



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

EMANUELE DIÓGENES GUERRA

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E DO TAMANHO DAS PARTÍCULAS DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO
(BMP)**

Caruaru

2020

EMANUELE DIÓGENES GUERRA

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E DO TAMANHO DAS PARTÍCULAS DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO
(BMP)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Simone Machado Santos.

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Luiza Feitosa Cordeira de Souza.

Caruaru

2020

Catálogo na fonte:
Bibliotecário – Raul César de Melo - CRB/4 - 1735

G934i Guerra, Emanuele Diógenes.
Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos sólidos urbanos no potencial bioquímico de metano (BMP) / Emanuele Diógenes Guerra. – 2020.
91 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Simone Machado Santos.
Coorientadora: Luiza Feitosa Cordeira de Souza.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2020.
Inclui Referências.

1. Digestão anaeróbia. 2. Reaproveitamento (Sobras, refugos, etc.). 3. Temperatura atmosférica. 4. Metano. I. Santos, Simone Machado (Orientadora). II. Souza, Luiza Feitosa Cordeira de (Coorientadora). III. Título.

CDD 620 (23. ed.) UFPE (CAA 2020-059)

EMANUELE DIÓGENES GUERRA

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA E DO TAMANHO DAS PARTÍCULAS DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO
(BMP)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 19/02/2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Simone Machado Santos (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho a minha mãe, Anamélia Diógenes Guerra, que com toda sabedoria e discernimento me orienta diariamente para a vida e me apoia em todas as minhas escolhas profissionais me ajudando a ser cada dia melhor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me iluminar e me dar forças para concluir mais um ciclo, por ter ouvido todas as minhas preces e com sua infinita bondade, ter colocado anjos em forma humana para me ajudar e me guiar nesta caminhada.

Ao meu pai, Eriedson Arruda Guerra, que financiou todas as despesas necessárias para que eu conseguisse estudar e me dedicar a esta pesquisa. À minha mãe, Anamélia Diógenes Guerra, por me incentivar a me inscrever no mestrado, me acompanhar durante o processo seletivo, me apoiar, ouvir os meus desabafos e me aconselhar com discernimento, e por fazer o possível e o impossível para que meus dias, durante esse ciclo, fossem tranquilos e produtivos.

Às minhas irmãs, Érica Diógenes Guerra e Priscila Diógenes Guerra, pela irmandade e por se disponibilizarem sempre que precisei para me acompanhar e me ajudar nas viagens necessárias para a conclusão da pesquisa. À Melody Master Fox, minha companheira pet que me alegra diariamente.

À professora Luiza Feitosa Cordeiro de Souza, por confiar mais uma vez no meu trabalho, me orientar e me acolher como filha. À professora Simone Machado Santos, por ter confiado na indicação de Luiza Feitosa e me orientar no decorrer desta pesquisa. À professora Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves, por ter cedido seu tempo para me ajudar e me orientar, e por ter me acolhido no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA).

À Ramon Gonçalves dos Santos, por ter me ajudado a concluir esta pesquisa com dedicação e esforço, sou muito grata pela parceria que formamos e pela amizade que construímos.

À Nathali Ribeiro da Silva, Rany Scarlet Tavares Marcolino da Rocha e Renatha Michelly Sabino dos Santos, pela amizade ao longo desses dois anos, por toda ajuda e cumplicidade.

À Emanuelle Patrícia Enrique da Silva, pelos ensinamentos, por olhar além das funções de técnica e procurar entender as necessidades e obrigações que os alunos devem cumprir no laboratório.

À Luana Karoline de Lima, por me acolher em sua residência sempre que precisei e ser uma amiga, ouvindo e me aconselhando da melhor forma.

As amigas que conquistei ao longo desse ciclo que foram essenciais para que o dia a dia fosse mais leve, Maria Eulália Lima, Rafaela Dantas e Cristiane Carvalho.

À equipe do Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), que me acolheu, disponibilizou o espaço e os materiais para que eu pudesse realizar esta pesquisa.

Sou grata pelas pessoas não citadas aqui, mas que acompanharam minha trajetória torcendo e me incentivando a sempre melhorar.

“Não dê ouvido aos cétricos que lhe dizem o que é impossível. Surpreenda-os com aquilo de que você é capaz”. (Jeff Sutherland; J.J. Sutherland, 2018, p. 215).

RESUMO

O aterramento de resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma das principais fontes de impactos ambientais no solo, na água e no ar. O resíduo orgânico quando aterrado, além de reduzir a vida útil dos aterros sanitários, aumenta a carga orgânica do chorume e conseqüentemente eleva a produção de gases de efeito estufa. O processo de digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa para o tratamento da parcela orgânica dos RSU, com vistas à produção de biogás. Entretanto, alguns fatores externos e relacionados ao substrato podem interferir na produção do biogás gerado. Nesse sentido, esta pesquisa teve como objetivo verificar a influência da variação da temperatura e do tamanho das partículas de resíduos sólidos orgânicos na produção de CH₄. Os resíduos orgânicos estudados foram os resíduos alimentar, de papel e de poda. A partir da caracterização físico-química das três categorias de resíduos, verificou-se que mesmo em composições distintas, alguns parâmetros foram semelhantes à literatura e que esses resíduos podem ser utilizados como substrato em biodigestores, necessitando apenas de correção da alcalinidade e estabilização do pH. O teste fatorial 2² com ponto central em triplicata, foi utilizado como método de planejamento estatístico para montagem dos reatores anaeróbios. Assim, foram testados dois fatores - a temperatura e o tamanho das partículas dos resíduos -, e dois valores de cada fator - temperatura mesofílica (35 °C) e termofílica (55 °C), e os tamanhos de 0,6mm e 2mm para o resíduo alimentar, e 2mm e 22mm para os resíduos de papel e poda. A produção de CH₄ foi em média 945 ± 680 mL, esta foi maior na temperatura termofílica (55 °C) independente do tamanho das partículas dos resíduos. O teste estatístico T de Student mostrou que a variação da temperatura interferiu na produção de CH₄ para as três categorias de resíduos, e que a variação do tamanho das partículas interferiu quando a temperatura de incubação foi 35 °C para resíduos alimentar e de poda. Para resíduo de papel as variações da temperatura e do tamanho das partículas interferiram significativamente na produção de CH₄.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia. Resíduos sólidos orgânicos. Temperatura. Tamanho das partículas.

ABSTRACT

The grounding of municipal solid waste (MSW) is one of the main sources of environmental impacts on soil, water and air. The organic waste when grounded, in addition to reducing the useful life of landfills, increases the organic load of leachate and consequently increases the production of greenhouse gases. Anaerobic digestion (AD) process is an alternative for the treatment of the organic portion of MSW, with a view to the production of biogas. However, some external and substrate-related factors can interfere with the production of the biogas generated. This research verify the influence temperature and particle size variation of organic solid waste on CH₄ production. The organic waste studied were food, paper and yard. From the physical-chemical characterization of the three categories of wastes, it was found that even in different compositions, some parameters are similar to the literature and that these wastes can be used as a substrate in biodigesters, requiring only the correction of alkalinity and pH stabilization. The factorial test 2² with a central point in triplicate was used as statistical planning method for the assembly of anaerobic reactors. Two factors were tested - the temperature and particle size of the wastes -, and two values of each factor - mesophilic (35 °C) and thermophilic (55 °C) temperature, and the particle sizes of 0,6mm and 2mm for food waste, and 2mm and 22mm for paper and yard waste. CH₄ production was on average 945 ± 680 mL, which was higher at the thermophilic temperature (55 °C), regardless of the size of the waste particles. Student's T test showed that the temperature variation interfered in the production of CH₄ for the three categories of residues and that the variation in the size of the particles interfered when the incubation temperature was 35 °C for food and pruning residues. For paper waste, the temperature and particle size variation significantly interfered with CH₄ production.

Keywords: Anaerobic digestion. Organic solid waste. Temperature. Particle size.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato e ferro).....	27
Figura 2 –	Análise gravimétrica dos resíduos de varrição/poda da UFPE-CAA. (I) pesagem resíduo total; (II) distribuição dos resíduos em lona preta; (III) separação de cada componente dos resíduos e (IV) pesagem de cada componente.....	42
Figura 3 –	Amostras de resíduos alimentar, de poda e de papel, respectivamente.....	43
Figura 4 –	Preparação do resíduo sólido orgânico: (A) alimentar, (B) papel e (C) poda.....	45
Figura 5 –	Montagem das garrafas-reator.....	46
Figura 6 –	Esquema do aparato experimental para lavagem do biogás.....	47
Figura 7 –	Reatores anaeróbios em batelada, escala de bancada.....	48
Figura 8 –	Peneiras de malha utilizadas para a manipulação do tamanho das partículas do resíduo alimentar.....	48
Figura 9 –	Manipulação do tamanho das partículas de resíduos de papel e poda.....	49
Figura 10 –	Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na produção acumulada de CH ₄	70
Figura 11 –	Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na produção acumulada de CH ₄	71
Figura 12 –	Gráfico de superfície em 3D (I) e 2D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de poda na produção acumulada de CH ₄	73

Figura 13 –	Gráfico de superfície em 3D (I) e 2D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na taxa de produção de CH ₄	74
Figura 14 –	Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na taxa de produção de CH ₄	76
Figura 15 –	Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de poda na taxa de produção de CH ₄	77

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Fatores que influenciam nos ensaios de BMP.....	38
Quadro 2 –	Parâmetros analisados na caracterização dos RSU.....	44

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Produção de metano acumulada do resíduo alimentar ao longo do tempo.....	64
Gráfico 2 –	Produção acumulada de metano do resíduo de papel ao longo do tempo.....	66
Gráfico 3 –	Produção acumulada de metano do resíduo de poda ao longo do tempo.....	67
Gráfico 4 –	Taxa máxima de CH ₄ de cada reator.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Reações comuns no processo de digestão anaeróbia.....	25
Tabela 2 –	Parâmetros envolvidos no processo de DA de RSU.....	29
Tabela 3 –	Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios mesofílicos.....	35
Tabela 4 –	BMP de diversos substratos.....	39
Tabela 5 –	Composição de resíduo alimentar domiciliar.....	41
Tabela 6 –	Composição dos resíduos recicláveis da cidade de Juiz de Fora – composição do papel.....	41
Tabela 7 –	Composição gravimétrica dos resíduos de poda e varrição da UFPE-CAA.....	42
Tabela 8 –	Matriz de planejamento dos testes fatoriais 2 ²	45
Tabela 9 –	Características físico-químicas e nutricionais do resíduo alimentar e da literatura.....	54
Tabela 10 –	Características físico-químicas e nutricionais do resíduo de papel e da literatura.....	57
Tabela 11 –	Características físico-químicas e nutricionais do resíduo de poda e da literatura.....	61
Tabela 12 –	Caracterização do substrato após a digestão anaeróbia.....	68

LISTA DE SIGLAS

ABIOGÁS	Associação Brasileira do Biogás e do Biometano
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AME	Atividade Metanogênica Específica
AV/AT	Acidez/Alcalinidade
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
C/N	Relação carbono/nitrogênio
DA	Digestão Anaeróbia
DEMLURB	Departamento Municipal de Limpeza Urbana
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura
GEE	Gases de Efeito Estufa
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RSU	Resíduo Sólido Urbano
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
WRAP	Waste e Resources Action Programme

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Problemática e justificativa.....	20
1.2	Objetivos.....	21
1.2.1	<i>Objetivo Geral.....</i>	21
1.2.2	<i>Objetivos Específicos.....</i>	21
2	REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1	Os resíduos sólidos orgânicos	22
2.1.1	<i>Resíduo alimentar</i>	23
2.1.2	<i>Resíduo de papel.....</i>	23
2.1.3	<i>Resíduo de poda</i>	24
2.2	Digestão anaeróbia (DA).....	24
2.3	Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.....	28
2.3.1	<i>Potencial hidrogeniônico (pH) e alcalinidade.....</i>	30
2.3.2	<i>Umidade e série de sólidos.....</i>	31
2.3.3	<i>Salinidade e condutividade elétrica.....</i>	31
2.3.4	<i>Demanda química de oxigênio (DQO).....</i>	32
2.3.5	<i>Ferro e sulfato.....</i>	32
2.3.6	<i>Nitrogênio (N) e fósforo (P).....</i>	33
2.3.7	<i>Relação carbono/nitrogênio.....</i>	33
2.4	Influência da temperatura na digestão anaeróbia dos RSU	33
2.5	Influência do tamanho das partículas dos RSU na digestão anaeróbia.....	35
2.6	Potencial bioquímico de metano (BMP).....	37
3	METODOLOGIA EXPERIMENTAL.....	40
3.1	Composição das amostras de resíduos orgânicos.....	40
3.1.1	<i>Resíduo alimentar.....</i>	40
3.1.2	<i>Resíduo de papel.....</i>	41
3.1.3	<i>Resíduo de poda.....</i>	41
3.2	Caracterização das amostras de resíduos.....	43
3.3	Análise do potencial bioquímico de metano (BMP).....	44
3.3.1	<i>Planejamento fatorial.....</i>	44

3.3.2	<i>Instalação dos reatores biológicos anaeróbios.....</i>	46
3.3.3	<i>Manipulação do tamanho das partículas dos RSU.....</i>	48
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
4.1	Caracterização dos resíduos sólidos orgânicos.....	50
4.1.1	<i>Resíduo alimentar.....</i>	50
4.1.2	<i>Resíduo de papel.....</i>	55
4.1.3	<i>Resíduo de poda.....</i>	58
4.2	Inferência do potencial bioquímico de metano (BMP).....	62
4.3	Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos RSU no BMP.....	63
4.3.1	<i>Comportamento da produção acumulada de metano ao longo do tempo.....</i>	63
4.3.2	<i>Caracterização do substrato após o processo de digestão anaeróbia.....</i>	67
4.3.3	<i>Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos na produção acumulada de CH₄.....</i>	69
4.3.4	<i>Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos na taxa de produção de CH₄.....</i>	74
5	CONCLUSÃO.....	79
	REFERÊNCIAS.....	81

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, aproximadamente, 66% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) são dispostos em aterros sanitários e controlados. Estes, em sua maioria, recebem os resíduos sem passar por processos de triagem ou de pré-tratamento (BRASIL, 2019a). Aproximadamente, metade desses resíduos é formado por material orgânico, que contribui com aumento da carga orgânica no chorume e formação de biogás (CH₄ e CO₂).

A digestão (ou degradação) anaeróbia da parcela orgânica dos RSU tem o potencial de aumentar a produção de energia renovável a partir do biogás gerado, além de diminuir a disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários (DHAR *et al.*, 2016; PEARSE *et al.*, 2018). A digestão anaeróbia (DA) se destaca por apresentar baixa produção de biomassa, tolerância a elevadas cargas orgânicas, baixo consumo de energia, baixos custos de implantação e operação (CHERNICHARO, 2007).

A DA caracteriza-se por quatro etapas distintas, a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, em que grupos fisiológicos de microrganismos – bactérias fermentativas, bactérias sintróficas e microrganismos metanogênicos -, atuam em cada fase para transformar material orgânico em dióxido de carbono e metano (KUNZ *et al.*, 2019). Fatores ambientais como, a temperatura, e intrínsecos ao próprio resíduo orgânico como, a concentração de sólidos, o tamanho das partículas, a umidade, o pH, a alcalinidade e a presença de nutrientes, podem alterar a taxa de produção de metano (PEARSE *et al.*, 2018).

A temperatura influencia os processos biológicos: taxas de reações enzimáticas, desnaturação destas enzimas e destruição das habilidades dos microrganismos em produzir enzimas. Este parâmetro também pode influenciar na velocidade de crescimento e no metabolismo dos microrganismos, aumentando ou reduzindo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico (MATA-ALVAREZ, 2003; KUNZ *et al.*, 2019).

Em processos termofílicos (45 a 70 °C) há maior eficiência na degradação da matéria orgânica quando comparados com os processos mesofílicos (20 a 45 °C), com elevada produção de biogás (ZÁBRANSKÁ *et al.*, 2002). Em contrapartida, os processos anaeróbios termofílicos, com alta carga orgânica, geram maior quantidade de ácidos voláteis, tendo mais propensão a falhar em virtude do desbalanceamento entre a produção e o consumo de ácidos, inibindo a metanogênese (LI *et al.*, 2015a).

A redução do tamanho das partículas aumenta a superfície específica do material disponível aos microrganismos, acelerando a taxa de acetogênese e metanogênese e potencializando a produção de biogás (KRAUSE *et al.*, 2018a; LI *et al.*, 2015a). No entanto, Izumi *et al.* (2010) mostraram que uma excessiva redução das partículas de resíduos alimentares diminui a produção de metano, devido ao acúmulo de ácido graxos voláteis (AGV).

A produção de metano, a partir de resíduos sólidos orgânicos, tem sido objeto de estudo de várias pesquisas no mundo. Segundo Mata-Alvarez (2003), a fração orgânica dos resíduos sólidos é um substrato complexo, sua degradação envolve um caminho metabólico também complexo constituído por uma série de reações bioquímicas até à síntese do metano. Os microrganismos anaeróbios metanogênicos atuam em um número limitado de substratos.

Os testes de caracterização química, a composição nutricional, bem como o valor de pH e elementos tamponantes do meio são fundamentais para a promoção do desenvolvimento ótimo de uma comunidade de microrganismos responsáveis pela DA (AQUINO *et al.*, 2007a; CÁRDENAS-CLEVES *et al.*, 2016). Outro aspecto importante é a relação substrato/biomassa que difere com a natureza de cada resíduo, seja líquido ou sólido, com elevado ou baixo teor de lignina.

Os microrganismos envolvidos no processo de DA precisam de um ambiente adequado para desempenhar suas funções, para isso é essencial a presença de uma solução de nutrientes contendo macro (N-NH₄⁺, P-PO₄, Mg, Ca) e micronutrientes (Fe, Ni, Zn, Co), alcalinidade (NaHCO₃ ou KH₂PO₄) e um agente redutor (Na₂S.7H₂O). Em alguns casos, a quantidade desses componentes é baixa ou ausente, sendo necessária a adição de elementos extras para complementar e facilitar a ocorrência de tais reações (AQUINO *et al.*, 2007a; TRZCINSKI e STUCKEY, 2012).

A presença de alguns componentes inorgânicos, como o sulfato e o ferro, reduzidos pode alterar ou auxiliar as rotas de digestão anaeróbia, afetando de forma positiva ou negativa o desempenho das *Arqueas* metanogênicas (microrganismos responsáveis pela produção de metano). As bactérias sulforedutoras conseguem remover o hidrogênio da fase líquida e transformá-lo em sulfeto. O ferro ferroso é oxidado pelas bactérias fototróficas, servindo como um aceptor de elétrons que supre as necessidades energéticas dos microrganismos no processo de redução de CO₂. A degradação da matéria orgânica é termodinamicamente mais favorável pela rota sulfetogênica e pela rota das bactérias redutoras de ferro III, do que pela rota

metanogênica. Entretanto, a combinação desses dois elementos pode reduzir a DQO causada pela ação de sulfetos a 18% e ajudar os microrganismos metanogênicos a converterem o acetato em CH₄ (AQUINO *et al.*, 2006b; CHERNICHARO, 2007; MADIGAN *et al.*, 2010; SILVA, 2012a; SZARBLEWSKI *et al.*, 2012; MOJIRI *et al.*, 2012; GUERRA, 2017).

O conhecimento dos fatores mencionados se faz necessário para inferir o potencial de geração de metano a partir de resíduos e viabilizar projetos de tratamento e disposição dos RSU. Diante da crescente geração de resíduos sólidos orgânicos e seu possível aproveitamento como fonte de energia, os ensaios de BMP tornaram-se uma importante ferramenta para a previsão da geração de metano, a partir de diversos componentes orgânicos dos resíduos sólidos e são utilizados para a avaliação do desempenho de digestores, ciclo de avaliação de vida e inventários de gases de efeito estufa (RODRIGUES *et al.*, 2019; KRAUSE *et al.*, 2018a).

Diante desse contexto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar como variações de temperatura e tamanho de partículas podem influenciar na produção de CH₄, durante a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. Essa análise deverá dar importante contribuição ao conhecimento sobre a bioquímica envolvida no processo de DA de resíduos sólidos e otimização dos sistemas de tratamento de resíduos sólidos orgânicos, aumentando a produção de energia e minimizando os impactos ambientais.

1.1 Problemática e justificativa

Os municípios brasileiros enfrentam problemas com o gerenciamento da parcela orgânica dos RSU. A geração de matéria orgânica, no Brasil, corresponde a 59% e aproximadamente 98% destes são dispostos em lixões, aterros controlados e aterros sanitários (BRASIL, 2012b; BRASIL, 2019a). O aproveitamento energético a partir da digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos é aplicado em diversos países, porém não existe uma metodologia específica para obter a máxima produção do biogás metano. Assim, esta pesquisa visa contribuir com a otimização dos sistemas de tratamento de resíduos sólidos orgânicos, com vistas à produção de biogás obtido da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, dando importante contribuição ao aprimoramento da tecnologia de tratamento.

1.2 Objetivos

1.2.1 *Objetivo geral*

Avaliar a influência da temperatura e tamanho das partículas na produção de metano, em testes BMP.

