORSU utilizados apresentaram potencial digerível (SV/ST) de 86,23% (lote 1) e 91% (lote 2), e 6,3 g Kg<sup>-1</sup> de NTK. O rendimento de biogás variou de 0,63 a 0,71 L<sup>-1</sup> g SV<sub>add.</sub> tanto na configuração de co-digestão quanto no tratamento de 100% de FORSU com recirculação do líquido do processo.

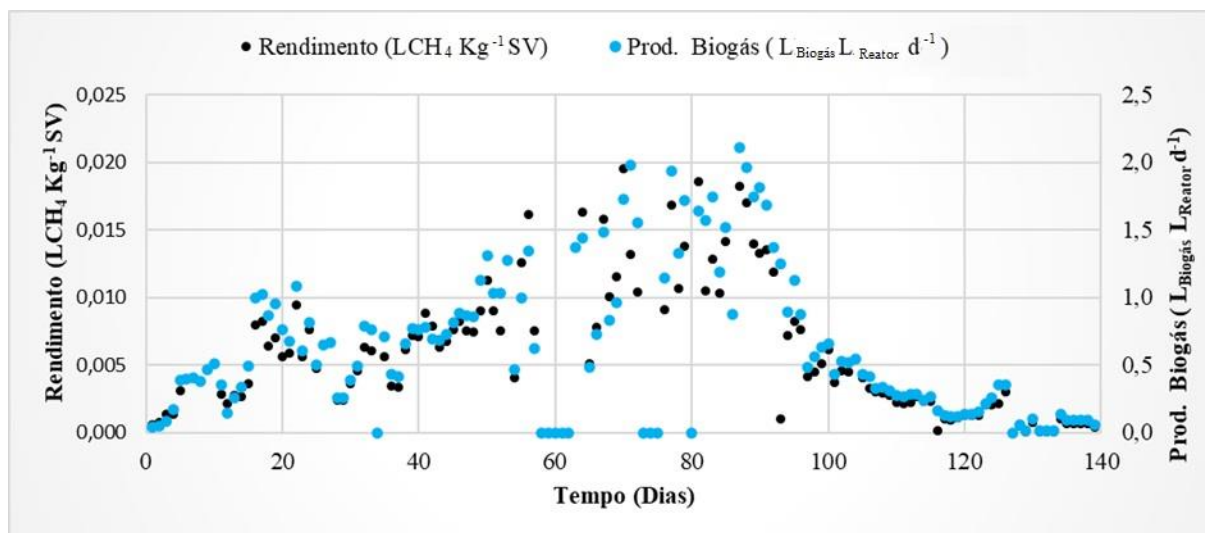
### 5.3 FASE I - PARTIDA DO REATOR (COV = 0,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)

Após a aclimatação do inóculo, comprovada através da análise da relação FOS/TAC próximo a 0,3 (LILI *et al.*, 2011), foi iniciada a partida do reator (Fase I). A Fase I durou 4 dias, no segundo dia nesta fase o índice de FOS/TAC chegou a 0,6 e no último dia de operação nesta COV (quarto dia) este índice caiu para 0,3, o pH do digestato oscilou entre 7,68 e 8,16, indicando que a faixa de pH estava adequada para o desenvolvimento da metanogênese, relacionado a amônia. Autores como Lee *et al.* (2009) citam que a metanogênese é mais eficiente em faixa de pH de 6,5 a 8,2. A eficiência relacionada à conversão do SV em gás apresentou média de 95±0,01% (Figura 12A), com produção média de biogás de 0,083±60 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reator</sub> d<sup>-1</sup> e teor de metano de 40% (Figura 11 e 12B e C), sendo constante durante os quatro dias de operação nesta condição.

Os valores de remoção de SV encontrados por Cuetos *et al.* (2008) divergiram dos encontrados nesta pesquisa na Fase I, onde os autores avaliaram a co-digestão anaeróbia

mesofílica de resíduos de abatedouro com FORSU e obtiveram remoção de SV de 65% a 70% e produção de metano de 64% a 66%.

Figura 11 – Gráfico de rendimento de gás metano por produtividade de biogás



Fonte: O autor.

Souza *et al.* (2021) avaliaram o teor de sólidos presente na massa co-digerida de resíduos orgânicos e grama e compararam a produção de biogás e a redução de matéria orgânica biodegradável. Seus resultados foram promissores, após concluída a co-digestão, o tratamento com proporção de 2:1 (grama:resíduos alimentares) apresentou resultados de produção máxima de biogás de  $1,8 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$ . Santos *et al.* (2018) realizaram ensaios com bagaço de laranja e inóculo, obtendo resultados eficientes em termos de produção, potencial e geração de metano. De acordo com os autores, o bagaço da laranja misturado com o inóculo apresentou um volume acumulado de biogás de  $1, \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$ . Já com inóculo sem a adição do bagaço da laranja houve volume acumulado de biogás de  $0,308 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$ .

A relação ácido acético/ácidos orgânicos totais encontrada no digestato durante a Fase I foi de 21% (mínima) e 37% (máxima). Em contrapartida, a relação ácido propiônico/ácidos orgânicos totais foi de 78% e 60% (Figura 13C), respectivamente, com FOS/TAC próximo a 0,6, indicando possível sobrecarga orgânica do sistema. O acúmulo de ácido propiônico nesta fase pode ter impactado na produção de metano, chegando à concentração de 40%. Durante o processo de partida a maior concentração de ácido acético foi de  $419 \text{ mg L}^{-1}$ , já o ácido predominante foi o propiônico com  $673 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 14A). Segundo Wang *et al.* (1999), concentrações de ácido propiônico maiores que  $900 \text{ mg L}^{-1}$  podem levar a inibição das arqueas metanogênicas no processo de digestão anaeróbia. Fang (2001) ressalta que o excesso de ácido

propiónico pode desestabilizar o processo de digestão anaeróbia levando a redução de gás metano. Devido à baixa taxa de conversão desse ácido em ácido acético, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, sua metanogênese ocorre de forma mais lenta, se comparada com os ácidos acético e butírico.

O teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no digestato analisado nesta pesquisa durante a partida do reator foi de 936 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 9 e Figura 13), já o pH se apresentou na faixa adequada durante todo o processo de partida, apresentando um valor máximo de 8,16. A toxicidade no processo de digestão anaeróbia proveniente de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal no material é comum. A presença de amônia e sua toxicidade relativa no interior do reator é dependente do pH e a configuração mais tóxica deste composto é dominante em valores de pH próximos a 8,0 (RAJAGOPAL *et al.*, 2013). Valores de pH elevado é indicativo de uma possível inibição do processo, pois a conversão do amônio a amônia é favorecida em ambiente alcalino.

Tabela 9 - Resultados de Nitrogênio total Kjeldahl, amoniacal, sólidos totais e voláteis do digestato nas diferentes COV

COV (g SV L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Parâmetros			
	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	ST (g Kg <sup>-1</sup> )	SV (g Kg <sup>-1</sup> )
0,5	1.244	936	9,37	5,88
1,0	1.510±0	986±0	5,95±0	5,91±0
1,5	1.357±676	950±409	6,92±7	5,37±5

Onde: COV = Carga Orgânica Volumétrica; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = Nitrogênio Amoniacal; ST = Sólidos Totais; SV = Sólidos Voláteis.

Fonte: O autor.

De modo geral, a etapa de partida do reator (Fase I), resultou em teores de ácido propiónico e nitrogênio amoniacal elevados, indicando que o reator poderia entrar em colapso. Apesar desses resultados influenciarem na produção e rendimento de biogás e gás metano, grande parte da matéria orgânica que estava entrando no reator era degradada e convertida em biogás. Logo que a relação FOS/TAC atingiu valor de 0,1, demonstrando que ocorreu a adaptação das arqueas metanogênicas ao substrato, foi determinando o fim da Fase I, de partida do reator, com duração de 4 dias, e deu-se início à Fase II, com COV de 1,0 g SV Kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

A etapa da metanogênese na digestão anaeróbia ocorreu de forma lenta, apesar do baixo índice de relação FOS/TAC no último dia de operação na Fase I (COV de 0,5 g SV Kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) os resultados iniciais da Fase II (COV de 1,0 g SV Kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) ainda refletem o comportamento da partida do reator. Os resultados da Fase I (partida) ficaram dentro do esperado, pois o inóculo empregado deu um adequado suporte para o processo e o TDH estava elevado.