1.2.2 *Objetivos específicos*

- ✓ Verificar as características físico-químicas e nutricionais de três categorias de resíduos orgânicos;
- ✓ Avaliar o comportamento da produção acumulada de metano de três categorias de resíduos orgânicos;
- ✓ Avaliar a influência da temperatura e do tamanho das partículas de três categorias de resíduos orgânicos na produção acumulada de metano;
- ✓ Avaliar a influência da temperatura e do tamanho das partículas de três categorias de resíduos orgânicos na taxa de produção de metano.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Aproximadamente 34% dos resíduos gerados, por ano, no Brasil, são destinados a aterros sanitários sem passar pelo processo de triagem, cerca de 7% desses aterros sanitários estão em situação irregular, ou seja, não possuem nenhum tipo de licença ambiental, por não apresentar a correta impermeabilização do solo, não tratar o chorume, não reaproveitar ou queimar o gás gerado no processo de decomposição, entre outras causas (BRASIL, 2010c; BRASIL, 2019a).

A degradação dos resíduos orgânicos se caracteriza pela formação de gases que colaboram com o efeito estufa e pelo aumento da carga orgânica no lixiviado de aterros sanitários. A parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos, representa 59% do total dos resíduos coletados no Brasil (BRASIL, 2012b). De acordo com o Art. 37 do Decreto 7.404, a união dos Ministérios de Meio Ambiente, Minas e Energia e das Cidades deve promover o aproveitamento energético e a recuperação dos gases gerados no processo de decomposição da matéria orgânica em aterros sanitários, através de alternativas tecnológicas (BRASIL, 2017d; BRASIL, 2018e).

2.1 Os resíduos sólidos orgânicos

Denominam-se resíduos orgânicos aqueles resíduos compostos por material de origem orgânica. A maioria dos municípios brasileiros não dispõe de um sistema de coleta seletiva e não apresenta também um sistema de triagem antes da destinação final. Assim, os resíduos orgânicos são descartados junto com os demais resíduos domiciliares. Esse tipo de descarte gera despesas e não permite a recuperação e o aproveitamento dos resíduos. Se a parcela orgânica fosse adequadamente triada e aproveitada, poderia servir como composto para adubação ou como fonte de energia (BRASIL, 2012b; KUNZ *et al.*, 2019).

No Brasil, são coletados diariamente 94.309,5 toneladas de resíduos orgânicos e desses, apenas 1,6% é destinado às unidades de compostagem, sendo os demais descartados em aterros sanitários, aterros controlados ou lixões. A parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos é constituída basicamente por resíduos alimentares, resíduos de papel e varrição (BRASIL, 2012b; Getahun *et al.*, 2014).

2.1.1 Resíduo alimentar

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) estimou que é desperdiçado cerca de 1,3 bilhões de alimentos por ano, no mundo. O Brasil está entre os dez países que mais desperdiçam alimentos, cerca de 10% da sua produção é perdida ou desperdiçada (UGALDE e NESPOLO, 2015; MELO, 2018).

O desperdício acontece desde o processo de produção dos alimentos até o consumo final. A perda ou desperdício de alimentos causa prejuízos econômicos, visto que no processo de produção e transporte demanda-se elevado consumo de energia. Outro grande problema é o descarte desta classe de resíduos, pois sua composição é adequada para o desenvolvimento de várias espécies de microrganismos que podem causar enfermidades, gerando impactos ambientais como, a geração de chorume e a emissão de gases de efeito estufa (BRASIL, 2015f; MELO, 2018).

Em contrapartida, o desenvolvimento desses microrganismos pode ser utilizado para o benefício da sociedade, os gases gerados no processo de digestão anaeróbia, ou seja, de degradação dos resíduos alimentares podem ser convertidos em energia elétrica (KUNZ *et al.*, 2019). O resíduo alimentar é a classe de resíduos orgânicos com maior potencial de produção de metano, por apresentar em sua composição 94% de sólidos voláteis, sendo distribuídos em macronutrientes (proteínas, carboidratos e lipídios), necessários para o desenvolvimento dos microrganismos (KUCZMAN *et al.*, 2018).

Segundo Li *et al.* (2017b), os resíduos alimentares podem produzir metano de 385 – 627 mL CH₄.g⁻¹SV.

2.1.2 Resíduo de papel

O papel é separado em seis grupos: papel branco, kraft, cartolina, ondulado, misto e papelão (BRASIL, 2015f). A PNRS classifica o papel como um resíduo sólido reciclável, porém ele se distingue dos demais resíduos recicláveis (vidro, plástico e alumínio) pelo seu ciclo de vida curto. Sendo assim, na maioria dos casos os resíduos de papel são descartados junto dos resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2010e; BRASIL, 2012b).

Em 2017, foi gerado no Brasil 21.851 toneladas de papel por dia, dos quais aproximadamente 52% passou pelo processo de reciclagem e o restante tem destinação indefinida (BRASIL, 2017c). O papel é constituído de lignina, uma macromolécula associada à celulose, que necessita de maior atenção no processo de

degradação por ser um polímero complexo (KRAUSE *et al.*, 2016b). De acordo com Krause *et al.* (2018a), é possível realizar a digestão ou degradação de resíduos de papel e este tem um potencial de produção de metano que varia de 197-370 mL.g⁻¹ SV.

2.1.3 Resíduo de poda

Os resíduos de poda e varrição são constituídos pelos resíduos gerados na limpeza de logradouros públicos. O transporte e a destinação final destes é de responsabilidade do município (BRASIL, 2010d). Eles representam menos de 1% dos resíduos sólidos urbanos, porém podem ser volumosos e demandar uma extensa área para destinação final (BRASIL, 2017g).

O índice de reaproveitamento desses resíduos também é baixo, apenas 4% é reaproveitado para produção de composto orgânico, o restante é destinado em aterros e lixões (MEIRA, 2010). Os resíduos de poda apresentam lignina e celulose em sua composição, essa molécula dificulta o aproveitamento dos carboidratos estruturais pelos microrganismos (KRAUSE *et al.*, 2016b; KRAUSE *et al.*, 2018a).

Os resíduos de poda e varrição podem ser degradados por microrganismos anaeróbios, entretanto, a produção de CH₄ é baixa. Alguns estudos tentaram mensurar o potencial de metano produzido por essa classe de resíduos, a produção de metano varia de 31-270 mL.g⁻¹SV, dependendo da composição (madeira, gramíneas e folhagem). A dificuldade em se obter metano no processo de degradação dos resíduos de poda se dá por sua característica fibrosa (MCENIRY e O'KIELY, 2013; NIELFA *et al.*, 2015; KRAUSE *et al.*, 2018a).

2.2 Digestão anaeróbia (DA)

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre em ambientes com menos de 1% de oxigênio (O₂) livre, ou seja, nas áreas mais profundas de corpos hídricos e solos. Esse processo se divide em quatro etapas distintas e sequenciais (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), realizadas por grupos de microrganismos que atuam na degradação da matéria orgânica presente no meio, a partir de reações bioquímicas (TABELA 1).

Tabela 1. Reações comuns no processo de digestão anaeróbia

ETAPA	REAÇÃO	▲G ^{o*} *
Hidrólise (I)	$C_{12}H_{22}O_{11} + H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + C_6H_{12}O_6$ SACAROSE → GLICOSE + FRUTOSE	
	$C_{57}H_{104}O_6 + 3H_2O \rightarrow C_3H_8O_3 + 3C_{18}H_{34}O_2$ TRIOLEÍNA (GORDURA) → GLICERINA + ÁCIDO OLEICO	
	$C_4H_6O_3N_2 - R_1 - R_2 + H_2O \rightarrow C_2H_4O_2N - R_1 + C_2H_4O_2N - R_2$ DI-PEPTÍDEO → AMINOÁCIDO 1 + AMINOÁCIDO 2 (PROTEÍNA)	
Acidogênese (II)	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ GLICOSE → ACETATO	-206 kJ/reação
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ GLICOSE → PROPIONATO	-358 kJ/reação
	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ GLICOSE → BUTIRATO	-255 kJ/reação
Acetogênese (III)	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ PROPIONATO → ACETATO	+76,1 kJ/reação
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ PROPIONATO → ACETATO	+72,2 kJ/reação
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ BUTIRATO → ACETATO	+48,1 kJ/reação
Metanogênese (IV)	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ ACETATO → METANO	-31 kJ/reação
	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} H_2O$ HIDROGÊNIO → METANO	- 33,9 kJ/reação
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ FORMIATO → METANO	- 32,6 kJ/reação
	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ PROPIONATO → ACETATO	+76,1 kJ/reação
	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ ACETATO → METANO	- 31 kJ/reação
	$3H_2 + 0,75 HCO_3^- + 0,75 H^+ \rightarrow 0,75 CH_4 + 2,25 H_2O$ HIDROGÊNIO → METANO	-33,9 (x3) = - 101,7 kJ/reação
	$CH_3CH_2COO^- + 1,75 H_2O \rightarrow 1,75 CH_4 + 1,75 HCO_3^- + 0,25 H^+$ PROPIONATO → METANO	- 56,6 kJ/reação

*variação da energia livre padrão

Fonte: Adaptado AQUINO e CHERNICHARO, 2005.

Na digestão anaeróbia, compostos orgânicos complexos são convertidos em compostos mais simples. Cada espécie de microrganismo degrada parcialmente um composto, gerando um composto menor que é consumido por outro grupo de microrganismos, até a formação de um composto estável. Esse processo evita que o ambiente anóxico exerça apenas a função de dreno para materiais orgânicos, sendo importante para a ecologia microbiana e para os processos biogeoquímicos do C, N e S (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; HAGOS *et al.*, 2017)

Na etapa da hidrólise, os microrganismos que atuam são as bactérias hidrolíticas. Estas quebram os macronutrientes (carboidratos, lipídios e proteínas) e os transformam em moléculas menores (ácidos graxos, aminoácidos, mono e

dissacarídeos). As bactérias do gênero *Clostridium*, *Micrococcus* e *Staphylococcus* são as responsáveis pela degradação de lipídeos e ácidos graxos. As *Bacteroides*, *Butyvirbio*, *Clostridium*, *Fusobacterium*, *Selenomonas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus* e *Bacillus* são responsáveis pela degradação das proteínas a aminoácidos. Já as *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio* e *Eubacterium*, degradam os polissacarídeos a açúcares menores (CHERNICHARO, 2007).

Os microrganismos dependem de macro e micronutrientes para suprir as necessidades nutricionais da composição química de suas células. Os macronutrientes são elementos que servem de alimento para os microrganismos, já os micronutrientes são os elementos que ajudam na manutenção da vida destes, porém em pequenas quantidades (MESQUITA *et al.*, 2013; CHERNICHARO, 2007; AQUINO *et al.*, 2006b; CÁRDENAS-CLEVES *et al.*, 2016).

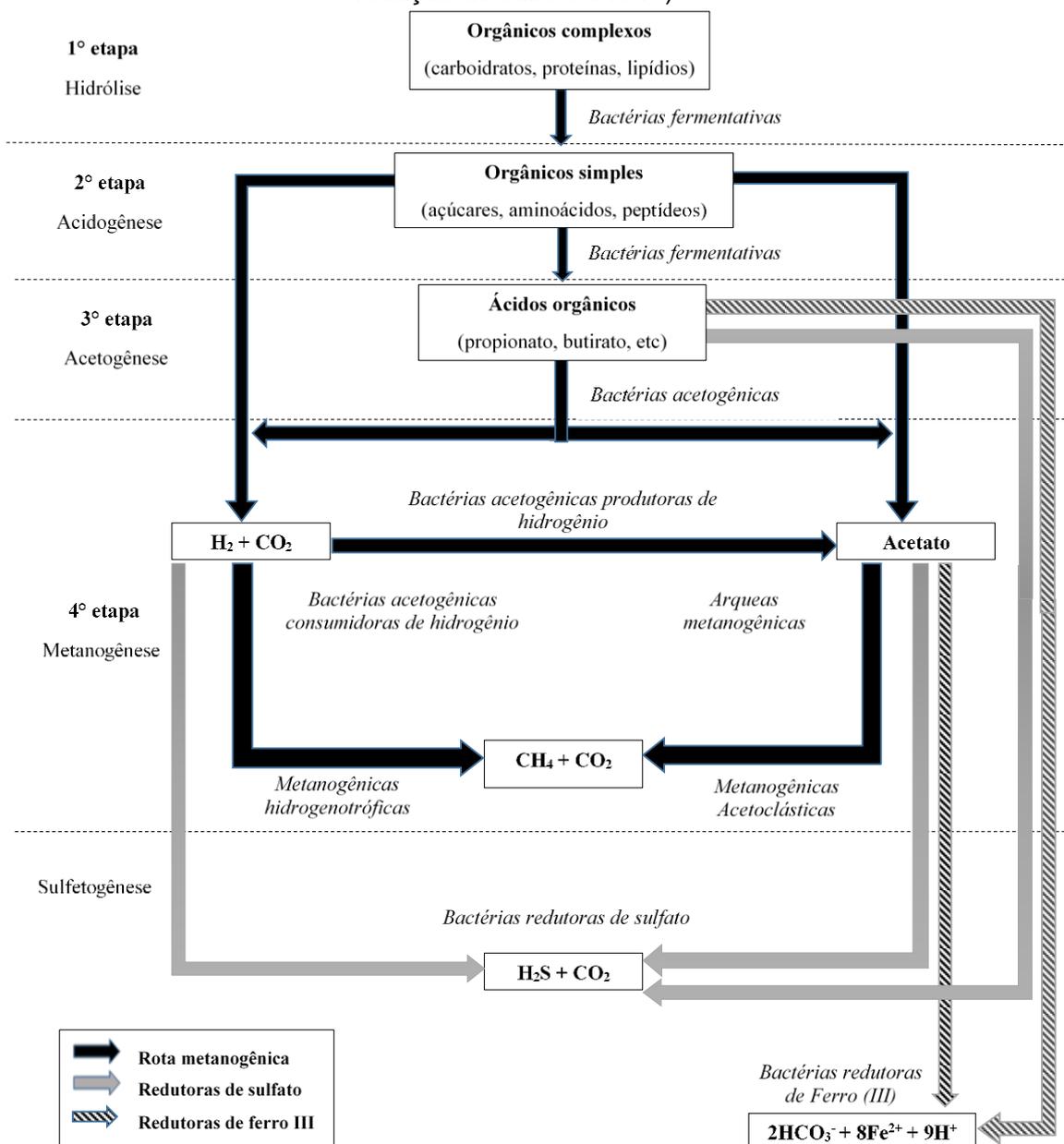
As bactérias fermentativas ou acidogênicas metabolizam os produtos formados na hidrólise, formando produtos mais simples (ácidos graxos, álcoois e ácidos), na fase acidogênica. Por serem os primeiros a atuarem no processo de degradação, os microrganismos fermentativos são os que absorvem mais energia do substrato, os gêneros mais comuns de bactérias fermentativas são a *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas*, *Desulfobacter*, *Micrococcus*, *Bacillus* e *Escherichia* (AQUINO e CHERNICHARO, 2005; CHERNICHARO, 2007).

Na acetogênese, as bactérias sintróficas ou acetogênicas oxidam os produtos gerados na acidogênese, transformando o propionato e o butirato em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. As bactérias do gênero *Syntrophobacter* e *Syntrophomomas* dependem da ação de microrganismos consumidores de hidrogênio, pois as reações acetogênicas ocorrem em condições de baixa concentração de hidrogênio e acetato (CHERNICHARO, 2007).

A metanogênese é considerada a etapa final do processo de DA, os microrganismos metanogênicos, que se classificam no domínio *Archaea*, removem o hidrogênio e convertem os produtos formados na acetogênese em CH₄ e CO₂. Esse grupo de microrganismos atua em um número limitado de substratos: o ácido acético, o hidrogênio/dióxido de carbono, o ácido fórmico, o metanol, as metilaminas e o monóxido de carbono. Em alguns casos, o substrato apresenta compostos inorgânicos em sua composição química ou, as condições operacionais dos reatores favorecem a digestão anaeróbia por outras rotas metabólicas. Assim, a última etapa

do processo de digestão anaeróbia pode ser pela rota das bactérias redutoras de sulfato ou pelas bactérias redutoras de ferro, como mostra a Figura 1 (CHERNICHARO, 2007; OLIVEIRA, 2015a).

Figura 1. Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato e ferro)



A presença de sulfato em processos de digestão anaeróbia estimula a ação das bactérias sulforedutoras ou redutoras de sulfato. Elas reduzem o sulfato e outros compostos sulfurados a sulfeto. Esse processo apresenta características termodinâmicas e cinéticas favoráveis em comparação as bactérias fermentativas,

acetogênicas e metanogênicas na competição pelo substrato (CHERNICHARO, 2007; CHENG e KURT, 2008).

A rota de redução de ferro também pode competir com a rota metanogênica. O ferro é um dos micronutrientes essenciais no processo de digestão anaeróbia, pois ele atua como um aceptor de elétrons. Entretanto, quando em abundância, o ferro se sobrepõe aos demais aceptores, na presença de Fe^{3+} a matéria orgânica é convertida em CO_2 , liberando Fe^{2+} . Essa reação ($2\text{HCO}^{3-} + 8\text{Fe}^{2+} + 9\text{H}^+$) inibe a ação das *Arqueas* metanogênicas, reduzindo a produção de metano (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; MADIGAN *et al.*, 2010; SILVA, 2012a).

As *Arqueas* metanogênicas são os microrganismos mais importantes no processo de digestão anaeróbia, pois são eles que removem a DQO da fase líquida e convertem o acetato em gás metano, porém esses microrganismos são extremamente sensíveis, necessitando de monitoramento das condições do meio (AQUINO e CHERNICHARO, 2007).

A tecnologia de digestão anaeróbia permite o tratamento de grandes volumes de resíduos líquidos e sólidos, convertendo a matéria orgânica presente neles em dióxido de carbono (CO_2) e água, ou dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4). Assim, ao final do processo os produtos gerados são o biogás e o lodo (CHERNICHARO, 2007).

O Brasil é um país de clima tropical, o que favorece o processo de digestão anaeróbia. A utilização dessa tecnologia no tratamento de resíduos orgânicos deverá aumentar a vida útil dos aterros sanitários, além de constituir uma possível fonte de energia no país. Visando o potencial energético do biogás produzido pelo processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos, a Lei nº 3.529-A/2012, estabelece a obrigatoriedade de contratação de pelo menos 250 megawatts, anual, de energia elétrica a partir da biomassa, por empresas de distribuição de energia elétrica, durante pelo menos 25 anos (BRASIL, 2012h).

2.3 Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos foram responsáveis por 57,5% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em 2016, no Brasil (BRASIL, 2018e). Essa emissão, se dá pelo fato desses resíduos passarem pelo processo de degradação em locais inadequados ou em locais sem o reaproveitamento energético do biogás produzido. Aproximadamente 34% dos resíduos coletados no Brasil são direcionados para

aterros sanitários, muitos destes sem passar pelo processo de triagem (BRASIL, 2019a).

A digestão anaeróbia (DA) da parcela orgânica é a melhor alternativa para o tratamento dos RSU, pois permite a redução do potencial poluidor e dos riscos sanitários. Essa tecnologia é viável e economicamente sustentável, devido à tolerância e eficiência de remoção de elevadas cargas orgânicas, geração de resíduos biodegradáveis, pequena área requerida, baixos custos de implantação e operação, baixo consumo de energia e produção de biogás. Além dos benefícios do processo de DA o seu produto final (biogás) pode ser reutilizado para energia elétrica, térmica e como combustível para veículos e equipamentos. O biogás gerado é composto de 50% a 70% de CH₄ e de 30% a 45% de CO₂ (CHERNICHARO, 2007; VAN FAN *et al.*, 2018; BRASIL, 2018i).

Alguns fatores podem influenciar no crescimento dos microrganismos e na qualidade do biogás gerado durante o processo de digestão, são eles: a composição e concentração do substrato, a carga orgânica, a umidade, o balanceamento de macro e micronutrientes, a alcalinidade, os compostos tóxicos, o pH, a temperatura e o tamanho das partículas do substrato (GUERI *et al.*, 2018; KRAUSE *et al.*, 2018a). A Tabela 2, mostra os parâmetros que interferem na DA e seus respectivos valores ideais.

Tabela 2. Parâmetros envolvidos no processo de DA de RSU

PARÂMETRO	VALOR IDEAL	OBSERVAÇÕES	
Temperatura (°C)	Mesofílica	30 - 40	O limite superior da mesófila é a temperatura ideal para uma ótima produção de biogás.
	Termofílica		
pH		6,3 – 7,9	Fora desses níveis os microrganismos metanogênicos não se desenvolvem.
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)		1000 a 5000	Neutraliza as variações de acidez do resíduo.
Acidez Volátil (mg CH ₃ COOH/L)		500 a 2000	Concentrações mais altas inibirão o acetato e a produção de biogás.
Acidez / Alcalinidade (AV/AT)		0,1 a 0,5	Representa estabilidade para processos anaeróbios, valores superiores representam acúmulo de ácidos nos reatores.
C/N		20 a 30	Relações mais elevadas levam ao consumo de nitrogênio pelas metanogênicas, reduzindo a produção de metano.
TDH (dias)		9 a 95	Varia em função do substrato, temperatura e o tipo do sistema de digestão.
Carga orgânica (kgSVm ³ /rd)	Mesofílica	0,4 a 6,4	Microrganismos se inibem se a carga orgânica for muito elevada.
	Termofílica		

Fonte: GUERI *et al.*, 2018.

2.3.1 Potencial hidrogeniônico (pH) e alcalinidade

O ótimo desempenho de um reator anaeróbio depende das condições ambientais ideais para os microrganismos se desenvolverem, algumas delas são a presença de nutrientes e a ausência de compostos tóxicos, ou seja, os componentes do substrato. O pH, a acidez e a alcalinidade são parâmetros de grande influência no primeiro estágio da DA. O pH determina o nível da atividade microbiana a partir de faixas ideais. A faixa ideal deve ser mantida durante o processo, para o máximo desenvolvimento dos microrganismos, já que o pH está diretamente relacionado com a concentração de AGV produzido na terceira etapa do processo de DA dos RSU (acetogênese), promovendo a harmonia entre os microrganismos sintróficos e a alcalinidade total do meio. Quando o potencial hidrogeniônico (pH) em ecossistemas anaeróbios naturais ou antrópicos, atinge valores acima de 9,0 ou abaixo de 4,0 pode danificar a bactéria devido a alteração do pH interno de sua célula (EMCON, 1986 Apud Alcântara, 2007).

A faixa ideal do pH para processos de DA é entre 6,5 – 7,8. As bactérias fermentativas suportam pH na faixa de 4,0 – 8,5 e as *Arqueas* metanogênicas sob condições entre 6,5 – 7,2. Quando relacionado a temperatura, o pH ótimo em condições mesofílicas é 7,1 e em termofílicas é 7,2 (DEBIASI *et al.*, 2018; KUNZ *et al.*, 2019). Quando o pH está na faixa de 6,5 – 8,0, os ácidos orgânicos estão ionizados, ou seja, não são tóxicos aos microrganismos (> 99%). Porém, quando o pH está em torno de 5, significa que cerca de metade dos ácidos graxos estão desassociados, quanto mais ácido no meio, menos propício será para os microrganismos viverem (AQUINO e CHERNICHARO, 2005; PEREIRA *et al.* 2009; TRZCINSKI e STUCKEY, 2012).

A alcalinidade é a capacidade de neutralizar os ácidos do sistema, seu valor elevado não pode ser relacionado ao pH também elevado, mas ao poder de tamponamento elevado. No início da etapa de hidrólise, ocorre o aumento dos níveis de amônia de 1788 até 2400 mg.L⁻¹ e o aumento de alcalinidade de 221,4 até 1698,0 mg/L, para manter o tamponamento do meio, a alcalinidade total deve estar entre 2500 e 5000 mg.L⁻¹ CaCO₃ (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2008). O ambiente alcalino proporciona o processo de hidrólise e contribui para a produção de etanol, reduzindo as concentrações de AGV (DAHIYA *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2017b; DEBIASI *et al.*, 2018).

2.3.2 Umidade e série de sólidos

De acordo com Foster-Carneiro *et al.* (2008) e Campuzano e González-Martínez (2016), os valores de sólidos totais (ST) no material de alimentação de digestores anaeróbios podem variar entre 10% a 20%. Esse parâmetro deve ser acompanhado em processos de DA para indicar alterações físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos. O teor de sólidos voláteis (SV) determina a quantidade de material passível de degradação pelos microrganismos anaeróbios.

O teor de umidade indica o percentual de água presente nos RSU, a variação de água influencia o comportamento mecânico, o desenvolvimento e o transporte dos microrganismos no processo de digestão anaeróbia. Ou seja, a taxa de hidrólise é diretamente proporcional ao teor de umidade (ALCÂNTARA, 2007). No Brasil, o teor de umidade médio de resíduos sólidos pode variar entre 40% a 60% (MONTEIRO, 2001).

2.3.3 Salinidade e condutividade elétrica

A concentração de sais pode afetar parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Elevados valores de salinidade podem ocasionar toxicidade aos microrganismos anaeróbios, prejudicando o tratamento biológico. De acordo com Mendonça (2009), a biomassa pode se adaptar ao meio salino. Porém, concentrações molar de 0,032M de sódio (Na) causam inibição dos microrganismos. Teores de salinidade maiores que 4,4 podem prejudicar o tratamento anaeróbio (AMARAL *et al.*, 2014). Por outro lado, Araújo (2017) realizou o tratamento anaeróbio eficiente, em efluente têxtil, com valores de salinidade próximo a 6.

A condutividade elétrica indica a capacidade de condução elétrica do material. Compostos inorgânicos são bons condutores elétricos, enquanto compostos orgânicos são maus condutores elétricos. A determinação da condutividade elétrica possibilita identificar as fases de estabilização da matéria orgânica em aterros sanitários, onde o processo biológico predominante é a DA. Na fase de transição do processo aeróbio para o anaeróbio, a faixa da condutividade é de 2450 a 3310 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, nas etapas de acidogênese e acetogênese a condutividade fica na faixa de 1600 a 17100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e na fase de produção de CH_4 a condutividade elétrica fica na faixa de 1400 a 4500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (ALCÂNTARA, 2007).

2.3.4 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é um parâmetro muito utilizado em estações de tratamento de esgoto doméstico para determinar a quantidade de matéria orgânica inicial e final do efluente tratado. Quando analisada em resíduos sólidos, esse parâmetro indica o grau de hidrólise e solubilização do substrato (resíduo sólido) obtido pelos microrganismos para produzir biogás (PANIGRAHI *et al.*, 2020). A DQO contabiliza a necessidade de oxigênio para a oxidação do carbono presente na amostra, assim é utilizado para determinar a matéria orgânica dos resíduos sólidos (AQUINO *et al.*, 2006b).

Apesar de ser um parâmetro importante para comparar a eficiência do processo de degradação do RSU, deve-se ter atenção em substâncias inorgânicas, como sulfeto, nitrito, tiosulfato, Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^+ , Ni^{2+} , Co^{2+} e cloretos, no método de análise essas substâncias podem ser oxidadas, interferindo no resultado final da análise (AQUINO *et al.*, 2006b).

2.3.5 Ferro e sulfato

Elementos como o ferro e o sulfato combinados e em condições ideais podem auxiliar a ação das *Arqueas* metanogênicas no processo de digestão anaeróbia, pois podem reduzir a DQO causada pela ação de sulfetos a 18%, além de ajudar os microrganismos metanogênicos a converterem o acetato em metano (AQUINO *et al.*, 2006b; MOJIRI *et al.*, 2012; GUERRA, 2017).

O ferro é um dos macronutrientes essenciais no processo de DA, pois ele atua como um aceptor de elétrons. Entretanto, quando em abundância, o ferro se sobrepõe aos demais aceptores podendo reverter a rota de degradação da matéria orgânica, convertendo-a em CO_2 e liberando $\text{Fe}^{2+}(2\text{HCO}_3^- + 8\text{Fe}^{2+} + 9\text{H}^+)$. Essa reação inibe a ação das *Arqueas* metanogênicas, reduzindo a produção de metano (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; MADIGAN *et al.*, 2010; SILVA, 2012a).

Os sulfetos e outros elementos inorgânicos podem afetar a remoção da DQO. A presença de sulfato em processos de DA estimula a ação das bactérias sulforedutoras ou redutoras de sulfato, estas bactérias apresentam características termodinâmicas e cinéticas favoráveis em comparação as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas na competição pelo substrato (AQUINO *et al.*, 2006b; CHERNICHARO, 2007; CHENG e KURT, 2008).

2.3.6 Nitrogênio (N) e fósforo (P)

A degradação e estabilização eficiente de resíduos orgânicos dependem de macronutrientes como nitrogênio e fósforo. O nitrogênio interfere na formação de proteínas, ácidos nucleicos e componentes da parede celular pelos microrganismos. O nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico são as porções de nitrogênio utilizada pelos microrganismos anaeróbios (HUSSAIN, 2015). Segundo Campuzano e González-Martínez (2016), a quantidade de nitrogênio total (NTK) em RSU pode variar de país para país, entre 1 mg.g⁻¹ a 28 mg.g⁻¹.

O fosfato é essencial para o crescimento bacteriano, a produção de energia e a manutenção do pH durante o processo de degradação. O fósforo na forma orgânica e inorgânica é adequado para a degradação biológica de resíduos. As concentrações de nitrogênio e fósforo devem ser pequenas o suficiente para colaborar com o processo de degradação e não serem lançadas no lixiviado produzido durante a DA (HUSSAIN, 2015).

2.3.7 Relação carbono/nitrogênio

O carbono e o nitrogênio são elementos essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios. O carbono é utilizado como fonte de energia e o nitrogênio no crescimento celular estrutural dos microrganismos. Assim, para realizar o processo de digestão anaeróbia, os microrganismos precisam de uma relação C/N adequada. Essa relação indica a amônia livre, o acúmulo de AGV e o nível de nutrientes do substrato (JAIN *et al.*, 2015).

Resíduos sólidos urbanos como papel e poda são ricos em carbono, resultando em relações de C/N elevadas. Em elevadas relações, a taxa de solubilização de proteínas é reduzida e as concentrações de nitrogênio e AGV são baixas, no sistema de DA. A literatura afirma que a relação C/N deve ser na faixa de 20:1 – 30:1, sendo 25:1 a ideal para o crescimento bacteriano no sistema de DA (GUERI *et al.*, 2018; PANIGRAHI e DUBEY, 2019).

2.4 Influência da temperatura na digestão anaeróbia dos RSU

A temperatura é um parâmetro que interfere diretamente nos processos biológicos. Sua variação afeta os balanços energéticos, podendo restringir as reações enzimáticas e influenciar na desnaturação destas enzimas. As propriedades físico-

químicas dos substratos também podem ser alteradas por este parâmetro. Dessa forma, comprometendo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico e da produção de metano (MAO *et al.*, 2015; KUNZ *et al.*, 2019).

A temperatura pode classificar os microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia. Existem quatro faixas de temperatura, a psicrófila (entre 4 e 15 °C), a mesófila (entre 20 e 40 °C), a termófila (entre 45 e 70 °C) e a hipertermófila (de 80 a 100 °C). A taxa de crescimento microbiano é diretamente relacionada ao aumento da temperatura, ou seja, quanto menor a temperatura tem-se uma menor atividade microbiana, e quanto maior a temperatura, tem-se uma maior atividade microbiana (CHERNICHARO, 2007; ALCANTÁRA, 2007).

A desnaturação das proteínas ocorre na etapa de hidrólise do substrato. Temperaturas termofílicas aumentam a atividade enzimática, ajudando na destruição do arranjo molecular e tornando o substrato disponível para as demais etapas do processo de DA (MAO *et al.*, 2015). Sendo assim, em temperaturas termofílicas, a hidrólise é aprimorada, o odor é reduzido, os patógenos são destruídos, ocorre maior eficiência na degradação da matéria orgânica e conseqüentemente, maior produção de biogás (KIM *et al.*, 2017a; KUNZ *et al.*, 2019). Entretanto, os processos anaeróbios termofílicos deixam o sistema mais suscetível a instabilidades, à medida que a temperatura aumenta, o pH também pode aumentar e o equilíbrio químico é deslocado de NH_4^+ para NH_3 (aquoso), causando a inibição de amônia. A amônia livre se difunde pela membrana celular das *Arqueas* metanogênicas, causando o desequilíbrio iônico e a deficiência de potássio, isso eleva os custos operacionais do processo (WATANABE, 2017; PEARSE *et al.*, 2018; KUNZ *et al.*, 2019).

A digestão anaeróbia na faixa mesofílica é mais estável que na faixa de temperatura termofílica. Alguns estudos mostram que o processo de biodegradação anaeróbica em temperaturas mesofílicas, reduz os custos operacionais, pois consome menos energia e não é suscetível à carga de choque ou à adição de materiais inibidores e favorece as condições para a diversificação da população microbiana, elevando o potencial de produção de metano em RSU (KIM *et al.*, 2017a; PEARSE *et al.*, 2018; GUERI *et al.*, 2018).

De acordo com Mao *et al.* (2015), apesar dos processos mesofílicos proporcionarem melhor estabilidade e diversidade microbiana, isso pode prejudicar na produção de metano devido à maior demanda por nutrientes. A associação de temperaturas termofílicas com mesofílicas pode melhorar a degradação da matéria

orgânica e aumentar a eficiência de produção de metano. O processo de DA faseado ocorre com a aplicação de temperaturas termofílicas (55 °C) no primeiro estágio do tratamento, nas etapas de hidrólise e acidogênese. Após, no segundo estágio, para favorecer as populações metanogênicas são aplicadas temperaturas mesofílicas (35 °C) (LV *et al.*, 2013; PERVIN *et al.*, 2013; RODRÍGUEZ *et al.*, 2016). A Tabela 3, ilustra a faixa ideal que alguns parâmetros devem atender para o melhor desempenho dos microrganismos anaeróbios.

Tabela 3. Requisitos ambientais dos microrganismos anaeróbios mesofílicos

PARÂMETROS	HIDRÓLISE/ACIDOGÊNESE	METANOGENÊNESE
Temperatura	25 – 35	32 – 42
pH	5,2 – 6,3	6,7 – 7,5
Relação C:N	10 - 45	20 – 30

Fonte: Adaptado Kunz *et al.*, 2019.

Segundo Rodríguez *et al.* (2016), o processo de temperaturas faseadas é ideal para resíduos com características heterogêneas com elevado teor de sólidos, como é o caso dos RSU. Ele afirma que a produtividade específica de metano por grama de matéria orgânica é superior aos sistemas que operam em uma única temperatura.

Alguns estudos mostram que apesar da temperatura ser um parâmetro importante no processo de digestão anaeróbia, sua variação não interfere na degradação de determinados resíduos. Segundo Krause *et al.* (2018a), a digestão anaeróbia de resíduos como o papel independe da temperatura de incubação. Xiao *et al.* (2018a), avaliou que no processo de estabilização de resíduos alimentares, a eficiência de degradação é a mesma para temperaturas mesofílicas e termofílicas.

2.5 Influência do tamanho das partículas dos RSU na digestão anaeróbia

O tamanho das partículas dos RSU influencia em todas as etapas do gerenciamento de resíduos sólidos, desde a coleta, transporte, recuperação e reciclagem, até o descarte final, tanto pela área ocupada pelos resíduos, como pelo processo de degradação deste, pois o tamanho das partículas dos resíduos pode indicar a idade e a velocidade de estabilização da matéria orgânica no processo de DA (ZHANG e BANKS, 2013).

Quanto menor o tamanho das partículas dos resíduos, maior será a superfície específica do material disponível aos microrganismos, ajudando o seu contato com o substrato e facilitando as reações bioquímicas. O tamanho das partículas exerce

influência na fase de hidrólise que, ao ser desenvolvida corretamente, favorece as subseqüentes etapas da digestão anaeróbia e, conseqüentemente potencializa a produção do biogás (ALCÂNTARA, 2007; TEIXEIRA *et al.*, 2008; CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016).

Segundo Viriato *et al.* (2015), a taxa de produção de biogás é inversamente proporcional ao tamanho das partículas dos resíduos sólidos orgânicos. A literatura não define o melhor tamanho de partícula para potencializar a produção de metano. Diversos autores estudaram distintas variações de tamanhos de partículas, em resíduos alimentares e obtiveram valores de produção de metano variáveis.

Em seu estudo, Agyeman e Tao (2014) obtiveram melhor produção de metano em resíduos alimentares com tamanho de partículas de 2,5 mm. Montalvo *et al.* (2017) por sua vez, conseguiram maior produção de metano e remoção da matéria orgânica trabalhando com partículas de 1–1,4mm. De acordo com os autores a ligação dos microrganismos na superfície do composto é mais favorável nessas granulometrias.

Motte *et al.* (2013), afirmam que partículas sólidas orgânicas de 0,7mm tem maior capacidade de produção de metano, em relação à faixa de 0,1 a 1,4mm. Segundo Moñino *et al.* (2016), partículas de 0,5mm facilitam o acesso dos microrganismos ao substrato, melhorando a estabilização da matéria orgânica.

Entretanto, alguns estudos mostram que a excessiva redução das partículas para 0,4mm pode alterar as propriedades físicas e químicas do composto. À medida que se diminui a granulometria dos resíduos, aumenta-se a densidade aparente deste e reduz-se a retenção de água e o valor do pH. Isso pode ser explicado pelo aumento da taxa de hidrólise que gera o acúmulo de ácidos orgânicos, inibindo as *Arqueas* metanogênicas (ALCÂNTARA, 2007; ZHAO *et al.*, 2012a; ZHANG e BANKS, 2013).

Estudos mostram que resíduos com partículas de 350 a 250mm produzem cerca de 32% mais metano que resíduos com partículas de 150 a 100mm. E que partículas de 25mm pode aumentar a produção de CO₂ em relação a de CH₄ (ALCÂNTARA, 2007). Em contrapartida, Zhang e Banks (2013), Silvestre (2015) e Krause *et al.* (2018a), mostraram em seus estudos que a variação do tamanho das partículas em resíduos não alteram significativamente a produção de CH₄. De acordo com Zhang e Banks (2013), a redução do tamanho das partículas de 4mm a uma média de 2mm, não aumentou notavelmente a extensão de degradação do substrato.

Silvestre (2015), avaliou que partículas de 20 a 8mm de RSU não melhoraram significativamente a taxa de produção do biogás. E Krause *et al.* (2018a), mostrou que

a variação do tamanho das partículas entre 22 a 2mm, em resíduos de papel, também não interferem significativamente na produção de metano.

De acordo com Pearse *et al.* (2018), em ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP), é importante que as partículas sejam pequenas para facilitar a degradação por parte dos microrganismos, porém que o tamanho seja grande o suficiente para que não haja mudança nas propriedades da amostra.

2.6 Potencial bioquímico de metano (BMP)

Os testes do potencial bioquímico de metano (BMP), são aplicados para quantificar a máxima geração de metano a partir de resíduos líquidos e principalmente sólidos, determinar a biodegradabilidade anaeróbia de um substrato orgânico e definir o substrato mais adequado para o processo. Esses testes são realizados em batelada, escala de bancada, para preestabelecer o máximo desempenho de digestores biológicos anaeróbios em grande escala (ANGELIDAKI *et al.*, 2009; CÁRDENAS-CLEVES *et al.*, 2016).

Os ensaios de BMP são aplicados mundialmente, pois a DA é uma tecnologia viável para o tratamento de resíduos orgânicos. Algumas normas foram estabelecidas para padronizar esse processo. A Alemanha estabeleceu a norma DIN 38414-8, que determina condições para a execução de ensaios cinéticos em batelada da DA de substratos orgânicos, através de testes volumétricos de produção de biogás. E a norma VDI 4630, que estabelece as condições para a execução de ensaios cinéticos em batelada, semicontínuos e contínuos. Essa norma é muito utilizada pela União Europeia para a avaliação do BMP em diferentes substratos, esse processo serve como referência para processos em escala de bancada, auxiliando na operação de plantas de produção de biogás em grande escala (KUNZ *et al.*, 2019).

O teste de BMP em resíduos orgânicos é uma ferramenta importante para a otimização técnica e econômica para projetos de produção de biometano. Por se tratar de um processo de digestão anaeróbia, alguns fatores podem influenciar na produção de metano (QUADRO 1). O pH deve-se manter na faixa de 6 a 8 durante todo o processo e, quanto maior ou mais complexa as partículas do substrato, o potencial de produção de metano é menor (ESPOSITO *et al.*, 2012).

Quadro 1. Fatores que influenciam nos ensaios de BMP

FATORES QUE INFLUENCIAM NO ENSAIO DE BMP		
Substrato	Caracterização físico-química	
	Requerimento de pré-tratamento	
	Concentração inicial	
	Quantidade e qualidade	
Inóculo	Procedência e aclimatação	
	Caracterização físico-química	
	Concentração inicial	
	Quantidade e qualidade	
Condições Experimentais	Quantificação de CH ₄	Volumétrico
		Manométrico
		Cromatografia
Condições Operacionais	Físicas	Capacidade do reator, réplicas e controle
		Duração do ensaio
		Temperatura
		Agitação
	Químicas	Ajuste de pH e alcalinidade
		Solução de nutrientes
		Condições anaeróbias
		Captura de CO ₂
	Outros	Relação substrato / inóculo

Fonte: Cárdenas-Cleves, 2016.

O metano contribui vinte e oito vezes mais para o aquecimento global em relação ao gás carbônico (CO₂). O aproveitamento energético do metano (CH₄), além de reduzir a emissão deste gás na atmosfera, mitigando o efeito estufa, pode substituir as fontes fósseis utilizadas atualmente no país para a geração de energia. De acordo com a Associação Brasileira do Biogás e do Biometano (ABIOGÁS), se o biogás gerado no Brasil fosse reaproveitado, poderia suprir 36% da atual demanda por energia elétrica do próprio país. Entretanto, em 2015, apenas 0,0741% desse potencial foi aproveitado. O biometano é composto por 92% de CH₄, ou seja, o biogás é refinado, retirando-se o vapor de água, o gás carbônico e o sulfeto de hidrogênio, este tem a capacidade de suprir 70% da demanda interna de diesel do Brasil (BRASIL, 2012b; BRASIL, 2018i; BRASIL, 2018e).