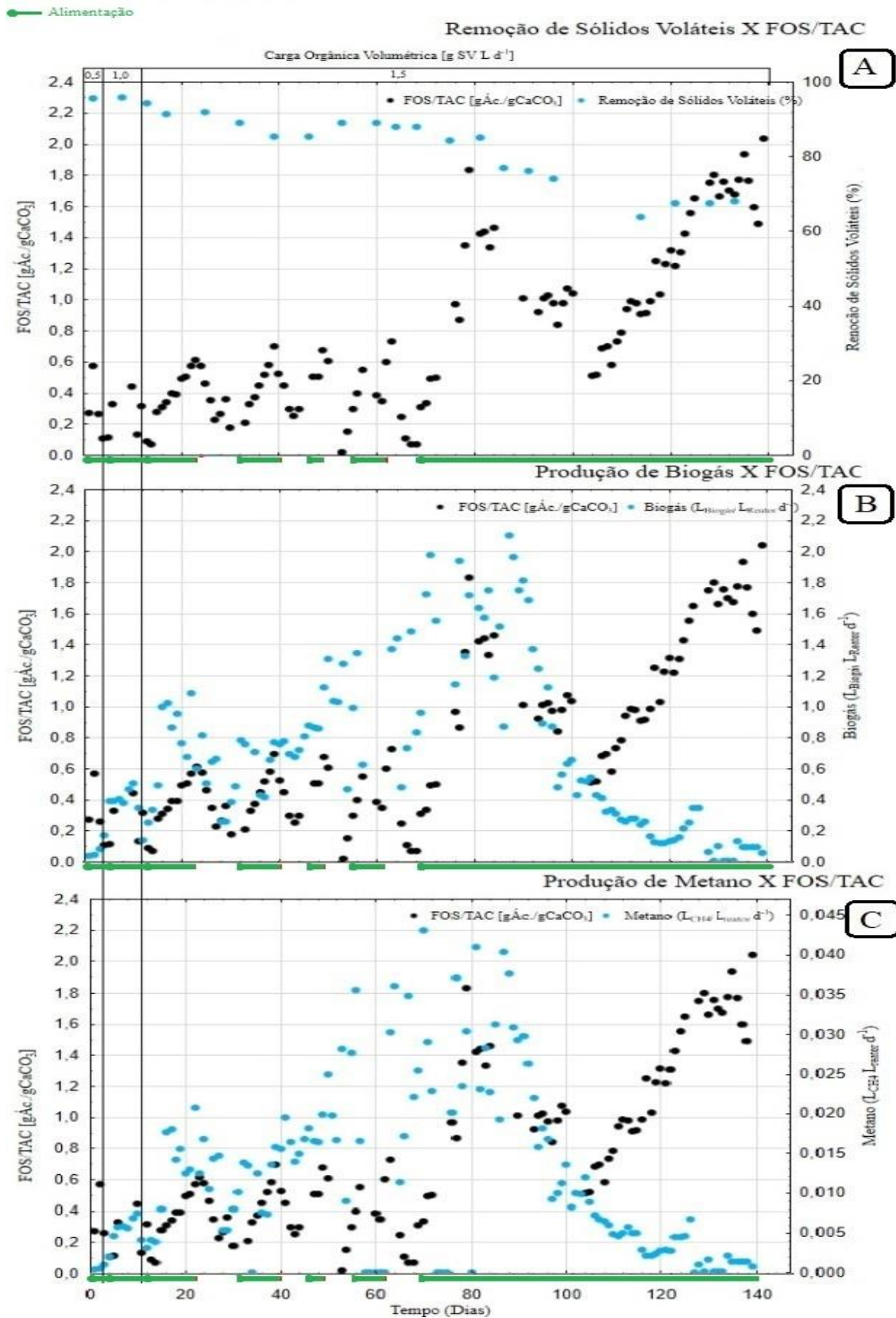
#### 5. 4 FASE II – COV = 1,0 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>

Na Fase II o reator foi alimentado com COV de 1,0 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> durante dez dias. O pH do digestato nesta fase variou entre 7,49 e 7,86, estando na faixa adequada para a ocorrência de metanogênese (RABII *et al.*, 2019). Foi perceptível que o pH durante os dez dias de operação apresentou pouca variação girando em torno de 7,49 a 7,86, indicando que na COV aplicada ocorreu a estabilidade do processo de digestão em relação a etapa de acidogênese, sugerindo a ausência de compostos inibitórios que podem ser gerados pela acidificação.

A eficiência na remoção de SV, ou seja, a conversão de matéria orgânica em biogás, foi de 94 e 95% (Figura 12A), com produção biogás de 0,25 e 0,47 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reator</sub> d<sup>-1</sup> e metano de 50 e 55%, respectivamente durante os dez dias de operação nesta condição. O rendimento de gás metano em relação a produtividade de biogás foi constante, ou seja, com o aumento na produção de biogás nesta fase o rendimento de gás metano foi equivalente. Os elevados percentuais de remoção de SV nesta pesquisa podem estar relacionados ao diâmetro da tubulação de coleta de digestato, pois esta restringiu que os sólidos presentes passassem gerando um filtro, desta forma a amostra coletada tenha uma característica mais líquida, não representando a amostra como um todo.

Valores similares de rendimento foram obtidos por Le Pera *et al.* (2021), principalmente em relação a remoção de SV e produção de metano. Os autores analisaram o desempenho de uma planta industrial que realizava o tratamento da FORSU por meio da digestão anaeróbia, com regime de alimentação contínua, via seca, temperatura de 40 °C, TDH de 22 dias e de um estágio. Os pesquisadores obtiveram produção média de 191 e 860 m<sup>3</sup> de biogás por tonelada de insumo orgânico e de sólidos voláteis totais, respectivamente, com teor médio de metano de 59%. Em contrapartida, a remoção de SV encontrada foi de 62%, caracterizando-se menor em relação à esta pesquisa.

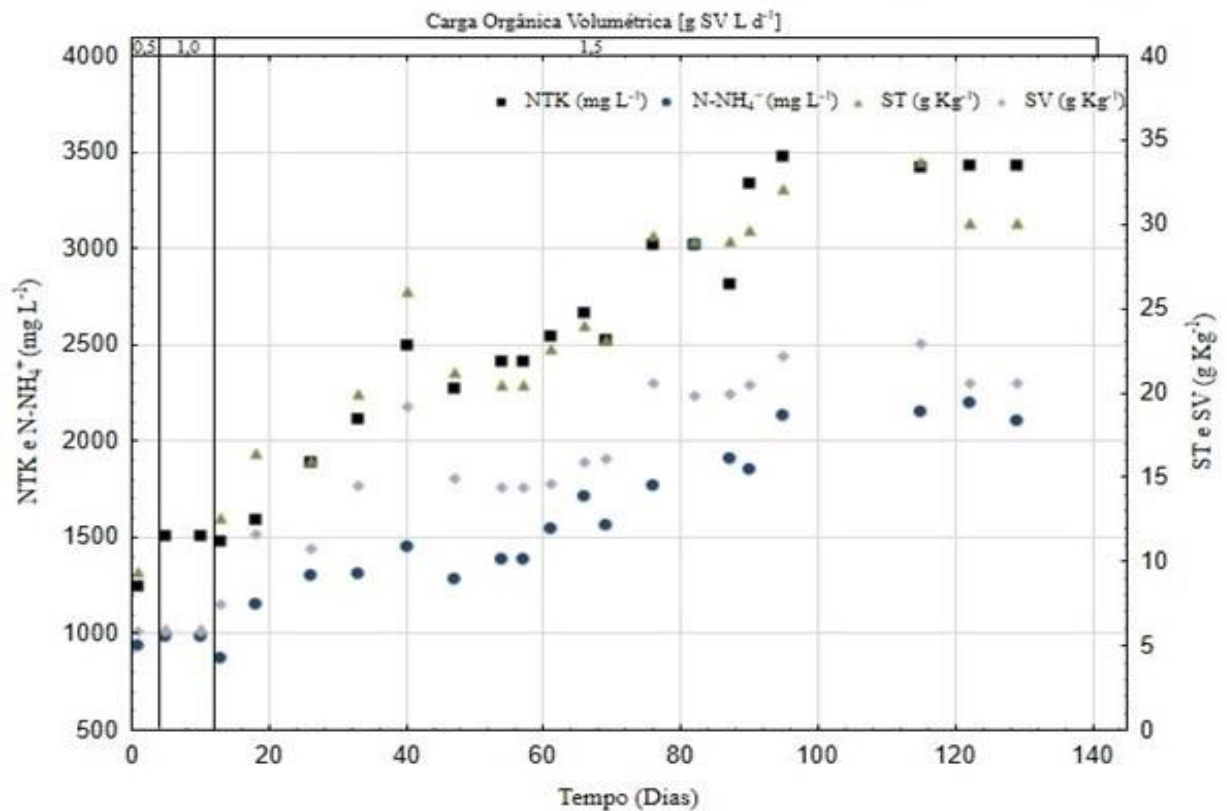
Figura 12 - Gráfico de remoção de sólidos voláteis, produção de metano e de biogás em relação ao FOS/TAC e cargas orgânicas aplicadas. (A) Avaliação da eficiência na remoção de SV X FOS/TAC, (B) Produção de metano X FOS/TAC e (C) Produção de Biogás X FOS/TAC



Fonte: O autor.