A geração de energia pelo biogás de resíduos sólidos pode ser proveniente da captação do gás de aterro sanitário ou pela digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos. Além dos diversos rejeitos que podem ser utilizados, efluentes urbanos, dejetos de animais e vegetais, vinhoto e alimentos em geral e, resíduos celulósicos, como o papel (BRASIL, 2012b).

2.6.1 Produção de metano a partir de diferentes substratos

A produção de metano sofre relativas variações devido à natureza do inóculo e à heterogeneidade dos substratos. Os resíduos que possuem em sua composição lignina, como é o caso de papel e de poda, apresentam teores de produção de metano relativamente baixos (KRAUSE *et al.*, 2018a). A verificação do potencial bioquímico de metano a partir de resíduos sólidos urbanos, não possui uma metodologia específica. A Tabela 4 mostra ensaios de BMP realizados em alguns países, com diferentes substratos.

Tabela 4. BMP de diversos substratos

RESÍDUO	BMP (mL CH ₄ .gSV ⁻¹)	REFERÊNCIA
Alimento	194 ± 3	Nielfa <i>et al.</i> (2015)
Alimento	445 e 456	Zhang <i>et al.</i> (2012a)
Comida e papel	560	Chickering <i>et al.</i> (2018)
Papel	217 ± 5	Nielfa <i>et al.</i> (2015)
Papel	323 ± 4,96	Walter <i>et al.</i> (2016)
Papel	272	Chickering <i>et al.</i> (2018)
Gramma	283 - 383	McEniry e O'kiely (2013)
Jardim	77 ± 7	Nielfa <i>et al.</i> (2015)
Jardim	350	Chickering <i>et al.</i> (2018)

Fonte: O autor.

De acordo com Nielfa *et al.* (2015), quando a parcela orgânica dos resíduos sólidos urbanos é separada da parcela inorgânica a produção de metano é elevada. Os resíduos alimentares possuem a maior produção de metano, seguido dos resíduos de papel, no entanto os resíduos de poda ou plásticos podem diminuir a produção final de metano. Sendo assim, é mais viável que os ensaios de BMP sejam realizados individualmente com cada classe de resíduos.

3 METODOLOGIA EXPERIMENTAL

A análise experimental ocorreu em duas etapas. A primeira etapa foi a caracterização das três categorias de resíduos sólidos orgânicos utilizadas (papel, poda e alimentar). As análises físico-químicas foram realizadas para identificar as propriedades dos resíduos, a composição nutricional e determinar as melhores condições para a digestão anaeróbia destes.

Na segunda etapa, foram montados reatores biológicos anaeróbios em batelada, escala de bancada, para verificar o potencial bioquímico de metano (BMP) de cada categoria de resíduos, separadamente, analisando duas temperaturas - mesofílica (35°C) e termofílica (55°C) -, e dois tamanhos de partículas de resíduos distintos. Para o resíduo alimentar foram analisados os tamanhos de partículas $\leq 0,6\text{mm}$ e $\leq 2\text{mm}$ (VIRIATO *et al.*, 2015) e para os resíduos de papel e poda foram analisados os tamanhos de partículas $\leq 2\text{ mm}$ e $\leq 22\text{ mm}$ (KRAUSE *et al.*, 2018a).

3.1 Composição das amostras de resíduos orgânicos

A partir da literatura foi realizado um levantamento sobre a composição dos tipos de materiais encontrados em cada categoria de resíduo em centros urbanos. Através deste levantamento, pôde-se preparar, em laboratório, uma amostra com os percentuais de cada material citado e verificar a composição nutricional e as características físico-químicas de cada categoria de resíduo.

3.1.1 Resíduo alimentar

A mistura de resíduo alimentar que foi adicionada aos reatores seguiu a metodologia de Figueiras (2016), que foi baseada no estudo realizado pela WRAP (Waste e Resources Action Programme), em 2008. O estudo identificou os componentes e quantificou os montantes de cada alimento encontrado nos resíduos alimentares, de domicílios no Reino Unido. A amostra de resíduo alimentar foi obtida a partir das proporções estabelecidas na Tabela 5.

Tabela 5. Composição de resíduo alimentar domiciliar

GRUPO ALIMENTAR	PORCENTAGEM (% peso)	COMPONENTES EM CADA CATEGORIA (% peso)
Vegetais	31,3	Batata (77,5); cebola (14,2); cenoura (8,3)
Frutas	19,9	Banana (44,7); maçã (37); laranja (17,5)
Fatias de pão	16,3	Pão (100)
Alimentos mistos	12,7	Feijão (50); arroz (50)
Carnes	10,2	Frango (55); carne bovina (45)
Salada	5,3	Alface (50,9); tomate (49,1)
Laticínio	4,3	Queijo (100)

Fonte: FIGUEIRAS, 2016.

3.1.2 Resíduo de papel

A proporção utilizada para compor a amostra de resíduo de papel foi baseada no trabalho de Silva (2014b). Em seu estudo foi avaliada a composição gravimétrica dos resíduos do município de Juiz de Fora, em Minas Gerais. O Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DEMLURB) quantificou o percentual de lixo reciclável coletado no município e separou os resíduos de papel em três grupos distintos, como pode ser visto na Tabela 6.

Tabela 6. Composição dos resíduos recicláveis da cidade de Juiz de Fora – composição do papel

COMPONENTE	QUANTIDADE (%)
Papel branco	1
Papelão	69
Papel misto	30
TOTAL	100

Fonte: Adaptado de Silva, 2014.

3.1.3 Resíduo de poda

A composição física dessa classe foi obtida através da análise gravimétrica dos resíduos de poda coletados na Universidade Federal de Pernambuco, Campus Agreste (UFPE-CAA), seguindo o Manual de Gerenciamento Integrado de Lixo Municipal (CEMPRE, 2018) e utilizando-se o método de quarteamento.

Os resíduos de poda e varrição da UFPE-CAA foram coletados em um saco plástico de 100 litros e pesado. Obteve-se a massa total de 3,552kg de resíduos de poda e varrição da universidade. Após a pesagem, o resíduo coletado foi distribuído em uma lona preta e dividido em quatro partes iguais. Escolheu-se um quarto do resíduo coletado e separou-o de acordo com os componentes presentes nele, como galhos, folhas e gramíneas (FIGURA 2).

Figura 2. Análise gravimétrica dos resíduos de varrição/poda da UFPE-CAA. (I) pesagem resíduo total; (II) distribuição dos resíduos em lona preta; (III) separação de cada componente dos resíduos e (IV) pesagem de cada componente



Fonte: O Autor.

Após realizar o método de quarteamento foi possível obter a massa dos resíduos de poda, em porcentagem, de cada componente presente na amostra bruta através da Equação 1. Assim, obteve-se a composição gravimétrica dos resíduos de poda e varrição da UFPE-CAA (TABELA 7).

Eq. 1

$$\text{classe de resíduo (\%)} = \frac{\text{peso da fração do resíduo (kg)}}{\text{peso total da amostra bruta (kg)}} * 100$$

Tabela 7. Composição gravimétrica dos resíduos de poda e varrição da UFPE-CAA

COMPONENTE	QUANTIDADE (%)
Folhas	47
Galhos	2
Gramíneas	51
TOTAL	100

Fonte: O autor.

Considerando os resultados encontrados tanto na literatura (resíduos alimentares e de papel), quanto no trabalho de campo (resíduos de poda), as amostras para o experimento foram constituídas e caracterizadas, conforme descrito a seguir.

3.2 Caracterização das amostras de resíduos

Para caracterizar os resíduos, os materiais de cada categoria foram triturados em liquidificador doméstico, adicionando água o suficiente para formar uma mistura pastosa. A amostra de mistura dos resíduos alimentares foi composta por 200g da amostra alimentar (TABELA 5) com 200mL de água destilada. A amostra de resíduos de papel foi composta por 100g dos componentes da Tabela 6, com 1000mL de água destilada. A amostra de mistura de resíduos de poda foi obtida a partir da trituração de 100g dos componentes da Tabela 7 com 1000mL de água destilada.

A proporção de água utilizada para os resíduos alimentares foi menor que a dos demais resíduos, pelo fato de que os alimentos já apresentavam em sua composição um excesso de umidade (FIGURA 3).

Figura 3. Amostras de resíduos alimentar, de poda e de papel, respectivamente



Fonte: O autor.

Para as análises de umidade e DQO foram utilizados os resíduos *in natura*. A partir das amostras foram realizadas as análises descritas no Quadro 2.

Quadro 2. Parâmetros analisados na caracterização dos RSU

CARACTERÍSTICAS	PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA
FÍSICA	Umidade 100-110 °C	-	KIEHL, 1985
	Série de Sólidos	2540 B, C, D, E, F, G	APHA, 2017
QUÍMICA	pH	4500 – H ⁺	APHA, 2017
	Condutividade Elétrica	2510 A	APHA, 2017
	Salinidade	2520 A	APHA, 2017
	Alcalinidade	2320 B	APHA, 2017
	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 C	GOMES, 1989; APHA, 2017
NUTRICIONAL	Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	4500 – Norg B	APHA, 2017
	Nitrogênio amoniacal	4500 – NH ₃	APHA, 2017
	Fósforo (P)	4500 – P E	APHA, 2017
	Ferro (Fe)	3500 – Fe B	APHA, 2017
	Sulfato (SO ₄ ²⁻)	4500 – SO ₄ ²⁻	APHA, 2017

Fonte: O Autor.

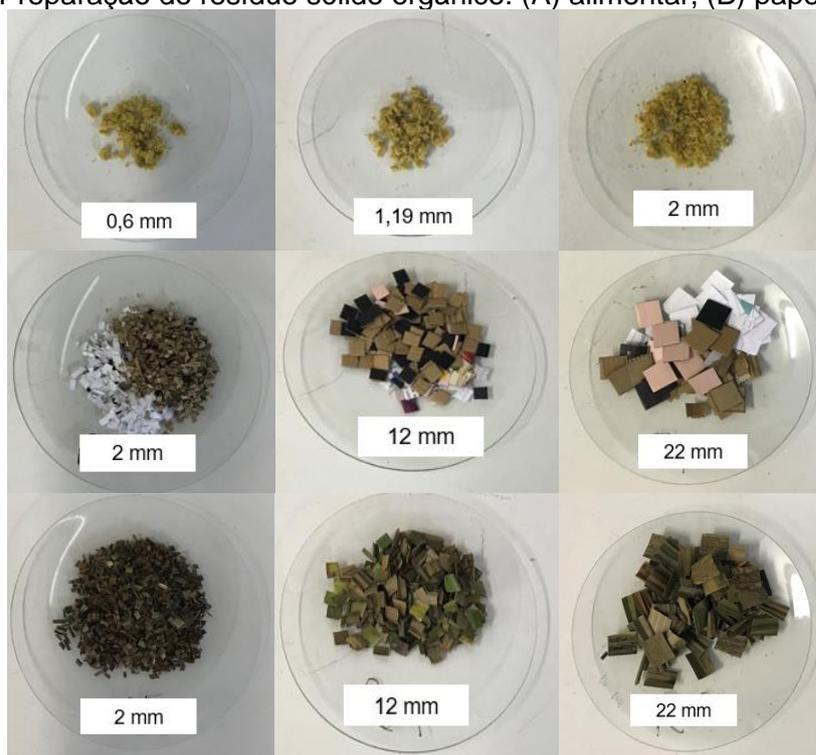
3.3 Análise do potencial bioquímico de metano (BMP)

Para medir a quantidade de metano que poderia ser obtido em cada classe de resíduo orgânico estudado, foram montados reatores biológicos anaeróbios seguindo o planejamento estatístico fatorial.

3.3.1 Planejamento fatorial

Após a caracterização dos resíduos, foi realizado o planejamento fatorial 2² com um ponto central em triplicata, para cada classe de resíduo (BARROS NETO *et al.*, 2002). O ponto central em triplicata calcula estatisticamente a média e o erro das variáveis analisadas em cada reator. As temperaturas testadas foram (35 e 55 °C) e o tamanho das partículas para o resíduo alimentar foram $\leq 0,6\text{mm}$ e $\geq 2\text{ mm}$ (IZUMI *et al.*, 2010; VIRIATO *et al.*, 2015), para os resíduos de papel e poda foram testados os tamanhos de $\leq 2\text{ mm}$ e $\geq 22\text{ mm}$ (KRAUSE *et al.*, 2018a), como ilustra a Figura 4.

Figura 4. Preparação do resíduo sólido orgânico: (A) alimentar, (B) papel e (C) poda



Fonte: O autor.

Sendo assim, foram montados 4 reatores com variações de temperatura e tamanho de partículas dos resíduos e mais 3 reatores com o valor médio da temperatura e do tamanho de partículas dos resíduos, totalizando 7 reatores para cada classe de resíduos, como apresentado na Tabela 8.

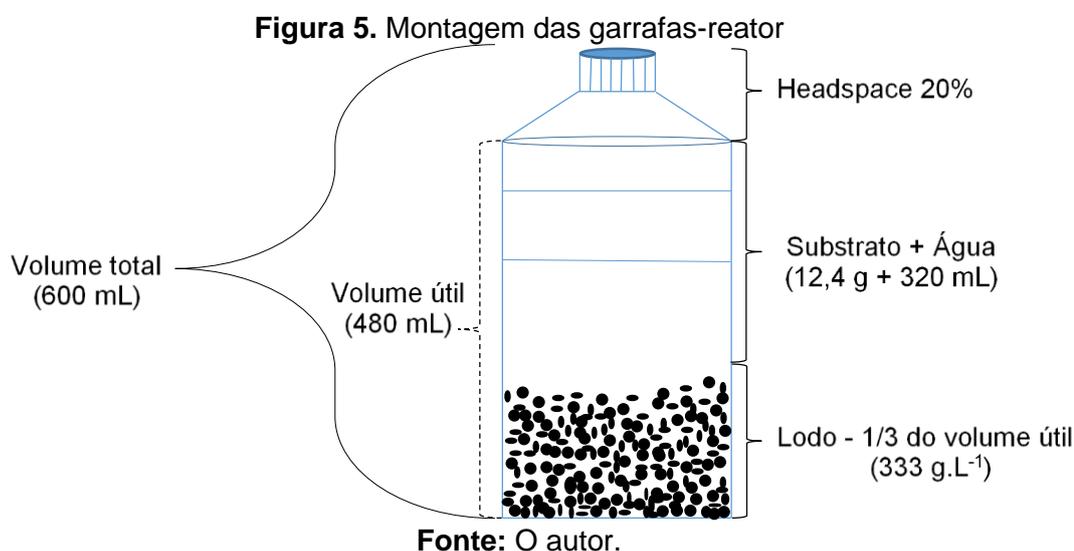
Tabela 8. Matriz de planejamento dos testes fatoriais 2²

ENSAIO	TEMPERATURA (°C)	TAMANHO DA PARTÍCULA (mm)	RESÍDUO
A1-35	35	0,6	Alimentar
A1-55	55	0,6	
A2-35	35	2	
A2-55	55	2	
A0-45	45	1,19	
PA1-35	35	2	Papel
PA1-55	55	2	
PA2-35	35	22	
PA2-55	55	22	
PA0-45	45	12	
PO1-35	35	2	Poda
PO1-55	55	2	
PO2-35	35	22	
PO2-55	55	22	
PO0-45	45	12	

Fonte: O autor.

3.3.2 Instalação dos reatores biológicos anaeróbios

Garrafas-reator em regime de batelada e estático com agitação manual intermitente diária, escala de bancada, foram montadas para realizar o processo de digestão anaeróbia dos resíduos e medir a quantidade de metano produzido durante este processo. As garrafas-reator utilizadas foram de borossilicato, com volume total de 600 mL e volume útil de 480 mL. Foi adotado o *headspace* de 20% para a passagem de gás (CHERNICHARO, 2007). A montagem das garrafas seguiu o esquema ilustrado na Figura 5, adotando-se as condições de temperatura e substratos descritos na Tabela 8.



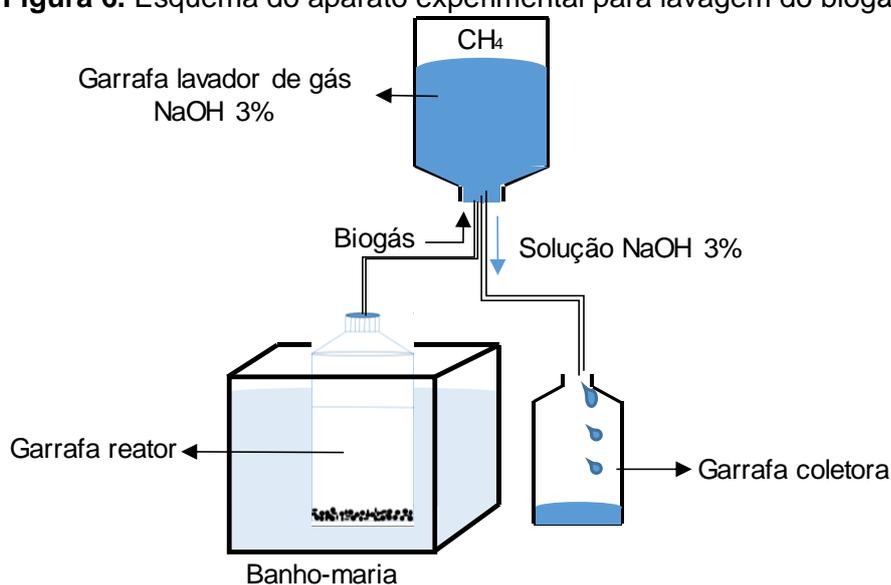
O inóculo foi do tipo granular e proveniente de um sistema anaeróbio de uma estação de tratamento de efluentes de cervejaria. A concentração do inóculo no teste foi de 333 g.L^{-1} , que correspondeu a um terço do volume útil da garrafa-reator (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2008). A quantidade de substrato (resíduo orgânico) adicionado ao reator foi obtido de acordo com Trzcinski e Stuckey (2012). Eles estudaram três condições de inóculo e avaliaram que a melhor relação foi $12,9 \text{ gSVinóculo.g}^{-1}\text{SVsubstrato}$. A quantidade de substrato adicionado aos reatores do presente estudo foi determinada pela relação, quantidade de inóculo adicionada aos reatores, pela quantidade de inóculo utilizada no estudo de Trzcinski; Stuckey (2012), $160 \text{ g SVinóculo.}12,9 \text{ g}^{-1}\text{SVinóculo}$. Assim, a quantidade de substrato adicionado ao reator foi de 12,4g de substrato.

O sistema de medição de metano foi do tipo direta, do líquido deslocado da garrafa de lavagem de gás preenchida com uma solução de hidróxido de sódio

(NaOH) a 3% (MONTALVO, 2017) e indicador azul de bromotimol (Figura 6). Nessa concentração, o pH da solução mantém-se acima de 12 ocorrendo a reação do hidróxido de sódio com o CO_2 , produzindo carbonato de sódio que fica solúvel na solução, enquanto o CH_4 é liberado para a superfície da garrafa-lavador de gás pressionando a solução de NaOH 3% que cai em forma de gotículas na garrafa-coletora. O indicador serve para indicar se o pH da solução reduziu (SOUZA, 2009).

Cada 1 grama de NaOH 3% deslocado corresponde a 1 mL de metano produzido.

Figura 6. Esquema do aparato experimental para lavagem do biogás



Fonte: Adaptado de Aquino *et al.*, 2007a.

Durante toda a fase de operação, os reatores ficaram imersos em banho-maria para controlar as temperaturas e mantê-las estáveis (marca – Nova Ética, modelo – NE 5729). Devido a variação de temperaturas, inicialmente, durante 15 dias, os microrganismos passaram por um período de adaptação as condições ambientais, para avaliar a atividade metanogênica específica (AME) do inóculo (AQUINO *et al.*, 2007a). Assim, foi adicionada uma solução de ácidos graxos voláteis (AGV) com uma concentração de 9166 mg.L^{-1} de DQO (FLORENCIO *et al.*, 1994), uma solução de NaHCO_3 na mesma concentração da solução de AGV e o pH do substrato foi corrigido com NaOH, na faixa de 7,0 – 7,2.

Após o período de aclimação, os resíduos foram adicionados aos reatores. Antes de iniciar o período de incubação, foi verificado o pH de cada reator, quando o pH estava abaixo de 7,2, foi adicionado bicarbonato de sódio (NaHCO_3) para corrigir

a alcalinidade e estabilizar o pH (TRZCINSKI e STUCKEY, 2012; VIRIATO *et al.*, 2015). A produção de metano foi medida diariamente. Pode-se observar na Figura 7 os reatores anaeróbios em escala de bancada.

Figura 7. Reatores anaeróbios em batelada, escala de bancada



Fonte: O autor.

3.3.3 Manipulação do tamanho das partículas dos RSU

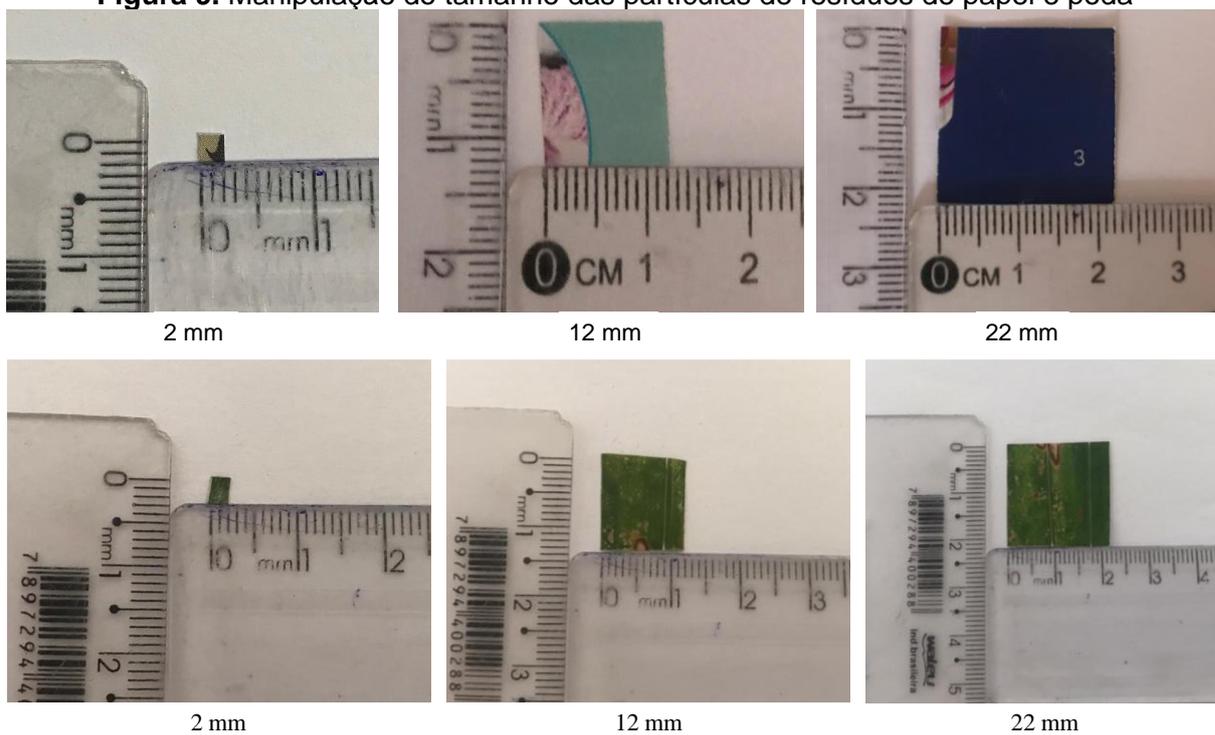
Para obter a granulometria proposta no estudo, a amostra de resíduos alimentares foi triturada em um liquidificador doméstico e depois passada em peneiras com aberturas de malha 0,6mm, 1,19mm e 2mm (FIGURA 8) (IZUMI *et al.*, 2010; VIRIATO *et al.*, 2015). Já os resíduos de papel e poda foram medidos com o auxílio de uma régua e cortados nas medidas 2mm, 12mm e 22mm (FIGURA 9) (KRAUSE *et al.*, 2018a).

Figura 8. Peneiras de malha utilizadas para a manipulação do tamanho das partículas do resíduo alimentar



Fonte: O Autor.

Figura 9. Manipulação do tamanho das partículas de resíduos de papel e poda



Fonte: O Autor.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos resíduos sólidos orgânicos

O processo de DA depende das características dos substratos. O estudo das características determina a composição nutricional de cada resíduo, avalia o tempo de duração da hidrólise do substrato e identifica os microrganismos que são favoráveis ao processo de digestão. Essa etapa é essencial para reduzir custos extras com reagentes e determinar as melhores condições de operação em biodigestores anaeróbios, potencializando a produção de metano.

4.1.1 Resíduo alimentar

A Tabela 9 mostra as características físico-químicas e nutricionais do resíduo alimentar do presente estudo e da literatura. Os resíduos quando dissolvidos em água liberam substâncias e promovem a alteração do pH. O resíduo alimentar em meio aquoso tende a acidificá-lo, o pH foi de 5,8. Valores semelhantes foram observados em outros trabalhos, entre 5,5 e 5,9 (KUCZMAN *et al.*, 2018; NEVES *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2019b; THANARASU *et al.*, 2018). Este tipo de resíduo é rico em proteínas, carboidratos e lipídios. Elevados teores de proteínas e lipídios resultam em altos valores de pH e elevados teores de carboidratos reduzem os valores do pH (LI *et al.*, 2017). O resíduo alimentar estudado foi composto por mais de 50% de carboidratos, essa composição pode ter sido determinante para o valor do pH. Em processos de DA a faixa ideal de pH é de 6,8 – 7,8, as bactérias fermentativas desempenham suas funções em pH na faixa de 4 – 8,5 e as *Arqueas* metanogênicas em pH entre 6,5 – 7,2 (KUNZ *et al.*, 2019). O resíduo alimentar favoreceria o desenvolvimento apenas das bactérias fermentativas.

A hidrólise de proteínas, carboidratos e lipídios, sob pH alcalino (> 7), pode elevar as concentrações de AGVs (LEE *et al.*, 2019). A concentração da alcalinidade do resíduo alimentar foi de 5 ± 1 gCaCO₃.kg⁻¹, isto é, a cada kg de resíduo adicionado no meio apenas 5g é de carbonato de cálcio (componente tamponante). Autores como Xiao *et al.* (2019b) encontraram 0 gCaCO₃.kg⁻¹ em resíduos alimentares do Japão e Angeriz-Campoy *et al.* (2015) encontraram o valor de 11 gCaCO₃.kg⁻¹ em resíduos alimentares da Espanha. Chen *et al.* (2014) expuseram uma faixa ideal de alcalinidade entre 4 - 6 gCaCO₃.kg⁻¹ para resíduos alimentares. Os componentes alimentares

variam de país para país, para a amostra de resíduo alimentar, avaliado nesta pesquisa, obteve-se um valor médio dentre os encontrados na literatura.

Amaral *et al.* (2014) reportaram toxicidade aos microrganismos anaeróbios com teores de salinidade maiores que 4,4. A salinidade do resíduo alimentar neste trabalho foi 2,6, valor consideravelmente insignificante, visto que essa concentração de sais não interfere no crescimento dos microrganismos anaeróbios (AMARAL *et al.*, 2014). Os compostos salinos são os principais responsáveis pela condutividade elétrica. A condutividade elétrica do resíduo alimentar foi $4,7 \text{ mS.cm}^{-1}$.

A amostra de resíduo alimentar teve cerca de 68% de umidade. A umidade dessa amostra foi semelhante às encontradas na literatura, no Brasil. Segundo Monteiro (2001), no Brasil, a taxa média do teor de umidade de RSU pode variar entre 40 a 60%. Oliveira *et al.* (2018b) analisaram os resíduos alimentares do restaurante da UFPE e obtiveram 85% de umidade. Castro e Mateus (2016) obtiveram 70% de umidade em resíduos de restaurantes no município de Salvador-BA. Sendo assim, mesmo em regiões distintas, os resíduos alimentares são constituídos de mais de 60% de água.

As moléculas de carbono são utilizadas pelos microrganismos envolvidos no processo de DA, como fonte de energia e alimento. O percentual de carbono orgânico contido no resíduo alimentar estudado foi de 16%, esse valor foi inferior ao encontrado na literatura. Kim *et al.* (2019b) encontraram 49% de carbono orgânico em resíduos alimentares da Coréia e Panigrahi *et al.* (2020) encontraram 43% de carbono em resíduos alimentares, na Índia.

A concentração de DQO do resíduo alimentar estudado foi de $2257 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, esse valor foi semelhante ao encontrado por Panigrahi *et al.* (2020) que obtiveram uma concentração de $2423 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ em resíduos alimentares de uma instituição de ensino na Índia. A DQO estudada também foi verificada em massa, que foi de 451 gO_2 para cada kg de resíduo alimentar.

De acordo com Gueri *et al.* (2018), para o eficiente processo de DA de RSU a relação (C/N) deve ser de 20 a 30, pois relações acima de 30 podem aumentar o consumo de nitrogênio pelos microrganismos metanogênicos, reduzindo a produção de metano, conseqüentemente prejudicando no aproveitamento energético. A relação de C/N no resíduo alimentar estudado foi de 16, esse valor foi semelhante ao encontrado por Mu *et al.* (2020) em resíduos alimentares coletados em uma cafeteria na China (16,3).

Os sólidos voláteis é um parâmetro importante que contabiliza o percentual de matéria orgânica presente no resíduo. Dentre as três categorias de resíduos estudadas o resíduo alimentar teve o maior percentual de sólidos voláteis, 98%, sendo composto por macromoléculas (proteínas, carboidratos e lipídios), necessárias para o desenvolvimento de microrganismos. Maragkaki *et al.* (2017) obteve resultado semelhante, cerca de 87% de SV em resíduos alimentares da Grécia. A composição alimentar de cada país é diferente, devido a cultura, clima, solo, entre outros fatores (CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016) e, portanto, deve ser considerada no dimensionamento dos sistemas.

O ferro é um elemento importante em concentrações traço para o crescimento celular (KUNZ *et al.*, 2019). A amostra de resíduo alimentar estudada teve uma concentração de $3 \pm 1 \text{ gFe.kg}^{-1}$. Autores como Kuczman *et al.* (2018) e Zhang *et al.* (2007b) encontraram concentrações de 0,02 e 0,8 gFe.kg^{-1} em resíduos alimentares, do Brasil e da Califórnia, respectivamente. A composição de cada amostra de resíduos é distinta para cada região, amostras com maior percentual de alimentos como feijão e carne possuem mais ferro em sua composição. A amostra estudada foi composta por 16% desses elementos.

Assim como o ferro, o sulfato também é um elemento essencial para o crescimento celular dos microrganismos responsáveis pelo processo de DA. O sulfato e o sulfeto são compostos formados por enxofre, que podem provocar a precipitação de alguns nutrientes, como o ferro, níquel, cobre e molibdênio, que são essenciais para a DA em concentrações traço (KUNZ *et al.*, 2019). Esse parâmetro não é comumente avaliado em resíduos sólidos, neste estudo foi encontrada uma concentração de $0,02 \text{ gSO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$. A literatura mostra valores distintos de sulfato em resíduos alimentares, na Califórnia, Zhang *et al.* (2007b) encontraram valores de $2,5 \text{ gSO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$ e na Coreia, Zhang *et al.* (2011c) encontraram uma concentração de $3 \cdot 10^{-4} \text{ gSO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$.

O nitrogênio é necessário na formação de proteínas, ácidos nucleicos e componentes da parede celular pelos microrganismos (HUSSAIN *et al.*, 2015). No resíduo alimentar observou-se uma concentração de $92 \text{ gN-NTK.kg}^{-1}$, a maioria do nitrogênio encontrado nos alimentos era orgânico e uma pequena parcela era amoniacal ($2 \text{ gN-NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1}$). Maragkaki *et al.* (2017) e Nielfa *et al.* (2015) encontraram valores de nitrogênio inferiores ao desta pesquisa, entre 2,8 e 1 g.kg^{-1} em resíduos

alimentares, respectivamente. Neves *et al.* (2018) também avaliaram o nitrogênio de resíduos alimentares do Brasil e obtiveram $27 \text{ gN-NTK.kg}^{-1}$ e $0,315 \text{ gN-NH}_3.\text{kg}^{-1}$.

Tabela 9. Características físico-químicas e nutricionais do resíduo alimentar e da literatura

PARÂMETRO	PRESENTE ESTUDO	LITERATURA	LOCAL DE COLETA DO RESÍDUO	REFERÊNCIA	
pH	5,8	5,9	Restaurante no município de Cascavel, estado do Paraná, Brasil	KUCZMAN <i>et al.</i> , 2018	
		5,8	Restaurante UNICAMP, Brasil	NEVES <i>et al.</i> , 2018	
Alcalinidade (g CaCO ₃ .kg ⁻¹)	5 ± 1	11	Restaurante da Universidade de Cadíz, Espanha	ANGERIZ-CAMPOY <i>et al.</i> , 2015	
Salinidade	2,6	-	-	-	
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	4,7	14	Restaurante, Coréia	SHIN <i>et al.</i> , 2008	
Umidade a 100-110 °C (%)	68 ± 0,1	70	Restaurante, município de Salvador, Brasil	CASTRO e MATEUS, 2016	
		77	Cidade da China	LIU <i>et al.</i> , 2017	
Carbono orgânico (%)	16	49	Cafeteria no Instituto Nacional de Ulsan de Ciência e Tecnologia (UNIST), Coréia	KIM <i>et al.</i> , 2019 b	
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	2257 ± 0	2423	Resíduos alimentares de uma instituição de ensino na Índia	PANIGRAHI <i>et al.</i> , 2020	
DQO (g.kg ⁻¹)	451 ± 0	289	Mistura de acordo com Boulanger <i>et al.</i> , 2012. Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Relação C/N	16	16,3	Cafeteria da Universidade de Tecnologia de Dalian, China	MU <i>et al.</i> , 2020	
Sólidos Totais	Totais (g.kg ⁻¹)	104	123	Technological Educational Institute of Crete, Heraklion, Grécia	MARAGKAKI <i>et al.</i> , 2017
	Voláteis (g.kg ⁻¹)	92	107	Technological Educational Institute of Crete, Heraklion, Grécia	MARAGKAKI <i>et al.</i> , 2017
	Voláteis (%)	89	87	Technological Educational Institute of Crete, Heraklion, Grécia	MARAGKAKI <i>et al.</i> , 2017
	Fixos (g.kg ⁻¹)	12	55	Restaurante UNICAMP, Brasil	NEVES <i>et al.</i> , 2018
Ferro (g Fe.kg ⁻¹)	3 ± 1	0,76	Município de San Francisco, Califórnia	ZHANG <i>et al.</i> , 2007 b	
		2,5	Município de San Francisco, Califórnia	ZHANG <i>et al.</i> , 2007 b	
Sulfato (g SO ₄ .kg ⁻¹)	0,02	3.10 ⁻⁴	Restaurante da Universidade de Myongji Yongin, Coréia	ZHANG <i>et al.</i> , 2011 c	
Fósforo (g P-PO ₄ .kg ⁻¹)	0,5 ± 0	13	Restaurante UFPE, Brasil	OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2018 B	
Nitrogênio	Total (%)	0,98	1,97	Resíduos alimentares de uma instituição de ensino na Índia	PANIGRAHI <i>et al.</i> , 2020
	Total (g N-NTK.kg ⁻¹)	92	27	Restaurante UNICAMP, Brasil	NEVES <i>et al.</i> , 2018
			25	Mistura de acordo com Boulanger <i>et al.</i> , 2012. Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2012
Amoniacal (g N-NH ₃ .kg ⁻¹)	2	0,315	Restaurante UNICAMP, Brasil	NEVES <i>et al.</i> , 2018	

Fonte: O autor.

4.1.2 Resíduo de papel

Na Tabela 10, podem ser observadas as características físico-químicas e nutricionais do resíduo de papel do presente estudo e da literatura. A amostra de resíduo de papel teve pH de 7,9, esse pH favorece todas as etapas do processo de DA. Walter *et al.* (2016) encontraram pH de 8,5 em resíduos de uma indústria de papel, o valor encontrado pelos autores foi próximo ao encontrado no presente estudo.

A alcalinidade desse resíduo foi de 43 gCaCO₃.kg⁻¹. O valor da alcalinidade depende da DQO do substrato. A adição de reagentes tamponantes neutraliza possíveis variações de acidez do resíduo durante o processo de digestão e aumenta a alcalinidade do meio possibilitando a DA.

A salinidade do resíduo de papel foi de 0,2, a concentração de sais nesse resíduo não apresenta risco de inibir o processo de DA. A condutividade elétrica encontrada foi 0,8 mS.cm⁻¹, esse parâmetro está relacionado a quantidade de sais presentes na amostra, sendo compatível com o valor de salinidade encontrado.

A amostra de resíduo de papel estudada teve uma umidade de 15%, esse resíduo tem pouca umidade devido ao seu processamento industrial que objetiva um produto seco. Dalmo *et al.* (2019) encontraram valor semelhante de umidade (14%) em resíduos de papel que seguem para aterros sanitários de São Paulo, Caieiras, Paulínia e Mauá, no Brasil.

O percentual de carbono orgânico foi de 43%, o valor encontrado no presente estudo foi semelhante ao encontrado por Kim *et al.* (2019b) em resíduos de papel de toaletes na Coréia (42%). A concentração da DQO do resíduo de papel foi de 511 mg O₂/L. Em massa esse parâmetro correspondeu a 102 g.kg⁻¹. A proporção e a composição da amostra de resíduos de papel do presente estudo foram compostas por 69% de papelão, esse tipo de papel possui mais matéria orgânica em sua composição, quando comparado ao papel de escritório e de jornal (KRAUSE *et al.*, 2018a).

A relação C/N do resíduo de papel foi elevada quando comparada a obtida no resíduo alimentar. Entretanto, o valor da relação de 215, encontrada no presente estudo, foi semelhante a encontrada por Nielfa *et al.* (2015), eles obtiveram uma relação de 296, em resíduos de papel da Espanha.

O resíduo de papel teve 60% de SV em sua composição, esse valor foi próximo aos encontrados na literatura, Nielfa *et al.* (2015) encontraram 78% em resíduos de

papel da Espanha e Chickering *et al.* (2018) encontraram 85% de SV em resíduos de papel na Florida, Geórgia e Carolina do Norte. Em concentração, o resíduo de papel teve 89 gST.kg⁻¹ e 53 gSV.kg⁻¹ de ST e SV, respectivamente. Nielfa *et al.* (2015), que realizou o seu estudo na Espanha, encontrou valores de 940 g.kg⁻¹ de ST e 731 g.kg⁻¹ de SV, esses valores foram elevados quando comparados ao presente estudo.

A caracterização dos resíduos mostrou que a quantidade de ferro presente na composição do resíduo de papel ($1,5 \pm 0$ gFe⁺³.kg⁻¹) é inferior à do resíduo alimentar. Algumas indústrias, como a de papel e celulose, geram efluentes com alta concentração de íons de sulfato e matéria orgânica. O resíduo de papel, rico em celulose, teve mais sulfato que o resíduo alimentar, cerca de 0,1 gSO₄⁻.kg⁻¹. Dinis (2008), obteve valores traço de ferro e sulfato para resíduos de papel, 0,226 gFe.kg⁻¹ e 0,241 gSO₄⁻.kg⁻¹ de resíduo, respectivamente.

Com relação ao fósforo, a concentração no resíduo de papel foi de $0,5 \pm 0,2$ gP-PO₄.kg⁻¹. Dinis (2008) encontrou uma concentração de 0,92 gP-PO₄.kg⁻¹. De acordo com Campuzano e González-Martínez (2016), as concentrações de fósforo total em RSU podem variar de 0,4 a 13 g.kg⁻¹ entre países e cidades. A concentração de nitrogênio na amostra de resíduo de papel estudado (174 gN-NTK.kg⁻¹) foi distinta e superior a encontrada na literatura. Nielfa *et al.* (2015) encontraram uma concentração de 0,31 gN-NTK.kg⁻¹. O nitrogênio desse resíduo era totalmente orgânico.

Tabela 10. Características físico-químicas e nutricionais do resíduo de papel e da literatura

PARÂMETRO	PRESENTE ESTUDO	LITERATURA	LOCAL DE COLETA DO RESÍDUO	REFERÊNCIA	
pH	7,9	8,5	Resíduo de uma indústria de papel	WALTER <i>et al.</i> , 2016	
		8,02	Resíduos foram coletados na China	LIN <i>et al.</i> , 2013	
Alcalinidade (g CaCO ₃ .kg ⁻¹)	46 ± 2	-	-	-	
Salinidade	0,2	-	-	-	
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	0,8	-	-	-	
Umidade a 100-110 °C (%)	15 ± 1	14	Aterros sanitários de São Paulo, Caieiras, Paulínia e Mauá, Brasil	DALMO <i>et al.</i> , 2019	
		26	Unidades de disposição de resíduos na Florida, Geórgia, e Carolina do Norte	CHICKERING <i>et al.</i> , 2018	
Carbono orgânico (%)	43	42	Resíduo de papel de toalete, Coreia	KIM <i>et al.</i> , 2019 b	
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	511 ± 0	-	-	-	
DQO (g.kg ⁻¹)	102 ± 0	843	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Relação C/N	215	296	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Sólidos Totais	Totais (g.kg ⁻¹)	89	940	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
		-	-	-	-
	Voláteis (g.kg ⁻¹)	53	731	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
		-	-	-	-
Voláteis (%)	60	77	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Fixos (g.kg ⁻¹)	35	-	-	-	
Ferro (g Fe.kg ⁻¹)	1,5 ± 0	0,226	-	DINIS, 2008	
Sulfato (g SO ₄ .kg ⁻¹)	0,1	0,241	-	DINIS, 2008	
Fósforo (g P-PO ₄ .kg ⁻¹)	0,5 ± 0,2	0,92	-	DINIS, 2008	
Nitrogênio	Total (%)	0,2	0,24	Resíduo de papel coletado em Xiamen, China	WAN <i>et al.</i> , 2013
	Total (g N-NTK.kg ⁻¹)	174	0,31	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
	Amoniacal (g N-NH ₃ .kg ⁻¹)	0	-	-	-

Fonte: O autor.