A relação ácido acético/ácidos orgânicos totais variou de 31% a 48%, assim como a relação ácido propiônico/ácidos orgânicos totais de 12 a 100% em um índice de relação FOS/TAC próximos a 0,3 e 0,1. No primeiro dia de operação da Fase II a relação ácido propiônico/ácidos orgânicos totais foi de 100% e ao longo da operação da Fase II esse percentual caiu para 12%. Já a relação ácido acético/ácidos orgânicos totais foi de 33, 47 e 30%. Analisando-se o volume de biogás produzido, 0,40, 0,50 e 0,14  $L_{\text{Biogás}} L_{\text{Reator}}^{-1} d^{-1}$ , e o teor de metano de 50, 50 e 75%, respectivamente dos mesmos dias, nota-se um aumento significativo na concentração de gás metano com a diminuição do percentual de ácido propiônico.

Figura 13 - Concentração de NTK,  $N-NH_4^+$ , ST e SV do digestato



Fonte: O autor.

O teor de NTK e  $N-NH_4^+$  no digestato analisado na Fase II foi de 1.510  $mg L^{-1}$  e 986  $mg L^{-1}$ , respectivamente, indicando que não ocorreu inibição pela presença de amônia (Sun *et al.*, 2016; Shi *et al.*, 2017). Quando a relação FOS/TAC atingiu valor de 0,06 demonstrando que as arqueas metanogênicas estavam adaptadas à COV de 1,0  $g SV L^{-1} d^{-1}$  (Fase II), deu-se início à fase III, com COV de 1,5  $g SV L^{-1} d^{-1}$ .

O valor de FOS/TAC não apresentou grandes variações durante esta fase, chegando a valor máximo de 0,4 no sexto dia de operação. A diminuição significativa no percentual de ácido propiônico no reator e o acúmulo de ácido acético pode ter se dado pela adaptação das arqueas metanogênicas durante esta fase. Durante a Fase II o ácido predominante foi o acético, com concentração média de  $304 \pm 282 \text{ mg L}^{-1}$ , seguido pelo butírico com  $274 \pm 443 \text{ mg L}^{-1}$  e propiônico com  $256 \pm 160 \text{ mg L}^{-1}$ .

### 5.5 FASE III – $\text{COV} = 1,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$

A Fase III foi avaliada durante 126 dias. Nos primeiros 52 dias o parâmetro que indicava estabilidade do processo foi apenas a relação FOS/TAC. Assim, quando essa relação chegava a valores acima de 0,6 a alimentação era interrompida até que os valores baixassem para 0,3-0,4, que, segundo LILI *et al.*, 2011, são valores considerados mais para uma digestão anaeróbia segura. Porém, após análise mais aprofundada nos dados optou-se por considerar outros parâmetros, como teor de ácidos orgânicos e produção de metano e, assim, a alimentação do reator foi mantida constante e diária durante os 74 dias restantes.

No primeiro dia da Fase III a relação FOS/TAC apresentou valor de 0,3. Após nove dias de alimentação sem interrupção a relação FOS/TAC chegou a 0,6 e a eficiência de remoção de SV caiu de 91% para 89%. A remoção de SV indica a conversão da FORSU em biogás. Assim, para se tentar o reequilíbrio do processo por conta do elevado índice de FOS/TAC, a alimentação foi interrompida, como indicado pela UTB. Mesmo com o aumento do FOS/TAC, os resultados obtidos nesta pesquisa foram melhores que os encontrados por El-Mashad e Zhang (2010), que trataram resíduos orgânicos em temperatura mesofílica com TDH de 30 dias e alcançaram remoção de SV de 82%.

Dos dias 15 ao 32 obteve-se produção decrescente de biogás de 1,1 a  $0,3 \text{ L}_{\text{Biogás}} \text{ L}_{\text{Reator}} \text{ d}^{-1}$ . A maior produção de metano se deu em FOS/TAC de 0,4 e 0,5. O comportamento do reator durante este período em relação a concentração de gás metano foi constante, com poucas variações, apresentando média de  $65 \pm 0,06\%$ . Os ácidos predominantes foram o butírico, acético e propiônico.

O ácido butírico atingiu valores de  $6546 \text{ mg L}^{-1}$ , em contrapartida, com a parada da alimentação, ocorreu o acúmulo de ácido acético no reator, com concentrações que variaram entre 1091 e 991  $\text{mg L}^{-1}$  e de ácido propiônico com valores de 962 e 692  $\text{mg L}^{-1}$ . As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  atingidas nestes dias da Fase III foram de 950 e 873  $\text{mg L}^{-1}$ .



Nos dias 33 ao 46 a relação FOS/TAC inicial foi de 0,2. Após sete dias a relação FOS/TAC atingiu valor de 0,7 a alimentação foi então interrompida. Durante este período a remoção de SV permaneceu estável em 85%. A produção máxima e mínima de biogás durante este período foi de 0,9 e 0,4  $L_{\text{Biogás}} L_{\text{Reator}}^{-1} d^{-1}$ , com concentrações de metano de 55 e 85%, respectivamente. O maior percentual de metano, de 85%, foi obtido com FOS/TAC de 0,5. Apesar dos altos valores de FOS/TAC, o percentual de metano se manteve acima de 50%, demonstrando que as arqueas metanogênicas estavam ativas.

Os ácidos predominantes nos dias 33 a 46 foram o valérico, acético, butírico e propiônico. O ácido valérico foi predominante, atingindo valores de 3.877 a 3.912  $mg L^{-1}$ . Outro ácido que se acumulou nessa etapa foi o ácido acético com valores entre 1.791 e 1.329  $mg L^{-1}$ . As concentrações de ácido butírico e propiônico variaram de 1060 a 867  $mg L^{-1}$  e 688 a 157  $mg L^{-1}$ , respectivamente. As concentrações de  $N-NH_4^+$  atingidas nestes dias foram de 1.155 a 1.300  $mg L^{-1}$ .

Nos dias 47 a 53 a relação FOS/TAC começou em 0,3, após dois dias de alimentação ininterrupta a relação chegou a 0,6 e a alimentação foi interrompida. Durante este período a remoção de SV foi de 89%. A produção máxima e mínima de biogás e concentração de metano durante este período foi de 1,3 e 0,9  $L_{\text{Biogás}} L_{\text{Reator}}^{-1} d^{-1}$  e 55 e 75%, respectivamente. A maior porcentagem de gás metano presente no biogás produzido foi encontrada no dia 53, que apresentou FOS/TAC de 0,02.

Os ácidos predominantes nos dias 47 a 65 foram o valérico e acético. As maiores concentrações de ácido valérico, 4.460  $mg L^{-1}$ , e acético, 2.725  $mg L^{-1}$ , foram encontradas com relação FOS/TAC de 0,7, indicando que a qualquer momento o reator poderia entrar em colapso. Apesar do alto teor de ácidos e do índice de FOS/TAC, a concentração de metano nesses dias ficou em torno de 60%, indicando que mesmo com uma grande concentração de ácidos, a conversão destes via metanogênese estava sendo efetiva. Já a concentração de  $N-NH_4^+$  atingida nestes dias foi de 1.312  $mg L^{-1}$ . Notou-se que o teor de nitrogênio amoniacal apresentou um comportamento crescente. Shi *et al.* (2017) observaram que teores de  $N-NH_4^+$  entre 1.500 e 7.000  $mg L^{-1}$  propiciam a inibição da fase metanogênica.

Wang *et al.* (2009) observaram em seus estudos que em concentrações de ácido acético e butírico de 2.400  $mg L^{-1}$  e 1.800  $mg L^{-1}$ , respectivamente, não houve inibição da fase metanogênica, já concentrações de ácido propiônico acima de 900  $mg L^{-1}$  afetaram consideravelmente a fase de metanogênese. Ácidos orgânicos como o butírico e valérico não são usados diretamente pelas arqueas metanogênicas, pois é necessário, primeiro, sua conversão a ácido acético, que é o principal precursor do gás metano (WANG *et al.*, 1999).

Após uma análise mais profunda dos dados, a partir do dia 65 decidiu-se pela alimentação contínua sem interrupção, independente da relação FOS/TAC, com a finalidade de se avaliar o comportamento do reator frente à COV de 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Essa avaliação durou 74 dias. Nesse período a eficiência na remoção de SV caiu de 88% para 68%, a produção de biogás caiu de 1,0 para 0,06 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reator</sub> d<sup>-1</sup> e a concentração de metano de 75% para 50%.

A redução na remoção de SV, produção de biogás e concentração de metano aconteceu devido ao acúmulo de ácidos no interior do reator, o que é demonstrado nos valores de FOS/TAC que chegaram próximos a 2,0.