4.1.3 Resíduo de poda

A Tabela 11 mostra as características físico-químicas e nutricionais do resíduo de poda do presente estudo e da literatura. O pH do resíduo de poda e varrição da UFPE – CAA foi de 6,1. Durante o processo de DA há uma tendência de redução do pH devido a produção de ácidos, caso a alcalinidade seja insuficiente (KUNZ *et al.*, 2019). Os resíduos alimentar e de poda, caracterizaram-se pelo pH ácido. Valores ácidos de pH podem inibir o desempenho das *Arqueas* metanogênica, que são os microrganismos responsáveis pela transformação de compostos orgânicos em CH₄ (KUNZ *et al.*, 2019). Para manter o ambiente propício ao processo de DA, fez-se necessária a adição de reagentes básicos e tamponantes, como NaOH e NaHCO₃ (TRZCINSKI e STUCKEY, 2012) para estabilizar o pH e corrigir a alcalinidade em biodigestores.

A alcalinidade do resíduo de poda foi de 9 ± 1 gCaCO₃.kg⁻¹. Os valores de alcalinidade dos três resíduos devem ser comparados com a concentração da matéria orgânica (DQO). A matéria orgânica quando é degradada pelo processo anaeróbio, libera compostos ácidos (AGVs) podendo acidificar o meio. Portanto, a alcalinidade deve ter concentração semelhante a concentração de DQO, para que os ácidos que sejam produzidos sejam neutralizados e mantenham os níveis de pH dentro da faixa ótima dos microrganismos.

O resíduo de poda caracterizou-se pelo valor de salinidade de 0,9. As concentrações de sais das amostras de resíduos estudadas foram insignificantes para a inibição dos microrganismos anaeróbios. Os compostos salinos são os principais responsáveis pela condutividade elétrica. A condutividade elétrica do resíduo de poda foi 1,9 mS.cm⁻¹. Assim como com a salinidade, o resíduo alimentar teve a condutividade elétrica superior aos resíduos de papel e de poda.

A umidade dessa categoria de resíduos foi de 42%, o valor obtido no presente estudo foi próximo ao encontrado por Chickering *et al.* (2018), que obtiveram 45% em resíduos de poda e varrição coletados na Flórida, Geórgia e Carolina do Norte. Liu *et al.* (2017) obtiveram 46% de umidade em resíduos de poda coletados na China. Mesmo em países e regiões diferentes, a faixa de valores de umidade para o resíduo de poda é muito próxima. O teor de umidade indica o percentual de água presente nos RSU, a variação de água influencia no comportamento mecânico, no desenvolvimento e transporte dos microrganismos no processo de DA. A taxa de

hidrólise é diretamente proporcional ao teor de umidade do substrato (ALCÂNTARA, 2007), o resíduo alimentar por ter apresentado valor de umidade superior à dos resíduos de papel e de poda, tende à sua taxa de solubilização do material sólido ser maior que os demais resíduos.

O percentual de carbono orgânico foi de 26%, esse valor foi inferior ao encontrado na literatura, autores como Zhang *et al.* (2018d), Mu *et al.* (2020) e Panigrahi *et al.* (2020) obtiveram 44,5%, 45% e 46% de carbono orgânico em resíduos de poda, respectivamente.

A concentração da DQO do resíduo de poda foi superior à do resíduo de papel, 883 mgO₂.L⁻¹. Panigrahi *et al.* (2020) também caracterizou resíduos de poda e obtiveram uma concentração de 1281 mg O₂.L⁻¹. A mesma categoria de resíduos pode apresentar valores distintos de DQO devido às características da região – solo, clima, tipo de vegetação –, que interferem na composição da planta e quantidade de matéria orgânica presente nela.

A relação C/N foi de 138, esse valor foi superior ao encontrado na literatura, Nielfa *et al.* (2015) obtiveram uma relação de 66. Em elevados níveis de C/N ocorre menor produção de metano, devido ao rápido consumo de nitrogênio pelos microrganismos metanogênicos. Entretanto, relações baixas causam acumulação de amônia e elevação do pH > 8,5, no processo de DA (KOTHARI *et al.*, 2014).

Os sólidos totais voláteis representam 76% dos resíduos de poda e varrição analisados, os valores encontrados na literatura, para este parâmetro, foram superiores. No trabalho de Chickering *et al.* (2018), o percentual de STV foi de 83% em resíduos de poda coletados na Florida, Geórgia e Carolina do Norte. Nielfa *et al.* (2015) obtiveram 88% de SV em resíduos de poda coletados na Espanha.

Os sólidos voláteis representam o material orgânico que pode ser utilizado como substrato na DA e conseqüentemente na produção de metano. Sendo assim, quanto maior o percentual de SV em resíduos orgânicos, menor será a presença de compostos inorgânicos que não são digeridos pelos microrganismos (CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016). Ao comparar as três categorias de resíduos observa-se que teoricamente o resíduo alimentar tem a maior produção de CH₄, seguido do resíduo de poda e de papel.

O resíduo de poda teve a maior concentração de ferro ($13 \pm 2 \text{ gFe}^{+3}.\text{kg}^{-1}$) quando comparado com os demais resíduos e a literatura, Mu *et al.* (2020) encontraram uma concentração de $0,7 \text{ gFe}.\text{kg}^{-1}$ em resíduos de poda coletados no Campus de Dalian

University of Technology, China. As plantas possuem naturalmente em sua composição concentrações de ferro, algumas podem apresentar deficiência e isso pode ser observado pela coloração da folhagem. Sendo assim, a concentração de ferro de amostras de resíduos de poda é relativa a saúde e ao tempo de degradação das plantas.

Algumas indústrias como a de papel e celulose geram efluentes com alta concentração de íons de sulfato e matéria orgânica. Os resíduos de papel e poda, ricos em celulose, tiveram mais sulfato que o resíduo alimentar. No resíduo alimentar há $0,02 \text{ gSO}_4^- \cdot \text{kg}^{-1}$, no de papel $0,1 \text{ gSO}_4^- \cdot \text{kg}^{-1}$ e no de poda $0,2 \text{ gSO}_4^- \cdot \text{kg}^{-1}$. Dinis (2008) obteve uma concentração de $0,8 \text{ g SO}_4^- \cdot \text{kg}^{-1}$ em resíduos de poda e varrição.

Com relação ao fósforo, a concentração no resíduo de poda foi $1 \text{ gP-PO}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$. De acordo com Campuzano e González-Martínez (2016), a concentração de fósforo total em RSU pode variar de $0,4$ a $13 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ corroborando com os valores encontrados com os três resíduos analisados.

No resíduo de poda foi encontrada a maior concentração de nitrogênio ($175 \text{ gN-NTK} \cdot \text{kg}^{-1}$) quando comparada aos demais resíduos estudados e a literatura. Nielfa *et al.* (2015) encontraram $4,35 \text{ gN-NTK} \cdot \text{kg}^{-1}$ em resíduos de poda da Espanha. Segundo Campuzano e González-Martínez (2016), a quantidade de NTK em RSU pode variar de país para país, entre 1 a $28 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Os três resíduos estudados tiveram valores acima da faixa encontrada pelos autores. No presente estudo, os resíduos foram analisados individualmente possibilitando a verificação da concentração de nitrogênio total em cada categoria. Por serem resíduos orgânicos, ambos possuem em sua composição carbono. Os resíduos de papel e poda possuem cadeias mais longas devido a composição formada por lignina, celulose e hemicelulose, por ser um concentrado da poda e passar por processos químicos, o papel apresenta o teor de nitrogênio inferior ao da poda.

Tabela 11. Características físico-químicas e nutricionais do resíduo de poda e da literatura

PARÂMETRO	PRESENTE ESTUDO	LITERATURA	LOCAL DE COLETA DO RESÍDUO	REFERÊNCIA	
pH	6,1	7,5	Instituto Indiano de Tecnologia Campus de Kharagpur, Índia	PANIGRAHI <i>et al.</i> , 2020	
Alcalinidade (g CaCO ₃ .kg ⁻¹)	9 ± 1	-	-	-	
Salinidade	0,9	-	-	-	
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	1,9	-	-	-	
Umidade a 100-110 °C (%)	42 ± 5	46	Três pontos em uma cidade de médio porte na China	LIU <i>et al.</i> , 2017	
		45	Unidades de disposição de resíduos na Flórida, Geórgia, e Carolina do Norte	CHICKERING <i>et al.</i> , 2018	
Carbono orgânico (%)	26	44,5	Universidade Nacional de Cingapura (NUS)	ZHANG <i>et al.</i> , 2018 b	
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	883 ± 44	1281	Instituto Indiano de Tecnologia Campus de Kharagpur, Índia	PANIGRAHI <i>et al.</i> , 2020	
DQO (g.kg ⁻¹)	177 ± 0	626	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Relação C/N	138	66	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015	
Sólidos Totais	Totais (g.kg ⁻¹)	121	508	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
	Voláteis (g.kg ⁻¹)	92	449	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
	Voláteis (%)	76	83	Unidades de disposição de resíduos na Florida, Geórgia, e Carolina do Norte	CHICKERING <i>et al.</i> , 2018
	Fixos (g.kg ⁻¹)	29	-	-	-
Ferro (g Fe.kg ⁻¹)	13 ± 2	0,757	Campus da Universidade de Tecnologia de Dalian, China	MU <i>et al.</i> , 2020	
Sulfato (g SO ₄ ⁻ .kg ⁻¹)	0,2	0,882	-	DINIS, 2008	
Fósforo (g P-PO ₄ .kg ⁻¹)	1 ± 0	2,21	-	DINIS, 2008	
Nitrogênio	Total (%)	0,2	0,6	Campus da Universidade de Tecnologia de Dalian, China	MU <i>et al.</i> , 2020
	Total (g N-NTK.kg ⁻¹)	175	4,35	Espanha	NIELFA <i>et al.</i> , 2015
	Amoniacal (g N-NH ₃ .kg ⁻¹)	0	-	-	-

Fonte: O autor.

4.2 Inferência do potencial bioquímico de metano (BMP)

O conhecimento das características dos resíduos fez-se necessário para inferir o potencial de produção de metano a partir de cada categoria de resíduo. Assim, foi possível comparar se a produção real foi compatível com a produção teórica. O potencial de metano teórico foi obtido a partir da análise de DQO (Eq. 2), 1 g de DQO degradada por DA produziria 0,350 L de metano em temperatura e pressão padrão (STP) ou 0,395 L a 35 °C e 1 atm.

Eq. 2

$$B_0 - ThDQO = SVg_{add} * \left(\frac{DQOg}{SVg} \right) * 350$$

Em que, **B₀-ThDQO** = produção de metano em mLCH₄.g⁻¹ de resíduo; **SVg** = sólidos voláteis do resíduo em gramas; **DQOg** = demanda química de oxigênio do resíduo em gramas; **350** = valor teórico de metano em mL, em STP; **SVg add**= sólidos voláteis do resíduo adicionado em gramas (RAPOSO *et al.*, 2011).

A produção teórica de metano para o resíduo alimentar deveria ser de, aproximadamente, 158 mLCH₄.SVg⁻¹ de resíduo, para o resíduo de papel de 36 mLCH₄.SVg⁻¹ de resíduo e para o resíduo de poda de 62 mLCH₄.SVg⁻¹ de resíduo. De acordo com Campuzano e González-Martínez (2016), quanto maior a relação SV/ST maior será a produção de metano. O resíduo alimentar também apresentou a maior relação SV/ST, de 0,89. O resíduo de papel apresentou uma relação de 0,60 e o resíduo de poda de 0,76.

Dentre os três RSU orgânicos estudados, verificou-se que apesar do seu caráter ácido, e baixo teor de alcalinidade, o resíduo alimentar possuía o maior potencial de produção de metano (158 mLCH₄.SVg⁻¹ de resíduo). Este resíduo também apresentou os maiores percentuais de sólidos voláteis e umidade dentre os três analisados.

Os resíduos de papel e poda apresentaram características físico-químicas próximas as necessárias para processos de DA, entretanto o potencial de metano dessas classes foi inferior ao resíduo alimentar, devido a relação SV/ST, a DQO e a umidade desses resíduos. As três categorias de resíduos orgânicos precisaram da adição de reagentes químicos para correção da alcalinidade e estabilização do pH, isso manteve o meio adequado para o processo de DA.

Foram adicionados aos reatores 12,4 gramas de cada resíduo. Sendo assim, teoricamente se os resíduos fossem totalmente degradados e convertidos em metano,

a produção de CH₄ em reatores cujo substrato foi resíduo alimentar seria de aproximadamente 1959 LCH₄.SVg⁻¹, nos reatores cujo substrato foi resíduo de papel seria de 446 LCH₄.SVg⁻¹ e nos reatores cujo substrato foi resíduo de poda a produção de metano seria de aproximadamente 769 LCH₄.SVg⁻¹.

4.3 Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos RSU no BMP

4.3.1 Comportamento da produção acumulada de metano ao longo do tempo

O Gráfico 1 mostra a produção acumulada de metano nas temperaturas de 35 °C, 55 °C e ponto central para o resíduo alimentar. A sigla A significa resíduo alimentar, o número 0 corresponde ao valor médio/ponto central do tamanho de partícula estudado (1,19mm), o número 1 corresponde ao valor mínimo do tamanho de partícula estudado (0,6mm), o número 2 corresponde ao valor máximo do tamanho de partícula estudado (2mm) e os números 35, 45 e 55 correspondem a temperatura de incubação de cada reator.

A produção de metano iniciou no dia 0 para todos os reatores, independente da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo. O reator A1-35 teve produção de CH₄ crescente, durante os 50 dias de experimento. Este reator continha o resíduo alimentar com o menor tamanho de partícula estudado (0,6mm) e teve a menor produção de CH₄ sob condição mesofílica (35 °C). Izumi *et al.* (2010) também descobriram que a redução de partículas de resíduos alimentares resultou em menor produção de metano, em condições mesofílicas.

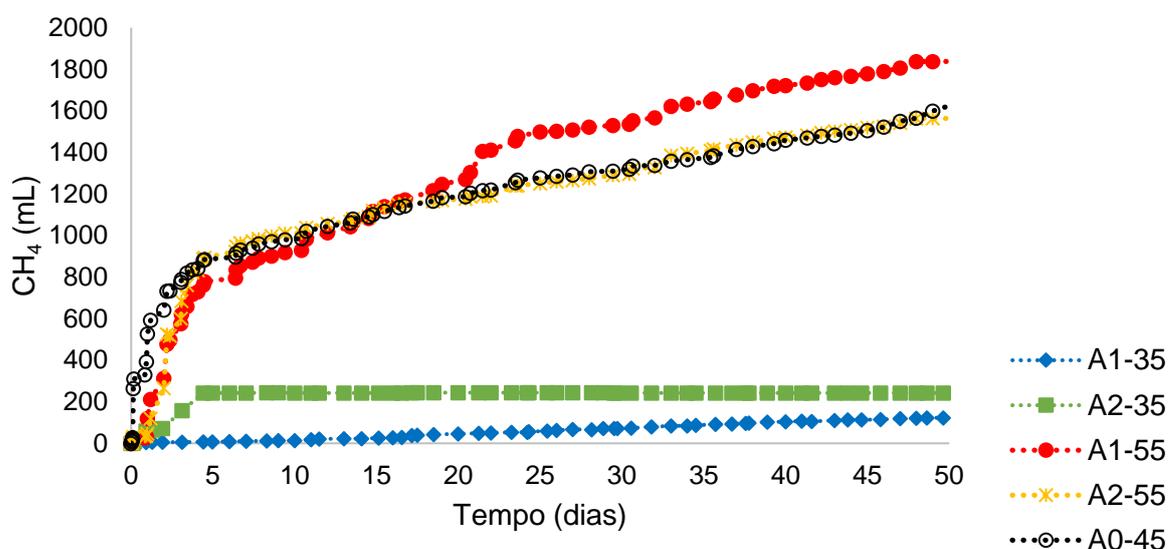
Apesar de produzir mais CH₄ que o reator A1-35, o reator A2-35 (tamanho de partícula de 2mm e temperatura de 35 °C) entrou na fase estacionária a partir do 17° dia e a partir do 30° dia sua produção decresceu. Ao final do experimento a produção máxima acumulada de CH₄ foi de 123 mL para A1-35 e de 242 mL para A2-35.

Sob condição termofílica (55 °C), a produção de CH₄ foi crescente até o final do experimento, atingindo 1838 mL e 1564 mL de CH₄ para A1-55 (tamanho de partícula de 0,6mm) e A2-55 (tamanho de partícula de 2mm), respectivamente. Em relação ao tamanho das partículas, o reator de partículas menores (A1-55) teve a maior produção de CH₄. A associação de pequenas partículas com temperaturas termofílicas facilita o processo de hidrólise do substrato e conseqüentemente eleva a produção de CH₄ (CAMPUZANO E GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, 2016; MAO *et al.*, 2015).

O reator A0-45, na condição de temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 1,19mm, correspondeu ao ponto central do estudo. Seu comportamento de produção de CH₄ foi semelhante ao reator A2-55, ao final do experimento ele teve uma produção acumulada de 1550 mL de CH₄. Assim, pode-se observar que a produção de CH₄ utilizando resíduo alimentar como substrato foi superior na temperatura termofílica.

De acordo com Mao *et al.* (2015), o aumento da temperatura implica no aumento da agitação das moléculas, facilitando a quebra de suas ligações mais fracas, resultando em mudança de fase. Na fase de hidrólise, monômeros como aminoácidos, pentoses e hexoses, triglicerídeos e outros são formados. Esses compostos são consumidos por organismos acidogênicos e os principais produtos são álcoois e ácidos graxos voláteis (DONOSO-BRAVO, 2009). O aumento da temperatura pode acelerar o processo de volatilização desses compostos e conseqüentemente elevar a produção de CH₄ (HE *et al.*, 2012).

Gráfico 1. Produção de metano acumulada do resíduo alimentar ao longo do tempo



Fonte: O autor.

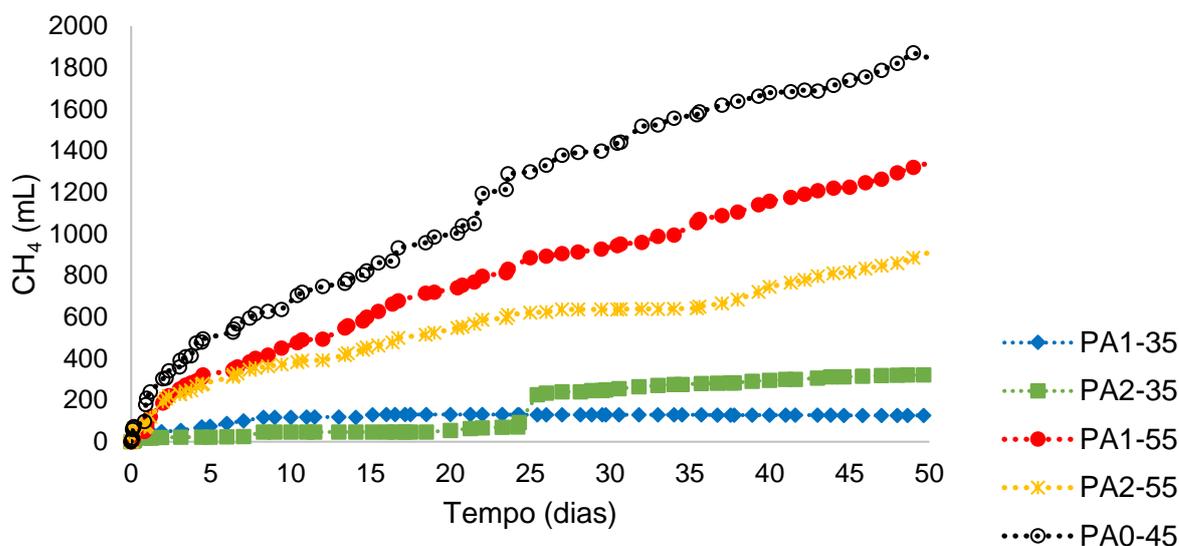
O Gráfico 2 mostra a produção acumulada de CH₄ nas temperaturas de 35 °C, 55 °C e ponto central para o resíduo de papel. A sigla PA significa resíduo de papel, o número 0 corresponde ao valor médio/ponto central do tamanho de partícula estudado (12mm), o número 1 corresponde ao valor mínimo do tamanho de partícula estudado (2mm), o número 2 corresponde ao valor máximo do tamanho de partícula estudado (22mm) e os números 35, 45 e 55 correspondem a temperatura de incubação de cada reator. Assim como no resíduo alimentar, os reatores com resíduo de papel iniciaram a produção de metano no dia 0.

A produção de CH₄ em PA1-35 atingiu 131 mL no 17º dia de experimento e entrou na fase estacionária. A partir do 24º dia a produção de CH₄ começou a decrescer chegando a 127 mL no final do experimento. Por outro lado, o reator PA2-35, entre o 8º e o 19º dia ficou em fase estacionária e voltou a produzir metano a partir do 20º dia. Após esse período, sua produção foi crescente atingindo o valor de 321 mL de CH₄.