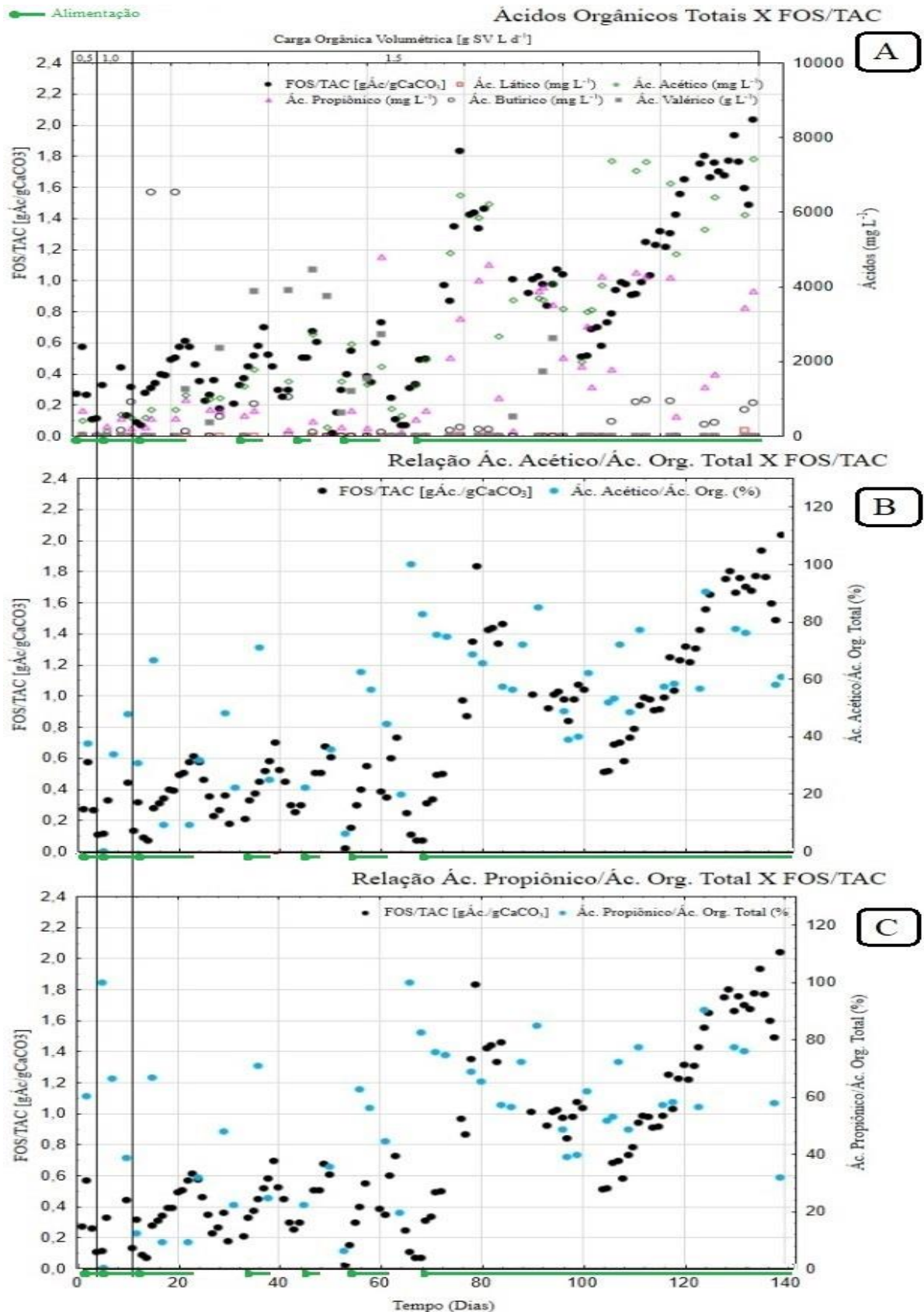
A partir do dia 65 até o fim do experimento os valores de remoção de SV se estabilizaram em 68%, os de produção de biogás em 0,06 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reator</sub> d<sup>-1</sup> e teor de metano em 50%. Ganesh *et al.* (2014), ao realizarem a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos com COV de 3,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> obtiveram remoção de SV de 85%, obtendo valor de remoção maior do que a encontrada nesta pesquisa.

Neste período a concentração de ácido acético aumentou consideravelmente, com percentuais entre 100 e 82 % em valores de FOS/TAC de 1,5 a 0,3, e concentração de metano entre 80 e 70 %, respectivamente. Esses dados mostram que as altas concentrações de AOV geraram um aumento considerável na relação FOS/TAC, mas a Fase III se manteve eficiente em relação a produção de biogás e percentual de metano gerado (LILI *et al.*, 2011).

A concentração de ácido acético neste período variou de 249 a 7.422 mg L<sup>-1</sup> e a de ácido propiônico de 0 a 4.596 mg L<sup>-1</sup>, indicando que o reator estava em processo de acidificação, isso também refletido na queda da eficiência na remoção de SV (68%).

O acúmulo de AOV no interior do reator pode prejudicar o processo e inibir as arqueas metanogênicas, em específico elevados teores de ácido propiônico, pois este proporciona um desequilíbrio entre as etapas metabólicas que conduzem o processo de digestão anaeróbia (KAZEMI *et al.*, 2020). Apesar do acúmulo de AOV na reta final da digestão anaeróbia e da baixa produção de biogás (0,06 L<sub>Biogás</sub> L<sub>Reator</sub> d<sup>-1</sup>), o percentual de metano no biogás gerado se estabilizou em 50% com remoção de SV de 68%, indicando que em altas concentrações de AOV o processo torna-se mais lento devido à sobrecarga orgânica.

Figura 14 - Comportamento do processo de digestão anaeróbia no reator de bancada. (A) Ácidos Orgânicos X FOS/TAC, (B) Relação Ác. Acético/Ác. Orgânico Total X FOS/TAC e (C) Relação Ác. Propiônico/Ác. Orgânico Total X FOS/TAC



Fonte: O autor.

No processo de digestão anaeróbia, as arqueas metanogênicas podem suportar concentração de 2.400 mg L<sup>-1</sup> de ácido acético e 900 mg L<sup>-1</sup> de ácido propiônico, valores maiores podem resultar na inibição significativa da metanogênese (GEBREEYESSUS; JENICEK, 2016). Yuan e Zhu (2016) citam que concentrações de ácido propiônico acima de 5.000 mg L<sup>-1</sup> em pH 7,0 afetam a metanogênese, resultando na diminuição da produção de gás metano. Por meio dessas afirmações nota-se que as concentrações de ácido acético, 7.422 mg L<sup>-1</sup>, e propiônico, 4.596 mg L<sup>-1</sup>, obtidas nos últimos dias de operação influenciaram diretamente na estabilidade do processo de digestão anaeróbia.

O acúmulo de AOV na COV de 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> revela o início de um possível processo inibitório, também sugerido pela redução do teor de biogás e do percentual de metano a partir desse período. No entanto, mesmo com o acúmulo de AOV, o pH manteve-se em uma faixa levemente alcalina de 7,20 a 8,14.

Os teores de nitrogênio amoniacal nos últimos dias de operação na COV 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> mostraram uma tendência crescente, como pode ser notado ao longo dos 126 dias da Fase III. O pH do digestato variou entre 7,27 e 8,28, e os teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram de 1.549 a 2.129 mg L<sup>-1</sup>. Apesar das altas concentrações encontradas, a digestão anaeróbia de FORSU pode suportar valores relativamente elevados sem influenciar no rendimento de biogás.

Os autores Akindele e Sartaj (2018) realizaram a digestão anaeróbia de FORSU preparada de maneira sintética e avaliaram o comportamento do processo por meio de diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal que variaram de 2.500 mg L<sup>-1</sup> (mínimo) a 10.000 mg L<sup>-1</sup> (máximo) nas faixas de pH de 7,5, 8,0 e 8,5. Os resultados obtidos no estudo mostraram que na menor concentração de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (na faixa de 7,50 a 7,65) a produção acumulada de biogás sofreu redução de 10% em relação ao controle já para a concentração mais alta a redução foi de 80%. Por meio desses dados os autores também concluíram que em teores de 2.500 mg L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a variação de pH não produziu efeitos consideráveis na produção de biogás.

Pesquisadores como Franke Whittle *et al.* (2014) realizaram a digestão anaeróbia em reator mesofílicos e termofílicos com o intuito de avaliar o impacto da variação de AOV nas comunidades metanogênicas. Como resultado dessa avaliação, mesmo com o aumento significativo nos teores de AOV, a produção de biogás permaneceu em níveis adequados.

Os diferentes TDH's e COV's aplicados nesta pesquisa apresentaram um comportamento similar ao encontrado por Salminen e Rentala (2002) que estudaram o efeito do TDH e COV no processo de digestão anaeróbia de resíduo provenientes do abate de aves. Os autores usaram um reator em escala de bancada com regime de alimentação contínua a

temperatura de 31°C, com diferentes TDHs e COV's. Como resultado os pesquisadores notaram que o desempenho do processo foi significativo e se tornou viável com uma COV de 0,8 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> com TDH de 50 e 100 dias, com rendimento de gás metano elevado 520 e 552 L<sub>CH<sub>4</sub></sub> Kg SV<sub>add.</sub>, respectivamente nestes TDH's. Já nas COV's de 1,0 e 2,1 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, em TDH's menores, na faixa de 25 a 13 dias, o processo indicou inibição por conta do acúmulo de AOV.

Apesar dos resíduos utilizados pelos pesquisadores anteriormente citados serem diferentes do aplicado nesta pesquisa, os resultados obtidos por Salminen e Rentala (2002) nos mostram o mesmo comportamento encontrado nas três COV's estudadas de 0,5, 1,0 e 1,5 g SV L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> nos TDH's de 250, 125 e 62 dias, respectivamente. Como é perceptível, como aumento da COV e a diminuição do TDH ocorreu um acúmulo de AOV no processo, a estratégia de alimentação com parada levando como parâmetro de controle o FOS/TAC foi a melhor opção para o andamento do processo de digestão anaeróbia levando em conta a otimização na produção de gás metano.

Por meio dos dados apresentados neste trabalho nota-se que apesar de não ser possível a comparação entre as cargas por conta dos diferentes TDH's aplicados, os resultados apresentam grande potencial de aplicação em escala real. Foi apresentado resultados com diferentes abordagens e comportamentos, demonstrando ao leitor uma melhor compreensão de operação frente as diferentes COV's aplicadas.

A matriz obtida na análise de correlação de Pearson está apresentada na Tabela 10.

Tabela 10: Matriz de correlação de Pearson

Variáveis	CH <sub>4</sub>	Rem. SV	Acét.	Prop.	FOS/TAC	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (e)	NTK (e)	ST (e)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (s)
CH <sub>4</sub>	1,00	0,33	-0,38	-0,30	-0,42	0,29	0,32	0,10	-0,23
Rem. SV	0,33	1,00	-0,77	-0,54	-0,69	0,91	0,90	0,80	-0,67
Acét.	-0,38	-0,77	1,00	0,70	0,84	-0,64	-0,61	-0,68	0,76
Prop.	-0,30	-0,54	0,70	1,00	0,56	-0,50	-0,47	-0,58	0,70
FOS/TAC	-0,42	-0,69	0,84	0,56	1,00	-0,55	-0,52	-0,59	0,63
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (e)	0,29	0,91	-0,64	-0,50	-0,55	1,00	0,99	0,82	-0,62
NTK (e)	0,32	0,90	-0,61	-0,47	-0,52	0,99	1,00	0,75	-0,57
ST (e)	0,10	0,80	-0,68	-0,58	-0,59	0,82	0,75	1,00	-0,76
N-NH <sub>4</sub> (s)	-0,23	-0,67	0,76	0,70	0,63	-0,62	-0,57	-0,76	1,00

Nota: Valores em itálico possuem p < 0,05. Valores destacados em vermelho apresentam uma correlação significativa no estudo.

Legenda: (e): Entrada e (s): Saída.

Na tabela de correlação (Tabela 10) pode-se destacar a correlação de 0,70 entre teor de ácido acético e ácido propiônico e de 0,83 entre teor ácido acético e FOS/TAC, como o aumento na geração de ácidos ocorreu o aumento do FOS/TAC e a diminuição da capacidade de tamponamento do sistema. Esse comportamento já era esperado como já visto em outras

pesquisas relacionadas a este tema. Rouches *et al.* (2019) estudaram a digestão anaeróbia de palha de trigo pré-tratada com fungos e concluíram que o alto teor de substrato/inóculo aumenta consideravelmente a produtividade de metano, mas o risco de uma sobrecarga orgânica devido ao acúmulo de AOV no interior do reator é preocupante.

## 6 CONCLUSÃO

Após analisar todos os dados obtidos durante a realização do experimento, pode-se concluir que:

- A partida do reator, Fase I, com COV  $0,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e TDH de 250 dias, ocorreu de forma rápida, 4 dias, confirmado por meio dos índices de FOS/TAC, que chegaram a 0,1, pH de 8,16, eficiência de remoção de SV de 95% e concentração de metano de 40%.
- Na Fase II, com COV de  $1,0 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e TDH de 125 dias, que durou onze dias, a eficiência de remoção de SV foi de 94% e concentração de metano de 55%. Apesar da alta concentração de ácido propiônico, o processo se manteve estável em relação ao FOS/TAC permanecendo em uma faixa de 0,1 a 0,7.
- Na Fase III, com COV  $1,5 \text{ g SV L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e TDH de 62 dias, a estratégia de manutenção da relação FOS/TAC através da interrupção da alimentação de substrato mostrou ser eficiente, pois manteve a produção média de metano apresentou de 66%. Esta estratégia de operação apresenta-se vantajosa devido ao fato de não necessitar de adição de produtos químicos, o que a torna de baixo custo e sustentável.
- Na Fase III, sem interrupção da alimentação, observou-se maior instabilidade do reator, com índices de FOS/TAC entre 0,5 e 2,0. Porém, mesmo com queda na remoção de SV, na produção de biogás, redução do percentual de metano e elevados teores de ácidos acético ( $7.422 \text{ mg L}^{-1}$ ) e propiônico ( $4.596 \text{ mg L}^{-1}$ ), o pH do digestato se manteve ideal para manter a atividade das arqueas metanogênicas, entre 7,20 e 8,14, indicando que, a capacidade de tamponamento do sistema pode ter sido comandada pela formação do bicarbonato de amônia no meio, isso porque os teores de nitrogênio amoniacal apresentaram uma tendência crescente durante toda a Fase III.
- Com o andamento desta pesquisa conclui-se que o desenvolvimento de estudos futuros é importante, estes vinculados a avaliar as COV com aplicação de temperaturas mais elevadas, estudar os diferentes TDH's em todas as COV assim servindo como meio de comparação, além de avaliar a co-digestão anaeróbia da FORSU com óleo de cozinha usado, pois é uma demanda discutida com a UTB.

## REFERÊNCIAS

ABBASI, T. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v 16, n 5, p. 3228-3242, jun 2012.

**Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2021**. 2021. Disponível em: <Download Panorama 2021 – Abrelpe>. Acesso em: 12 set. 2022.

Brasil gera 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos por ano. Disponível em: <encurtador.com.br/kstN3>. Acesso em: 19 abr. 2021.

AKINDELE, A. A.; SARTAJ, M. The toxicity effects of ammonia on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 71, p. 757-766, jan. 2018.

ALGAPANI, D. E.; QIAO, W.; RICCI, M.; BIANCHI, D.; WANDERA, S. M.; ADANI, F.; DONG, R. Bio-hydrogen and bio-methane production from food waste in a two-stage anaerobic digestion process with digestate recirculation. **Renewable Energy**, v. 130, p. 1108-1115, 2019.

ÁLVAREZ, C.; COLÓN, J.; LÓPEZ, A. C.; FERNÁNDEZ-POLANCO, M.; BENBELKAVEM, H.; BUFFIÈRE, P. Hydrodynamics of high solids anaerobic reactor: Characterization of solid segregation and liquid mixing pattern in a pilot plant VALORGA facility under different reactor geometry, **Waste Management**, v. 76, p. 306-314, jun. 2018.

ALVEZ, J. P. C.; RIBEIRO, A. P. L. Implantação de consórcios públicos intermunicipais de resíduos sólidos urbanos: Monte do Carmo e Silvanópolis, Tocantins. **Engineering Sciences**, v. 8, n. 1, mar. 2020.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FOREST, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 192–201, 2007.

AMARAL, A. C.; CANDIDO, D. STEINMETZ, R. L. R.; TAPPARO, D. C.; KUNZ, A. Produção de biogás e energia elétrica com biodigestor de lagoa coberta e CSTR a partir de dejetos suíno. In: IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Mai. 2019.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.

ANDRADE, M. M. M. **Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para fins energéticos**. 2018. 96 f. Tese (Doutorado em m Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife (PE), 2018.

AZEVEDO, B. D.; SCAVARDA, L. F.; CAIADO, R. G. G.; FUSS, M. Improving urban household solid waste management in developing countries based on the German experience. **Waste Management**, v. 120, p. 772-783, feb. 2021.



BARANA, A. C. **Avaliação de tratamento de manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica.** 2000, 95 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2000.