O comportamento de pausa e retorno na produção de CH₄ pode indicar que, os compostos liberados durante o processo de degradação do resíduo eram de difícil assimilação pelos microrganismos, demandando mais tempo para serem degradados e convertidos em CH₄. De acordo com Nielfa *et al.* (2015), o resíduo de papel possui um alto teor de fibras que são compostos difíceis de solubilizar e decompor-se por microrganismos anaeróbicos, conseqüentemente a cinética de degradação foi lenta.

Na temperatura de 55 °C a produção de CH₄ foi crescente até o final do experimento, atingindo valores de 1344 mL e 913 mL nos reatores PA1-55 e PA2-55, respectivamente. Walter *et al.* (2016) constataram que a temperatura não afeta a produção de CH₄ para resíduos de papel. Krause *et al.* (2018a) observaram que o papelão fornece menos produção de CH₄ na temperatura de 55 °C, uma vez que compostos com presença de lignina são inibidores da metanogênese celulósica, assim, em temperaturas termofílicas ocorreria uma inibição da degradação do fenol. No entanto, o papelão não reduziu a produção de CH₄ neste estudo, uma vez que a amostra de resíduos de papel utilizada foi composta por 69% de papelão e a produção de CH₄ a 55 °C foi superior à produção a 35 °C.

Em relação ao tamanho das partículas, Krause *et al.* (2018a) afirmaram que a variação granulométrica de 2mm e 22mm não altera a produção de CH₄ nos resíduos de papel. Os resultados foram diferentes no presente estudo, uma vez que o reator com granulometria menor (2mm) teve melhor produção de CH₄ na temperatura de 55 °C. Entretanto, na temperatura de 35 °C a produção de CH₄ foi superior quando o tamanho da partícula foi maior (22mm). O reator PA0-45 – temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 12mm -, teve a maior produção de CH₄, quando comparado aos demais reatores, esta correspondeu a 1845 mL de CH₄.

Gráfico 2. Produção acumulada de metano do resíduo de papel ao longo do tempo

Fonte: O autor.

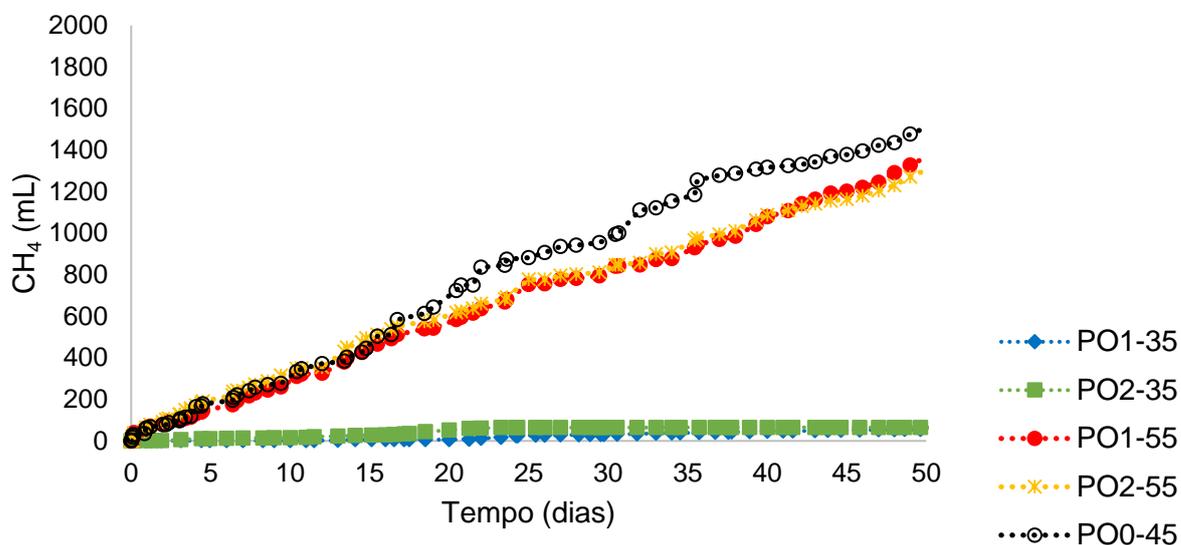
O Gráfico 3 mostra a produção acumulada de CH_4 nas temperaturas de 35 °C, 55 °C e ponto central para o resíduo de poda. A sigla PO significa resíduo de poda, o número 0 corresponde ao valor médio/ponto central do tamanho de partícula estudado (12mm), o número 1 corresponde ao valor mínimo do tamanho de partícula estudado (2mm), o número 2 corresponde ao valor máximo do tamanho de partícula estudado (22mm) e os números 35, 45 e 55 correspondem a temperatura de incubação de cada reator.

Os reatores na condição mesofílica (35 °C) tiveram comportamentos distintos no início do experimento, em PO1-35 a produção de CH_4 iniciou no 3° dia e em PO2-35 a produção de CH_4 iniciou no dia 0. A produção em PO1-35 foi lenta e com alguns períodos estacionários, porém crescente, finalizando o experimento com 55 mL de CH_4 . Em PO2-35 a produção de CH_4 também foi crescente e com alguns períodos estacionários. Nesse reator, a partir do 45° dia a produção de CH_4 decresceu, sua produção máxima foi de 65 mL de CH_4 . Assim como o resíduo de papel, o resíduo de poda é constituído de elementos de difícil assimilação pelos microrganismos, porém, diferentemente do resíduo de papel, o resíduo de poda não passa por processos industriais, tornando a degradação e conversão da matéria orgânica ainda mais lenta.

Na condição de temperatura termofílica (55 °C) a produção de CH_4 iniciou no dia 0, para ambos os reatores. Nessa condição não houve períodos estacionários e a produção de CH_4 foi crescente, atingindo valores de 1369 mL e 1307 mL em PO1-55

e PO2-55, respectivamente. O resíduo de poda teve a maior produção de CH₄ na condição de ponto central, atingindo 1510 mL de CH₄.

Gráfico 3. Produção acumulada de metano do resíduo de poda ao longo do tempo



Fonte: O autor.

No período de 50 dias observou-se que a produção de CH₄ acumulada foi maior na temperatura de 45 °C e em partículas de 12mm, em reatores cujo substrato foram resíduos de papel (1845 mL) e de poda (1510 mL). Os resíduos de papel e de poda, possuem lignocelulose em sua composição, o que torna o comportamento da produção de metano semelhante (Nielfa *et al.*, 2015).

No mesmo período, para reatores cujo substrato foi resíduo alimentar a produção de CH₄ foi maior na temperatura de 55 °C e em partículas de 0,6mm (1838 mL). O valor máximo de produção de CH₄ foi semelhante para os três tipos de resíduos, mesmo em condições distintas. Alguns parâmetros podem ter sido decisivos na produção de biogás durante o processo de DA, como pH e alcalinidade.

4.3.2 Caracterização do substrato após o processo de digestão anaeróbia

O crescimento e desempenho dos microrganismos no processo de DA depende de diversos fatores, como pH e alcalinidade. De acordo com Amani *et al.* (2010), esses dois parâmetros são os mais importantes para o monitoramento de processos anaeróbios. O pH influencia na atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos, conseqüentemente na qualidade e produção do biogás. A alcalinidade indica a estabilidade do reator a partir da capacidade de resistência do

sistema a presença de ácidos (GUERI *et al.*, 2018). A Tabela 12 mostra a caracterização do substrato de cada reator, após o processo de DA.

Tabela 12. Caracterização do substrato após a digestão anaeróbia

Ensaio	Tamanho de partícula (mm)	Temperatura (°C)	pH		Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	
			inicial	final	Parcial	Total
A1-35	0,6	35	7,0-7,2	7,5	3000	3200
A1-55	0,6	55	7,0-7,2	5,1	0	1500
A2-35	2	35	7,0-7,2	7,5	3100	3500
A2-55	2	55	7,0-7,2	5,1	0	1900
A0-45	1,19	45	7,0-7,2	6,0	600	4600
PA1-35	2	35	7,0-7,2	7,2	2400	2800
PA1-55	2	55	7,0-7,2	9,0	1700	4600
PA2-35	22	35	7,0-7,2	7,3	2600	3100
PA2-55	22	55	7,0-7,2	11,6	3700	6300
PA0-45	12	45	7,0-7,2	9,0	3600	6000
PO1-35	2	35	7,0-7,2	7,3	2400	2800
PO1-55	2	55	7,0-7,2	5,8	0	2600
PO2-35	22	35	7,0-7,2	7,3	2600	2900
PO2-55	22	55	7,0-7,2	5,7	0	2500
PO0-45	12	45	7,0-7,2	8,7	5200	5700

Fonte: O autor.

Antes de iniciar o processo de DA, o pH de todos os reatores foi padronizado entre 7,0 – 7,2. Após o período experimental, o pH final dos reatores - A1-55, A2-55, A0-45 e PO0-45 -, apresentou característica ácida, entre 5,1 e 6,0. A mudança do pH, durante o processo, pode ter influenciado nas atividades enzimáticas dos microrganismos e a queda do pH é consequência do acúmulo de ácidos voláteis no biodigestor (DAHIYA *et al.*, 2015). O crescimento das *Arqueas* metanogênicas é inibido em pH inferior a 6,6, entretanto, mesmo apresentando pH ácido, ao final do experimento, a produção de CH₄ nesses reatores ainda não tinham atingido a fase estacionária. De acordo com Kunz *et al.* (2019), as bactérias acidogênicas continuam o processo de degradação da matéria orgânica até o pH atingir 4,5, então se o processo de digestão prolongasse por mais de 50 dias, seria necessário a adição de reagentes tamponantes para corrigir a alcalinidade e estabilizar o pH.

De acordo com Gueri *et al.* (2018), numa faixa de carga orgânica de 400 a 7500 gSV.m³.r⁻¹.d⁻¹, a alcalinidade de 1000 a 5000 mg.L⁻¹ CaCO₃ neutraliza as variações de acidez do substrato, a alcalinidade total verificada nos ensaios com resíduo alimentar e de poda, apresentaram valores de 1500 – 4600 mg.L⁻¹ CaCO₃, exceto pelo

reator PO0-45, que obteve $5700 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$. Este reator apresentou pH igual a 8,7, ao final do experimento.

Na temperatura termofílica, os reatores alimentados com resíduos de papel apresentaram pH alcalino entre 9,0 e 11,6. O pH alcalino favorece a hidrólise de carboidratos e proteínas, facilitando a disponibilidade de matéria orgânica solúvel e assimilável para a fermentação (DAHIYA *et al.*, 2015). A concentração da alcalinidade dos reatores PA2-55 e PA0-45, foram 6300 e $6000 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$, respectivamente.

Os seis reatores que operaram na condição mesofílica obtiveram pH neutros, entre 7,2 e 7,5, essa faixa é a ideal para o crescimento dos microrganismos metanogênicos (KUNZ *et al.*, 2019). A alcalinidade desses reatores também apresentou valores favoráveis ao crescimento microbiano, entretanto, na temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ a produção de CH_4 foi inferior a produção nas temperaturas de $45 \text{ }^\circ\text{C}$ e $55 \text{ }^\circ\text{C}$.

Ao final do experimento, o substrato dos reatores com resíduo alimentar e de poda, sob condição de temperatura termofílica, apresentaram pH ácido e a alcalinidade acima da faixa ideal, mas esses reatores também apresentaram elevada produção de CH_4 , quando comparado aos reatores sob temperatura mesofílica. Isso implica dizer que, após o período de 50 dias, os reatores em condição termofílica ($55 \text{ }^\circ\text{C}$) devem ser monitorados periodicamente para verificar o pH e a alcalinidade. Os reatores com resíduo de papel mantiveram-se com o pH neutro, favorecendo o desempenho dos microrganismos metanogênicos, por isso a sua produção de CH_4 foi superior as demais categorias.

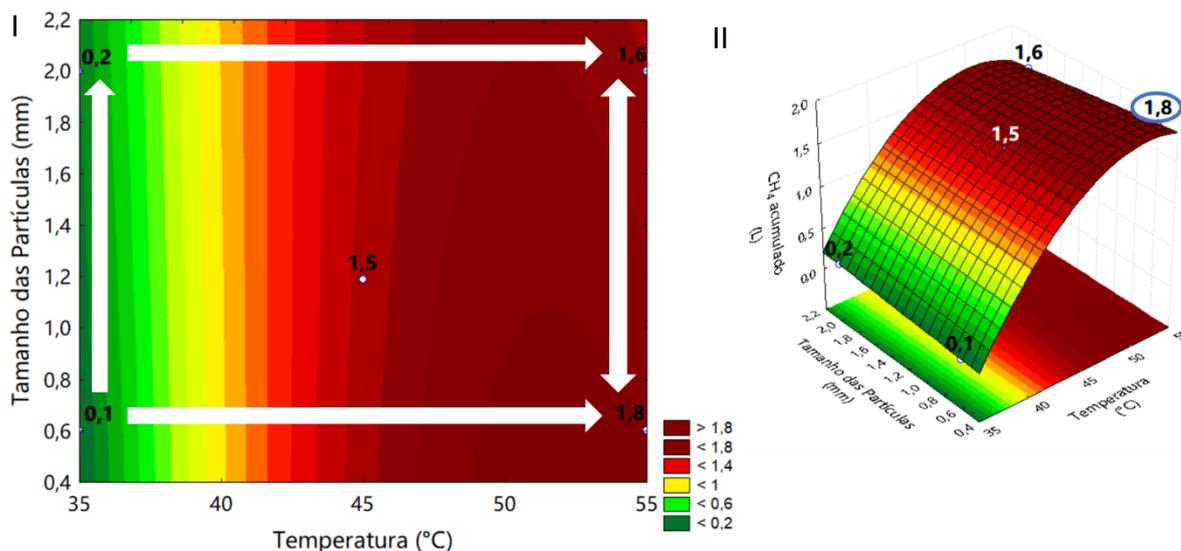
4.3.3 Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos na produção acumulada de CH_4

O gráfico de superfície em 2D (I) e em 3D (II), na Figura 10, mostra a influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na produção acumulada de CH_4 .

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 10 (I) temos que, quando aumentou do tamanho da partícula de $0,6\text{mm}$ para 2mm , na temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$, houve o aumento médio na produção de CH_4 de $0,15 \pm 0,05 \text{ L}$. Ao aumentar o tamanho da partícula de $0,6\text{mm}$ para 2mm , na temperatura de $55 \text{ }^\circ\text{C}$, ocorreu uma pequena redução na produção de CH_4 , de aproximadamente $0,2 \text{ L}$.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo as setas na direção horizontal, da Figura 10 (I) temos que, quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho da partícula do resíduo era de 0,6mm, teve-se o aumento médio de $0,95 \pm 0,85$ L de CH₄. Quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho da partícula do resíduo era de 2mm, teve-se o aumento médio na produção de CH₄ de $0,9 \pm 0,7$ L.

Figura 10. Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na produção acumulada de CH₄



Fonte: O autor.

A produção de CH₄ reduziu apenas quando o tamanho da partícula do resíduo foi elevada de 0,6 para 2mm, na temperatura de 55 °C. Na Figura 10 (II) observa-se que a produção de CH₄ foi superior na condição de temperatura de 55 °C e em partículas com tamanho de 0,6mm. Esse resultado corrobora a afirmação de alguns autores - Mao *et al.* (2015); Campuzano e González-Martínez (2016); e Viriato *et al.* (2015) -, que quanto maior a temperatura e menor o tamanho das partículas dos resíduos, melhor será a produção de CH₄.

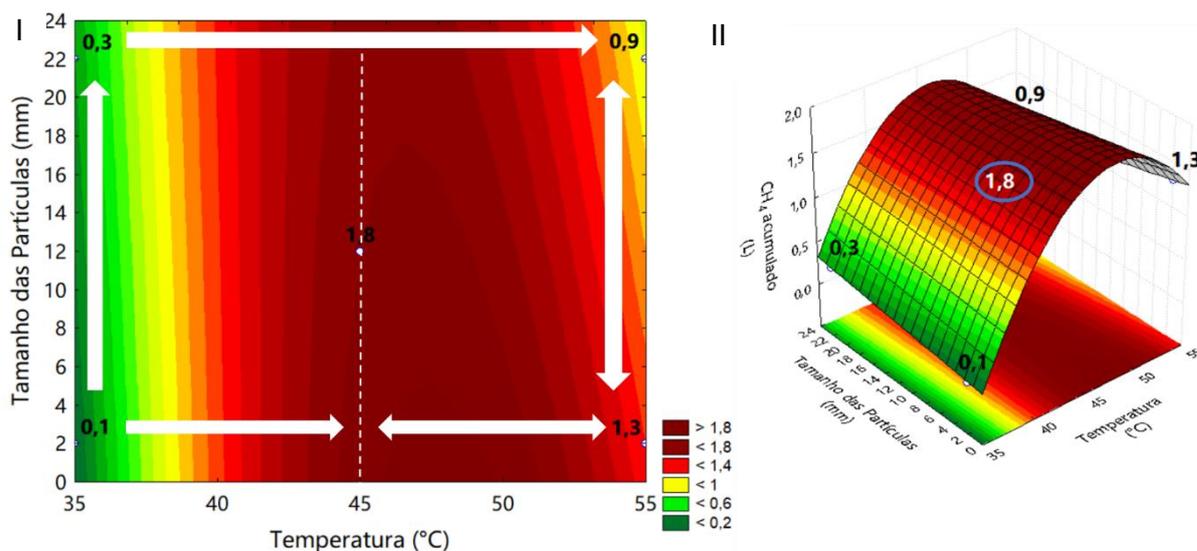
O Teste-t de Student foi realizado para verificar se houve diferença significativa entre a temperatura mesofílica e termofílica, e entre os tamanhos das partículas dos resíduos estudados. Com 95% de confiança estatística, verificou-se que houve diferença significativa entre os tamanhos das partículas na condição mesofílica (35 °C). Na condição de temperatura termofílica (55 °C), mesmo ocorrendo uma redução na produção de CH₄, não houve diferença significativa entre os tamanhos de partículas estudados. Em relação as temperaturas, houve diferença significativa tanto em partículas com tamanhos de 0,6mm como de 2mm. Sendo assim, a variação do

tamanho das partículas do resíduo alimentar não interferiu na produção de CH₄, quando a temperatura de incubação foi 55 °C.

O gráfico de superfície em 2D (I) e em 3D (II), na Figura 11, mostra a influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na produção acumulada de CH₄. Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 11 (I) temos que, quando aumentou do tamanho da partícula de 2mm para 22mm, na temperatura de 35 °C, ocorreu o aumento médio na produção de CH₄ de 0,2 ± 0,1 L. Ao aumentar o tamanho da partícula de 2mm para 22mm, na temperatura de 55 °C, ocorreu uma redução de 0,4 L de CH₄.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo as setas na horizontal, da Figura 11 (I) temos que, quando aumentou da temperatura de 35 °C para 45 °C, e o tamanho da partícula do resíduo era de 2mm, teve-se um aumento de 1,7 L de CH₄. Ao aumentar a temperatura de 45 °C para 55 °C, ainda com partículas com tamanho de 2mm, houve a redução na produção de CH₄ de 0,5 L. . Quando aumentou a temperatura de 35 °C para 45 °C, e o tamanho da partícula do resíduo era de 22mm, teve-se o aumento na produção de CH₄ de 0,5 L. Ao aumentar a temperatura de 45 °C para 55 °C, mantendo-se o tamanho da partícula em 22mm, ocorreu a redução na produção de CH₄ de 0,9 L.

Figura 11. Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na produção acumulada de CH₄



Fonte: O autor.

A produção de CH₄ reduziu quando aumentou a temperatura de 45 °C para 55 °C, em ambos os tamanhos de partículas estudados (2mm e 22mm). Tian *et al.* (2018),

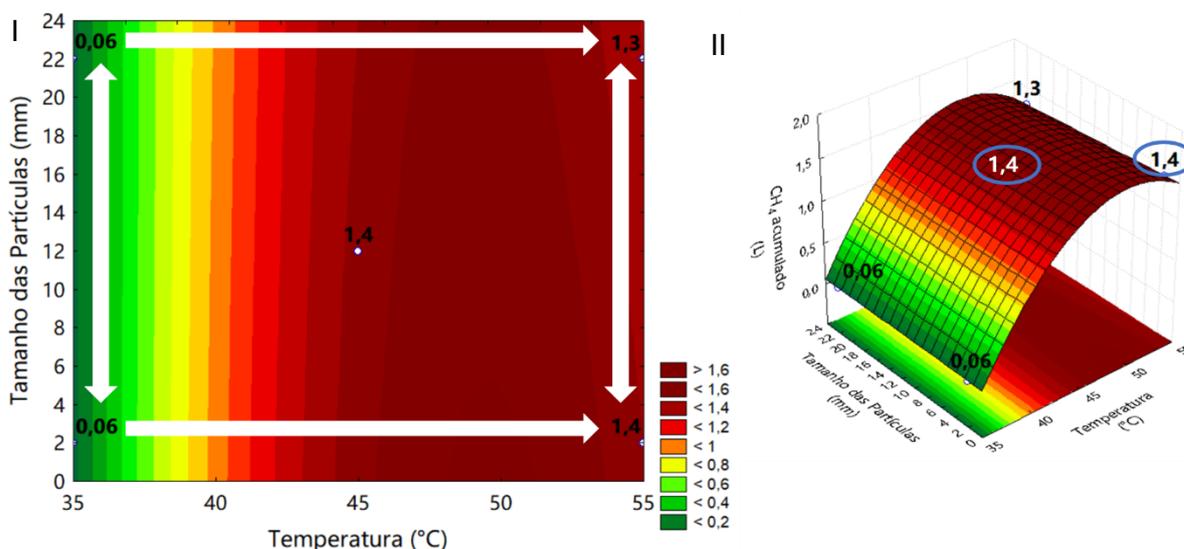
constatarem que a diversidade bacteriana envolvida na hidrólise, acidogênese e acetogênese é maior na temperatura de 45 °C, e que em 55 °C o número dessas bactérias é reduzido. Na Figura 11 (II) observa-se que a melhor condição para a produção acumulada de CH₄ para resíduo de papel foi no ponto central (45 °C e 12mm).