BARCOLI, P. L. **Avaliação experimental da co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e lodo de esgoto em digestores têxteis.** 2014. 97 f. Monografia (Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente) - Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BEGUM, S.; ANUPOJU. G. R.; SRIDHAR, D.; BHARGAVA, S. K.; JEGATHEESAN, V.; ESHTIAGHI, N. Evaluation of single and two stage anaerobic digestion of landfill leachate: Effect of pH and initial organic loading rate on volatile fatty acid (VFA) and biogas production. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 364-373, mar. 2018.

BONA, E. A. M.; STEINMETZ, R. L. R.; MILANI, L. M.; SOMER, J. G.; MENEGOL, T.; TRINDADE, E. M.; KUNZ, A. **Produção e aclimação de inóculo para ensaio PME.** In: IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Industriais. Mai. 2015.

BI, S.; WESTERHOLM, M.; QIAO, W. XIONG, L.; MAHDY, A.; YIN, A.; SONG, Y.; DONG, R. Metabolic performance of anaerobic digestion of chicken manure under wet, high solid, and dry conditions. **Bioresource Technology**, v. 296, jun. 2020.

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

BOZZANO, J. F. S. **Inventário do ciclo de vida de resíduos industriais classe II-A submetidos ao processo de compostagem por revolvimento de leiras.** 67 f. Monografia de graduação (Bacharel em Engenharia Mecânica) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2019.

BRASIL. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2014. Disponível em: <[www.agricultura.gov.br](http://www.agricultura.gov.br)>. Acesso em: 01 mai. 2021.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) - Lei nº 12.305/2010. 2016. Disponível em: <Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) ([ibama.gov.br](http://ibama.gov.br))>. Acesso em: 15 mar. 2022.

CARLSSON, M. LAGERKVIST, A. MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. **Waste Management**, v. 32, n. 9, p. 1634-1650, sep. 2012.

CARNEIRO, D. R. C. **Viabilidade técnica e económica de uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.** 2009, 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade do Porto, 2009.

CERVI, R. G.; ESPERANCIN, M. S. T.; BUENO, O. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 831-844, out. 2010.

CHENG, S.; LI, Z.; MANG, H. P.; HUBA, E. M.; GAO, R.; WANG, X. Development and application of prefabricated biogas digesters in developing countries. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 387-400, jun. 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. Ed. 2. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

CHIUMENTI, A.; BORSO, F.; LIMINA, S. Dry anaerobic digestion of cow manure and agricultural products in a full-scale plant: Efficiency and comparison with wet fermentation. **Waste Management**, v. 71, p. 704-710, jan. 2018.

CHUENCHART, W.; KARKI, R.; SHITANAKA, T.; MARCELINO, K. R.; LU, H.; KHANAL, S. K. Nanobubble technology in anaerobic digestion: A review. **Bioresourcer Technology**, v. 329, jun. 2021.

COELHO, F. D. **Determinação e análise do efeito da trituração de FORSU como pré-tratamento para a digestão anaeróbia**. 2014. 56 f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Biológica Ramo Tecnologia do Ambiente) – Universidade do Minho - Escola de Engenharia, Portugal – Braga, 2014.

CONTE, G. G. **Comparação entre os processos mesofílicos e termofílicos para digestão anaeróbica da fração orgânica dos resíduos sólidos (FORSU)**. 2019. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2019.

COSTA, A. A.; SOTO, F. R. M. Tratamento do dejetos de suíno por biodigestão anaeróbia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 3, p. 801-823, jul.- set. 2018.

CREMONEZ, P. A.; TELEKEN, J. G.; MEIER, T. R. W.; ALVES, H. J. Two-Stage anaerobic digestion in agroindustrial waste treatment: A review, **Journal of Environmental Management**, v. 281, mar. 2021.

CUETOS, M. J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemical Engineering Journal**, v. 40, n. 1, p. 99-106, may. 2008.

CUNHA, K. M.; NIZER, J. V. T.; ABREU, A. A. A. M.; CAMPOS, S. X. Compostagem de resíduos orgânicos domésticos em reator: um estudo sobre a formação de CH<sub>4</sub> NH<sub>3</sub> e a influência do isolamento térmico. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 9, p. 93590-93603, sep. 2021.

DEBIASI, L. R. **Avaliação da etapa hidrolítica-acidogênica da digestão anaeróbia de resíduos alimentares em sistema de dois estágios**. 2019. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC), 2019.

DE PRÁ, M. C. KUNZ, A.; BORTOLI, M.; PERONDI, T.; CHINI, A. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 88, n. 9, 2013.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from waste and renewable resources: an introduction. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2011.

DI MARIA, F.; CUCINA, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p. 1603-1608, sep. 2014.

DONG, L.; YONGMING, S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 8, p. 2722-2728, apr. 2010.

EDWIGES, T. *et al.* **Fundamentos da digestão anaeróbia de substratos agroindustriais. Digestão Anaeróbica: Características do Substrato, Principais Fontes e Etapas da Produção de Biogás.** 2020. E-book. Disponível em: <<https://cibiogas.eadplataforma.com/lesson/detail/13/157/>>. Acesso em: 22 abr. 2021.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 4021-4028, jun. 2010.

FANG, H. H. P.; YU, H. Q. Acidification of lactose in wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, n. 9, p. 825–831, set. 2001.

FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, J.; ROMERO, L. I. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process. **Chemical Engineering Journal**, v. 193-194, p. 10-15, jun. 2012.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 2015.

FERREIRA, L. H., HARTWIG, D. H., ROCHA-FILHO, R. C. Algumas Experiências Simples Envolvendo o Princípio de Le Chatelier, *Química Nova na Escola*, n.5, 1997.

FERREIRA, N. A. Análise de processos de captação de biogás em aterro sanitário: digestão anaeróbia e incineração. 34 f. Monografia de graduação (Engenharia Mecânica) – Centro Universitário do Sul de Minas, Varginha, 2019.

FILHO, D. B. F.; JÚNIOR, J. A. S. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson (r). **Revista Pilitica Hoje**, v. 18, n. 1, 2009.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I.; SALES, D. Drythermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. **Bioresource Technology**, v. 98, p.3195-3203, dec. 2007.

FRANKE-WHITTLE, I. H.; WALTER, A.; EBNER, C.; INSAM, H. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities, **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2080-2089, nov. 2014.

FUESS, L. T. **Biodigestão anaeróbia termofílica de vinhaça em sistemas combinados do tipo acidogênico-metanogênico para a potencialização da recuperação de bioenergia em biorrefinarias de cana de açúcar de primeira geração.** 2017. 344 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2017.

GANESH, R. Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: Comparison of start-up, reactor stability and process performance. **Waste Management**, v. 34, p. 875-885, 2014.

GEBREEYESSUS, G. D.; JENICEK, P. Thermophilic versus mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge: a comparative review. **Bioengineering**, v. 3, n. 2, jun. 2016.

GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological Wastewater Treatment.** 3. Ed. New York: Marcel Dekker, 2011, 991 p.

GROVER, R.; MARWAHA, S. S.; KENNEDY, J. Methanogenesis of black liquor in a two-stage biphasic reactor system using an immobilized cell system. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 76, n. 3, p. 251-256, feb. 2001.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O.; SCHIRMER, W. N.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; BISINELLA, B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08-16, 2018a.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **Scientific Journal**, v. 3 n. 1 p. 17-25, 2018b.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science Technology**, v. 15, n. 8-9, p. 127-167, aug. 1983.

HAO, L.; LU, F.; MAZÉAS, L.; DESMOND-LE QEÉMÉNER, E.; MADIGOU, C.; GUENNE, A.; SHAO, L.; BOUCHEZ, T.; HE, P. Stable isotope probing of acetate fed anaerobic batch incubations shows a partial resistance of acetoclastic methanogenesis catalyzed by *Methanosarcina* to sudden increase of ammonia level. **Water Research**, v. 69, p. 90–99, feb. 2015.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. **Water Research**, v. 39, n. 8, p. 1543–1552, apr. 2005.

HEYER, R.; KLANG, J.; HELLWIG, P.; SCHALLERT, K.; KRESS, P.; HUELSEMANN, B.; THEUERL, S.; REICHL, U.; BENNDORF, D. Impact of feeding and stirring regimes on the internal stratification of microbial communities in the fermenter of anaerobic digestion plants. **Bioresource Technology**, v. 314, oct. 2020.

HITACHI ZOSEN, Kompogas® Anaerobe Vergärung. Disponível em: < Kompogas® Anaerobe Vergärung - Hitachi Zosen Inova AG (hz-inova.com) Acesso em 23 mar. 2022.

HOEHNE, L.; SCHMALZ, F. R.; FREITAS, E. M.; KUNZ, D.; ETGETON, H. P. CARLESSO, W. M.; DALLAZEN, M. C.; ORLANDI, C. R.; BRUXEL, F.; SANTOS, P.; PICOLOTTO, A.; GIOVANELLA, C.; ETHUR, E. M.. Aplicação da vermicompostagem no resíduo tratado de indústria de curtume para cultivo de rúculas. **Destques Acadêmicos**, Lajeado, v. 9, n. 4, p. 104-120, 2017.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 25, n. 71, p. 135-158, abr. 2011.

KHAN, M. A.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; ZHANG, J.; LIANG, S.; NI, B. J.; ZHANG, X. B.; WANG, J. Comparing the value of bioproducts from different stages of anaerobic membrane bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 816–825, aug. 2016.

KAZEMI, P. STEYER, J. P.; BENGGOA, C.; FONT, J.; GIRALT, J. Robust Data-Driven Soft Sensors for Online Monitoring of Volatile Fatty Acids in Anaerobic Digestion Processes. **Processes**, v. 8, n. 1, jan. 2020.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMAR, S.; TYAGI, V. V.; TYAGI, S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174-195, nov. 2014.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbica, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia (SC). 2019.

KUNZ, A; SAQIB, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, mar./apr. 2016.

LAVAGNOLO, M. C.; GIROTTI, F.; RAFOEENIA, R.; DANIELI, L.; ALIBARDI, L. Two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste - effects of process conditions during batch tests. **Renewable Energy**, v. 126, p. 14-20, oct. 2018.

LEE D. H.; BEHERA S. K.; KIM J. W.; PARK H. S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. **Waste Manage**, v. 29, n. 2, p. 876–82, feb. 2009.

LEE, W. S. CHUA, A. S. M.; YEOH, H. K.; NGOH, G. C. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. **Chemical Engineering Journal**, v. 235, p. 83-99, jan. 2014.

LEITE, J. G. B. S.; SANTOS, R. S.; LIMA, G. S.; SILVA, C. C.; ASSIS, F. G. V.; OLIVEIRA, E. A. Co-digestão anaeróbia de manipueira, casca de café e esterco bovino: Um estudo de otimização do processo de metanização. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 1334-1355, jan. 2021.

LEITE, N. P. **Digestão anaeróbia de resíduos de alimentos em distintas cargas orgânicas.** 2020. 59 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife (PE), 2020.

LE PERA, A.; SELLARO, M.; MIGLIORI, M.; BIANCO, M.; ZANARDI, G. Dry Mesophilic Anaerobic Digestion of Separately Collected Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Two-Year Experience in an Industrial-Scale Plant. **Processes**, v. 9, n. 2, jan. 2021.

LETTINGA, G. REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends in Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363-370, sep. 2001.

LILI, M.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. International Symposia “**Risk Factors for Environment and Food Safety**” & “**Natural Resources and Sustainable.** p. 802-807, nov. 2011.

LINHARES, D. C.; LEO, P.; GOUVEIA, T.; MACEDO, L. S.; TEIXEIRA, C. Prospecção tecnológica de processos de biodigestão anaeróbia com recuperação de energia a partir de resíduos sólidos urbanos. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL – ABES, 29, 2017. São Paulo.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; JÚNIOR, G. B. A. S.; SILVA, SILVA, S. A. SOUSA, M. A. influência da umidade na digestão anaeróbia de resíduos sólidos. **XXVII Congresso Interamericano da AIDIS, Cancún – Mexico.** v. 1, out. 2002.

MAGRINI, C.; D’ADDATO, F.; BONOLI, A. Municipal solid waste prevention: a review of market-based instruments in six European Union countries. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 3-22, jan. 2020.

MATTEO, U. D.; NASTASI, B.; ALBO, A.; GARCIA, D. A. Energy Contribution of OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) to Energy- Environmental Sustainability in Urban Areas at Small Scale. **Energies**, v. 10, n. 2, feb. 2017.

MATOS, J. C. S.; ROZENSKY, L.; VRBA, Z.; HANSEN, J. M.; HÁJEK, M.; LÍPA, J.; RODRIGUES, C. V.; LUZ, F. G. F.; CASTRO, M. C. A. A.; MAINTINGUER, S. I. Application of electromagnetic field in anaerobic biodigestion in batch reactors. **Bio Resources**, v. 15, n. 3, p. 4972-4981, 2020.

MARIA, F. D.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; GIGLIOTTI, G.; MASSACCESSI, L.; CUCINA, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. Na analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p. 1603-1608, sep. 2014.

MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; VICENT, T. Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: Reactor performance and microbial community monitoring. **Bioresource Technology**, v.102, n. 7, p. 4734-4741, apr. 2011.

MESQUITA, P. L.; AFONSO, R. J. C. F.; AQUINO, S. F.; LEITE, G. S. Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis

intermediários da digestão anaeróbia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.4, p. 295-302, out./dez. 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse, fourth ed. McGraw-Hill, New York, USA, 2004.

MIGLIORI, M.; CATIZZONE, E.; GIORDANO, G.; LE PERA, A.; SELLARO, M.; LISTA, A.; ZENARDI, G.; ZOIA, L. Pilot Plant Data Assessment in Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Waste Solids. **Processes**, v. 7, n. 54, jan. 2019.

MOLINO, A.; NANNA, F.; BIKSON, B.; BRACCIO, G. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. **Fuel**, v. 103, p. 1003-1009, jan. 2013.

MORAIS, A. E. R.; BARBORA, P. T.; ALVES, L. A. Avaliação dos impactos socioambientais urbanos: o descarte incorreto dos resíduos e atividade de conscientização ambiental na cidade de Apodi - RN. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 295-305, jan./abr. 2016.

NANDI, R.; SAHA, C. K.; SARKER, S.; HUDA, M. S.; ALAM, M. M. Optimization of reactor temperature for continuous anaerobic digestion of cow manure: Bangladesh perspective. **Sustainability**, v. 12, n. 21, p. 1-19, oct. 2020.

NGUYEN, D.; GADHAMSHETTY, V.; NITAYAVARDHANA, S.; KHANAL, S. K. Automatic process control in anaerobic digestion technology: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 193, p. 513-522, oct. 2015.

NIELSEN, H. B.; MLADENOVSKA, Z.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. Comparison of two-stage thermophilic (68°C/55°C) anaerobic digestion with one-stage thermophilic (55°C) digestion of cattle manure. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 86, n. 6, p. 291-300, mar. 2004.

NURSANTO, A. **Design and cost evaluation of anaerobic bioreactor for industrial waste**. 2017. 101 f. Desertion (Master's in environmental engineering) – Universitet of Stravanger. 2017.

OLAY-ROMERO, E.; CERVANTES, E.; HERNÁNDEZ-BERRIEL, M.; CORTÁZAR, A.; CUARTASHERNÁNDEZ, M., ROSA-GÓMEZ, I. Technical indicators to improve municipal solid waste management in developing countries: a case in Mexico. **Waste Management**, v. 107, p. 201-210, apr. 2020.

OLIVEIRA, J. V.; ALVEZ, M. M.; COSTA, J. C. Biochemical methane potential of brewery by-products. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 20, p. 435-440, jan. 2018.

ORNELAS-FERREIRA, B.; LOBATO, L. C. S.; COLTURATO, L. F. D.; TORRES, E. O.; POMBO, L. M.; PUJATTI, J. C.; ARAÚJO, J. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Strategies for energy recovery and gains associated with the implementation of a solid state batch methanization system for treating organic waste from the city of Rio de Janeiro – Brazil. **Renewable Energy**, v. 146, p. 1976-1883, feb. 2020.

PAVI, S.; KRAMER, L. E.; GOMES, L. P.; MIRANDA, L. A. S. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 362-367, mar. 2017.

PENTEADO, E. D. **Influência da origem e do pré-tratamento do inóculo na produção de hidrogênio a partir de águas residuárias em biorreatores anaeróbios**. 2012. 165f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos) - Universidade de São Paulo. 2012.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009

PRATAS, R. S. **Produção de biogás a partir da co-digestão anaeróbica de lamas de suinocultura com farinhas animais**. 2011. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente) – Universidade de Lisboa, 2011.

PONSÁ, S.; SÁNCHEZ, A. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. **Biosystem Engineering**, v. 108, n. 4, p. 352-360, apr. 2011.

PUYUELO, B.; PONSÁ, S.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. **Chemosphere**, v. 85, n. 4, p. 653-659, oct. 2011.

QUEIROZ, C. G. R. **Produção de biogás por digestão anaeróbia de glicerol bruto**. 2020. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2020.

RABII, A.; ALDIN, S.; DAHMAN, Y.; ELBESHBISHY, E. A Review on Anaerobic Co-Digestion with a Focus on the Microbial Populations and the Effect of Multi-Stage Digester Configuration. **Energies**, v. 12, n. 6, mar. 2019.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 632-641, sep. 2013.

ROCAMORA, I.; WAGLAND, S. T.; VILLA, R.; SIMPSON, E. W.; FERNÁNDEZ, O.; BAJÓN-FERNÁNDEZ, Y. Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. **Bioresource Technology**, v. 299, mar. 2020.

ROUCHES, E.; ESCUDIÉ, R.; LATRILLE, E.; CARRÈRE, H. Solid-state anaerobic digestion of wheat straw: Impact of S/I ratio and pilot-scale fungal pretreatment. **Waste Management**, v. 85, p. 464-476, feb. 2019.

RUSSELL, J.B. **Química Geral**. Trad. de D. L. Sanioto *et al.* São Paulo: McGraw Hill, 1981.



SALMINEN, E. A.; RINTALA, J. A. Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. **Waste Research**, v. 36, n. 13, p. 3175-3182, jul. 2002.

SANTOS, L. A.; SANTOS, A. F. M. S.; VALENÇA, R. B.; JUCÁ, J. F. T.; OLIVEIRA, C. R. M. Produção de biogás a partir de bagaço de laranja. **Revista GEAMA - Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology**, v. 4, n. 3, p. 22-27, set. 2018.

SCHIEVANO, A.; TENCA, A.; LONATI, E.; MANZINI, E.; ADANI, F. Can two-stage instead of one-stage anaerobic digestion really increase energy recovery from biomass?. **Applied Energy**, v. 124, p. 335-342, jul. 2014.

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbica da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2015. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo (RS), 2015.

SIDDIQUE, M. N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 194, p. 359-371, sep. 2018.

SHI, X.; LIN, J.; ZUO, J.; LI, P.; LI, X.; GUO, X. Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 49-57, may. 2017.

SILVA, K. C. D.; AMORIM, M. C. C.; GALVÃO, R. S.; GONÇALVES, Y. B. O.; SILVA, P. T. S.; BARROS, E. S. C. Efeito da relação inóculo/substrato no potencial bioquímico de metano (PBM) no bagaço de uva. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 15, n. 5, 2020.

SILVA, P. D. E. C. E. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como unidade**. 2014. 102 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras (MG), 2014.

SILVA, R. C. **Estudo do potencial energético dos resíduos depositados no aterro sanitário de macaé com o uso da tecnologia de digestão anaeróbica acelerada**. 2008, 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade da Tecnologia e do Trabalho, Macaé (RJ), 2008.

SILVEIRA, S. C.; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Modelos não lineares ajustados à produção acumulada de biogás provenientes de camas sobrepostas de suínos. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 3, set. 2018.

SIMON, F. W. **Valorização do digestato proveniente da digestão anaeróbica de resíduos alimentares**. 2020. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC), 2020.

SOARES, C. M. T.; FEIDEN, A.; TAVARES, S. G. Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbica na produção de biogás. **Nativa Sinop**, v.5, p. 509-514, dez. 2017.

SOUZA, F. M.; JAEGER, J. M. S.; VIANA, E.; CANDIANI, G.; SIMÕES, A. F.; FILHO, H. F. Avaliação da produção de biogás a partir da co-digestão de resíduos sólidos orgânicos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 3, mar. 2021.

SOUZA, F. M.; JAEGER, J. M. S.; VIANA, E. Análise quali quantitativa do digerido proveniente da co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares e grama. **2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade**, Foz do Iguaçu-PR, 28 a 30 de mai. 2019.

SOUZA, F. M.; VIANA, E.; JAEGER, J. M. S.; CANDIANI, G.; SIMÕES, A. F.; FILHO, H. F. Influência do inóculo na co-digestão anaeróbia de resíduos alimentares e grama. **Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 1, jan. 2020.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 44, n. 137, p. 88-94, jun. 1984.

SRISOWMEYA, G.; CHAKRAVARTHY, M.; DEVI, N. Critical considerations in two-stage anaerobic digestion of food waste – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, mar. 2020.

SUN, C.; CAO, W.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S.; LIU, R. Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: a study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 1215–1223, oct. 2016.

STRACHOTOVÁ, D.; DYNTAR, J.; SOUCEK, I. Risks of investing in alternative diesel biofuel production. **Waste Forum**, v. 2, n. 2, p. 71-83, 2019.

TEIXEIRA, R. A.; BUENO, B. A.; BARBOZA, L. I.; BORGES, R. M.; BRINGHRNTI, J. R. Avaliação da co-digestão anaeróbia de borra de café e resíduos alimentares visando otimizar a biodegradação e a produção de biogás. **30º Congresso ABES 2019, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2019.

TELES, J. C. **Produção de ácido propiônico por *Propionibacterium acidipropionici* a partir da fermentação de efluentes industriais**. 2016. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa (PR), 2016.

TYAGI, V. K.; CAMPOY, R. A.; ÁLVAREZ-GALLELO, C. J.; GARCÍA, L. I. Enhancement in hydrogen production by thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge – Optimization of treatment conditions. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 408-415, jul. 2018.

TUNES, C. R. **Produção de biogás a partir da digestão anaeróbica de efluentes orgânicos em reator UASB**. 2017. 75 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal de Tocantins, Gurupi (TO), 2017.

VDI – Verein Deutscher Ingenieure. **VDI 4630**: fermentation of organic materials characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Alemanha: VDI, 2006.

VENDRIX, C. Biodigestão – Tecnologia Kompogas. In: FRICKE, Klaus; PEREIRA, Christiane; LEITE, Aguinaldo; BAGNATI, Marius. (Coords.). **Gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos: transferência de experiência entre a Alemanha e o Brasil**. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, 2015. Disponível em: <<https://goo.gl/BE246I>>. Acesso em: 27 mar. 2022

VICTORINO, A. **Potencial da digestão anaeróbia na gestão de resíduos e produção de energia renovável : um estudo de caso**. 2017. 154 f. Tese Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília (DF), 2017.

VUITIK, G. A. **Efeitos da recirculação em reatores anaeróbios compartimentados no tratamento de vinhaça**. 2017. 127 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

WALKER, M. ZHANG, Y.; HEAVEN, S.; BANKS., C. Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes. **Bioresource Technology, Amsterdam**, v. 100, n. 24, p. 6339–6346, dec. 2009.

WANG, P.; WANG, H.; QIU, Y.; REN, L.; JIANG, B. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production—A review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 29-36, jan. 2018a.

WANG, Q.; LIANG, J.; ZHAN, Y.; YAO, X.; LIU, Z.; LI, Q. X.; GUO, C. C.; YOZA, B. Treatment of petroleum wastewater using an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and turf soil as a support material. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 93, n. 11, p. 3317-3325, may. 2018b.

WANG, Q.; KUNINOBU, M.; OGAWA, H. I.; KATO, Y. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. **Biomass and Bioenergy**, v. 16, n. 6, p. 407-416, jun. 1999.

WANG, Y.; ZHANG, Y.; WANG, J.; MENG, L. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 5, p. 848-853, may. 2009.

XU, F.; LI, Y.; GE, X.; YANG, L.; LI, Y. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1047-1058, jan. 2018.

XU, S.; QIAO, Z.; LUO, L.; SUN, Y.; WONG, J. W. C.; GENG, X., NI, J. On-site CO<sub>2</sub> bio-sequestration in anaerobic digestion: Current status and prospects. **Bioresource Technology**, v. 332, jul. 2021.

YANG, L.; GE, X.; WAN, C.; YU, F.; LI, Y. Progress and perspectives in converting biogas to transportation fuels. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 40, p. 1133-1152, dec. 2014.

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. **Process Biochemistry**, Istanbul, v. 48, n. 5-6, p. 901-911, may./jun. 2013.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Shanghai, v. 58, p. 429-438, may. 2016.

YU, Q.; LIU, R.; LI, K.; MA, R. A review of crop straw pretreatment methods for biogas production by anaerobic digestion in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Shanghai, v. 107, p. 51-58, jun. 2019.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos Resíduos Sólidos Orgânicos Urbanos no Brasil: Do Ordenamento Jurídico à Realidade. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24 n. 2, p. 219-228, mar./apr. 2019.

ZAIED, B. K. Biochar application as sustainable precursors for enhanced anaerobic digestion: A systematic Review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Kuala Nerus, Terengganu, v. 9, n. 4, aug. 2021.

ZHANG, J.; LI, N.; DAI, X.; JENKINSON, I. R. Enhanced dewaterability of sludge during anaerobic digestion with thermal hydrolysis pretreatment: New insights through structure evolution. **Water Research**, Shanghai, v. 131, p. 177-185, mar. 2018.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. **Journal of Environmental Management**, Southampton, v. 104, p. 166-174, aug. 2012.

ZHAO, X.; ZHANG, L. L. D. Biomass recalcitrance. Part I: the chemical compositions and physical structures affecting the enzymatic hydrolysis of lignocellulose. **Biofuels Bioprod Biorefin**, Beijing, v. 6, n. 4, p. 465-82, mar. 2012.