Aplicando-se o Teste-t de Student foi verificado, com 95% de confiança estatística, que houve diferença significativa entre a temperatura mesofílica e termofílica, e entre os tamanhos das partículas do resíduo. Ou seja, variar a temperatura de 35 °C a 55 °C e variar o tamanho das partículas do resíduo de papel, entre 2mm e 22mm, interfere na produção acumulada de CH₄.

O gráfico de superfície em 2D (I) e em 3D (II), na Figura 12, mostra a influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na produção acumulada de CH₄. Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 12 (I) temos que, quando aumentou o tamanho das partículas de 2mm para 22mm, na temperatura de 35 °C, a produção acumulada de CH₄ manteve-se a mesma (0,06 L). Ao aumentar o tamanho das partículas de 2mm para 22mm, na temperatura de 55 °C, houve a redução na produção de CH₄ de 0,1 L.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção horizontal, da Figura 12 (I) temos que, quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, no tamanho de partícula de 2mm, houve o aumento médio na produção de CH₄ de $0,73 \pm 0,67$ L. Ao aumentar a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho da partícula do resíduo era de 22mm, houve o aumento médio de $0,68 \pm 0,62$ L.

Figura 12. Gráfico de superfície em 3D (I) e 2D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de poda na produção acumulada de CH₄



Fonte: O autor.

Houve pequena redução na produção de CH₄ quando o tamanho foi elevado de 2mm para 22mm, na temperatura de 55 °C. Observa-se na Figura 12 (II) que as melhores condições de incubação para produção acumulada de CH₄ a partir de resíduo de poda foram o ponto central (45 °C e 12mm) e a condição termofílica (55 °C) com o menor valor de tamanho da partícula (2mm).

Aplicando-se o Teste-t de Student foi verificado, com 95% de confiança estatística, que houve diferença significativa entre os tamanhos das partículas na condição mesofílica (35°). Na condição de temperatura termofílica (55 °C) não houve diferença significativa entre os tamanhos de partículas estudados. Em relação as temperaturas, houve diferença significativa tanto em partículas com tamanhos de 2mm como de 22mm. Sendo assim, a variação do tamanho das partículas do resíduo de poda não interferiu na produção de CH₄, na temperatura de 55 °C.

O aumento da temperatura de 35 °C para 55 °C promoveu um aumento médio de $1,3 \pm 0,3L$ na produção de metano, para todos os reatores. Streitwieser (2017) e Jian *et al.* (2018) também concluíram que essa faixa de temperatura (45, 55 e 60 °C) é ideal para a produção máxima de metano, em processos de digestão anaeróbica.

Observou-se também que a variação do tamanho das partículas do resíduo alimentar e de poda não interfere significativamente na produção de CH₄, na temperatura de 55 °C. Entretanto, interferem significativamente quando a temperatura de incubação é 35 °C. A variação de temperatura e tamanho das partículas do resíduo de papel interferem significativamente na produção de CH₄.

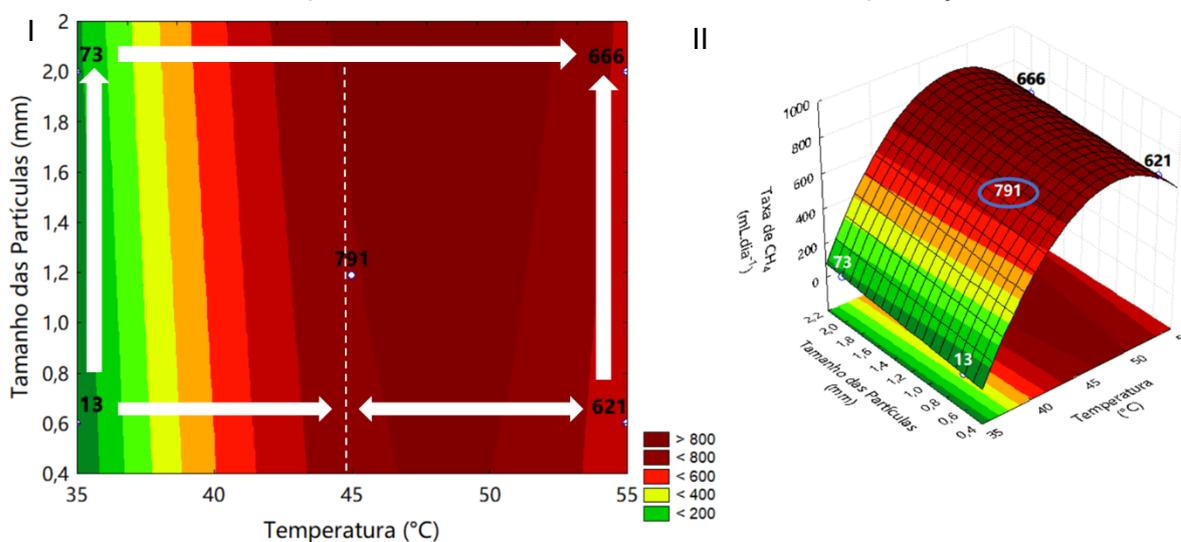
4.3.4 Influência da temperatura e do tamanho das partículas dos resíduos na taxa de produção de CH₄

A Figura 13 mostra o gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na taxa de produção de CH₄. A taxa corresponde a velocidade com que os microrganismos degradaram a matéria orgânica e a converteram em CH₄, ela é o cociente da produção de CH₄ por dia de incubação.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 13 (I) temos que, ao aumentar o tamanho da partícula do resíduo alimentar de 0,6mm para 2mm, na temperatura de 35 °C, ocorreu o aumento médio na taxa de produção de CH₄ de 43 ± 30 mL.dia⁻¹. Quando aumentou o tamanho da partícula de 0,6mm para 2mm, na temperatura de 55 °C, houve aumento médio na produção de 644 ± 23 mL.dia⁻¹.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção horizontal, da Figura 13 (I) temos que, o aumento da temperatura de 35 °C para 45 °C, quando o tamanho da partícula do resíduo era de 0,6mm, provocou o aumento médio na produção de CH₄ de 402 ± 389 mL.dia⁻¹. O aumento da temperatura de 45 °C para 55 °C, ainda em partículas com tamanho de 0,6mm, provocou redução na taxa de produção de CH₄ de 170 mL.dia⁻¹. Quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho das partículas dos resíduos eram de 2mm, houve o aumento médio de 370 ± 297 mL.dia⁻¹.

Figura 13. Gráfico de superfície em 3D (I) e 2D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo alimentar na taxa de produção de CH₄



Fonte: O autor.

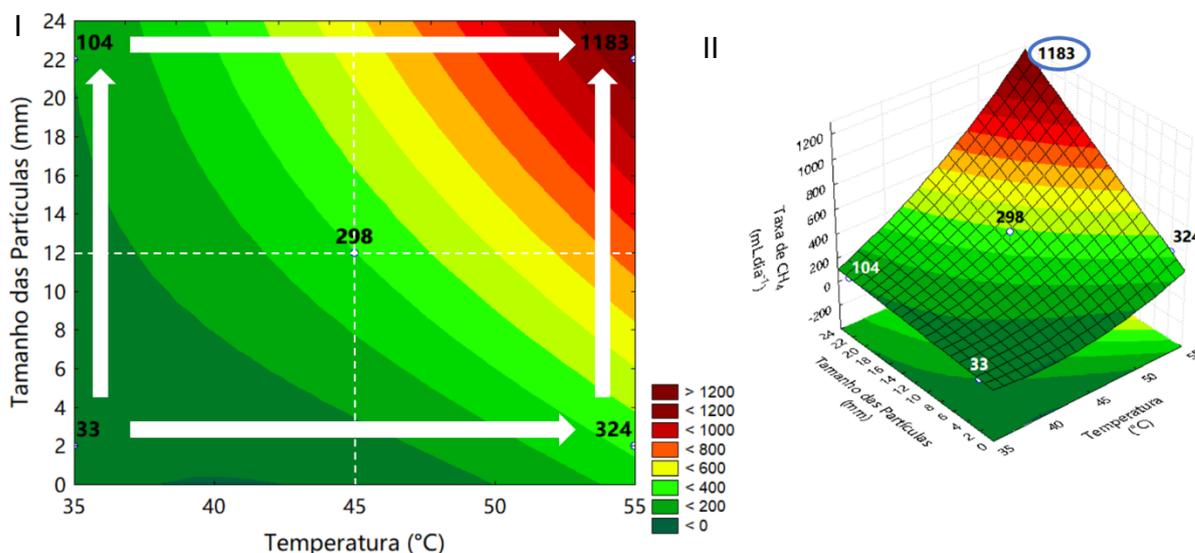
A redução da taxa de produção de CH₄ ocorreu no aumento da temperatura de 45 °C para 55 °C, quando o tamanho das partículas dos resíduos eram de 0,6mm. De acordo com Izumi et al. (2010), em seu estudo, a redução do tamanho das partículas do substrato (<0,7mm) promoveu o acúmulo de AGV, causando redução do pH e conseqüentemente a redução da taxa de produção de CH₄. O mesmo ocorreu no presente estudo, o pH ao final do experimento, foi de 5,1, considerado ácido e impróprio para as *Arqueas* metanogênicas.

A taxa de produção de CH₄ se comportou diferente da produção acumulada de CH₄, vista na seção anterior. A produção acumulada para essa categoria de resíduo foi melhor na condição de temperatura de 55 °C e quando as partículas dos resíduos eram de 0,6mm, entretanto, a taxa de produção de CH₄ foi melhor na condição de ponto central - temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 1,19mm.

A Figura 14 mostra o gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas de resíduo de papel na taxa de produção de CH₄. Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 14 (I) temos que, o aumento do tamanho das partículas de 2mm para 22mm, na temperatura de 35 °C, provocou o aumento médio de 69 ± 36 mL.dia⁻¹ na taxa de produção de CH₄. Ao aumentar o tamanho das partículas de 2mm para 22mm, quando a temperatura era de 55 °C, houve o aumento médio de 754 ± 430 mL.dia⁻¹.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção horizontal, da Figura 14 (I) temos que, o aumento da temperatura de 35 °C para 55 °C, quando o tamanho das partículas dos resíduos eram 2mm, provocou o aumento médio de 179 ± 146 mL.dia⁻¹. Quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho das partículas do resíduo era de 22mm, ocorreu o aumento na taxa de produção de CH₄ de 644 ± 540 mL.dia⁻¹.

Figura 14. Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de papel na taxa de produção de CH₄



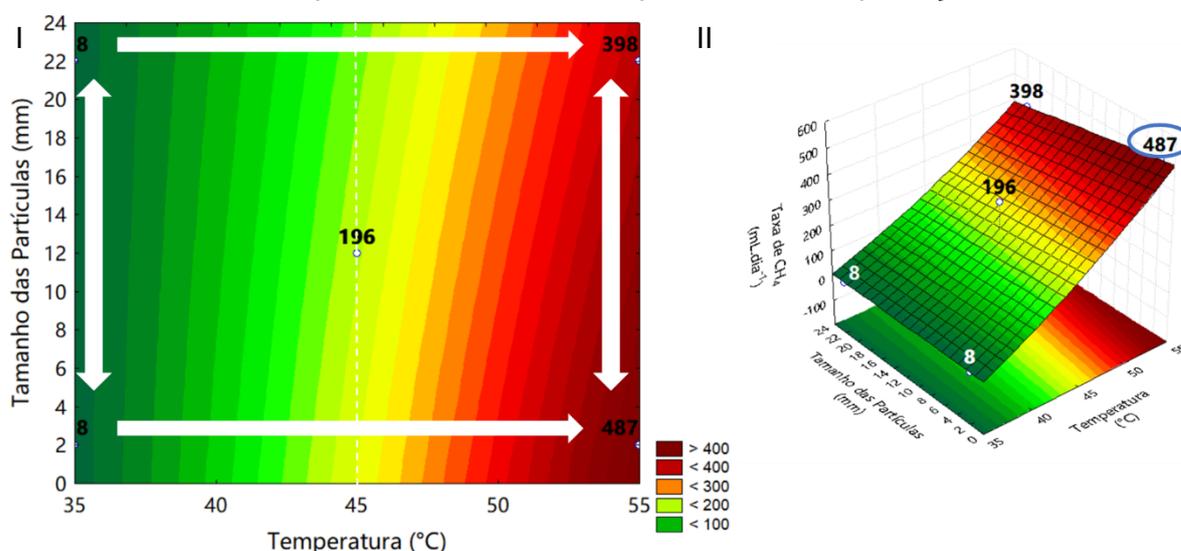
Fonte: O autor.

Observa-se na Figura 14 (II) que a melhor taxa de produção de CH₄ a partir do resíduo de papel foi na condição termofílica (55 °C) e máximo tamanho de partícula estudado (22mm). Assim como no resíduo alimentar, a taxa de produção de CH₄ também se comportou diferente da produção acumulada de CH₄. A produção acumulada para essa categoria de resíduo foi melhor na condição de ponto central – temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 12mm. Rodríguez *et al.* (2016) relatam que altas temperaturas aumentam a solubilização de resíduos sólidos, consequentemente elevando a velocidade de produção de CH₄.

A Figura 15 mostra o gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de poda na taxa de produção de CH₄. Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção vertical, da Figura 15 (I) temos que, o aumento do tamanho das partículas de 2mm para 22mm, na temperatura de 35 °C, manteve a taxa de produção de CH₄ em 8 mL.dia⁻¹. Quando aumentou o tamanho das partículas de 2mm para 22mm, e a temperatura de incubação era de 55 °C, houve a redução de 89 mL.dia⁻¹ na taxa de produção de CH₄.

Analisando o gráfico em 2D, seguindo a seta na direção horizontal, da Figura 15 (II) temos que, quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho das partículas eram de 2mm, houve o aumento médio de 248 ± 240 mL.dia⁻¹. Quando aumentou a temperatura de 35 °C para 55 °C, e o tamanho das partículas eram de 22mm, ocorreu o aumento médio de 203 ± 195 mL.dia⁻¹.

Figura 15. Gráfico de superfície em 2D (I) e 3D (II) da influência da temperatura e do tamanho das partículas do resíduo de poda na taxa de produção de CH₄



Fonte: O autor.

Houve redução na taxa de produção de CH₄ quando aumentou o tamanho das partículas dos resíduos de 2mm para 22mm, e a temperatura de incubação era de 55 °C. A Figura 15 (II) mostra que a taxa máxima de produção de CH₄ foi na condição de temperatura termofílica (55 °C) e no menor valor de tamanho de partícula estudado para este resíduo (2mm). Nessa condição também foi obtida a melhor produção de CH₄ acumulado.

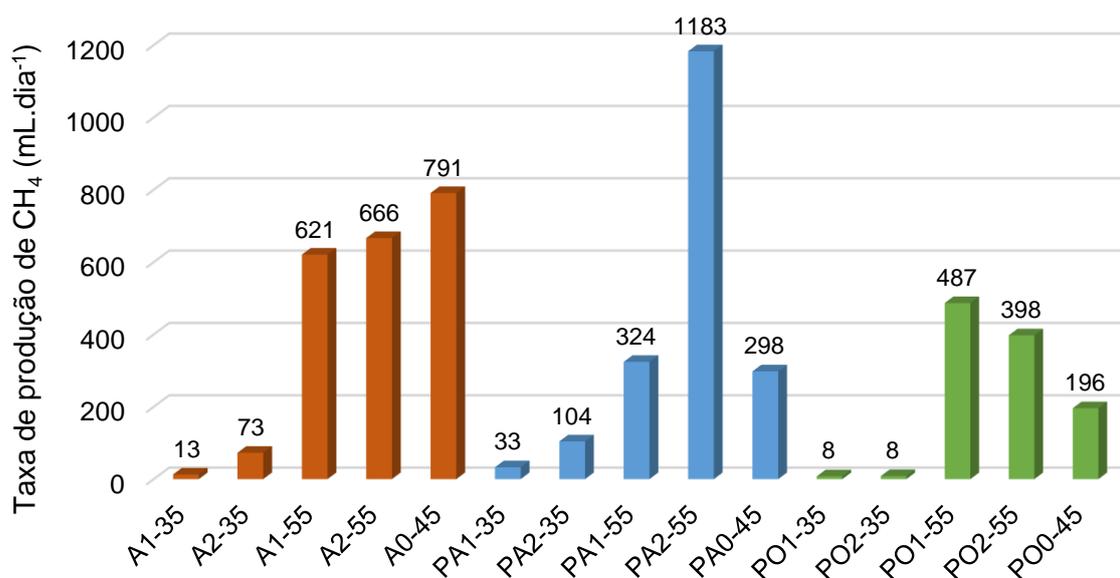
Pode-se observar as máximas taxas de produção de CH₄ de cada reator, no Gráfico 4. A sigla A significa resíduo alimentar, o número 0 corresponde ao valor médio/ponto central do tamanho de partícula estudado (1,19mm), o número 1 corresponde ao valor mínimo do tamanho de partícula estudado (0,6mm), o número 2 corresponde ao valor máximo do tamanho de partícula estudado (2mm) e os números 35, 45 e 55 correspondem a temperatura de incubação de cada reator. As siglas PA e PO significam resíduos de papel e de poda, respectivamente. O número 0 corresponde ao valor médio/ponto central do tamanho de partícula estudado desses resíduos (12mm), o número 1 corresponde ao valor mínimo do tamanho de partícula estudado (2mm), o número 2 corresponde ao valor máximo do tamanho de partícula estudado (22mm).

De forma geral o resíduo alimentar teve as melhores taxas de produção de CH₄ 621 mL.dia⁻¹, 666 mL.dia⁻¹ e 791 mL.dia⁻¹, referentes aos reatores A1-55, A2-55 e A0-45, respectivamente. O reator A1-35 atingiu a taxa máxima no 17º dia, os reatores A2-

35 e A0-45 atingiram as taxas máximas no dia 0. Os reatores A1-55 e A2-55 atingiram a taxa máxima no 1° e no 2° dia de incubação, respectivamente.

Os reatores cujos substratos foram resíduos de papel e de poda, possuem componentes semelhantes em sua composição – celulose, hemicelulose e lignina -, e foram manipulados com os mesmos tamanhos de partículas. O reator PA2-55 teve a maior taxa de produção de CH₄ (1183 mL.dia⁻¹), dentre todos os reatores estudados, ele atingiu a máxima taxa no dia 0 de incubação, assim como os demais reatores cujo substrato foram resíduos de papel. Os reatores PO1-55, PO2-55 e PO0-45 também atingiram a máxima taxa de produção de CH₄ no dia 0. Os reatores PO1-35 e PO2-35 tiveram as menores taxas de produção de CH₄, 8 mL.dia⁻¹, estes reatores atingiram essas taxas no 23° e 17° dia.

Gráfico 4. Taxa máxima de CH₄ de cada reator



Fonte: O autor.

5 CONCLUSÃO

O estudo da caracterização físico-química e nutricional das três categorias de resíduos possibilitou identificar que era possível a digestão anaeróbia desses, sem a adição de solução nutritiva, e que alguns parâmetros necessitavam de correção e estabilização para adequar o meio para a digestão, como alcalinidade e pH.

O resíduo alimentar, quando comparado aos demais resíduos estudados, teve os maiores valores de umidade, DQO e SV, que são parâmetros decisivos para a produção de CH₄, visto que, de acordo com a literatura, quanto maior esses parâmetros mais elevados será a produção de CH₄. Entretanto, a relação C/N e o pH foram os menores. Os resíduos alimentar e de poda, caracterizaram-se pelo pH ácido. Sendo assim, para manter o ambiente propício ao processo de DA, fez-se necessária a adição de NaHCO₃ para estabilizar o pH e corrigir a alcalinidade de todos os reatores.

Ao comparar as características das três categorias de resíduos, obteve-se que teoricamente, o resíduo alimentar tinha a maior produção de metano, seguido do resíduo de poda e de papel. Entretanto, o resultado do estudo após o processo de digestão constatou que o resíduo de papel teve a maior produção de CH₄ (1845 mL), seguido do resíduo alimentar (1838 mL) e do resíduo de poda (1510 mL).

Os reatores que tiveram as maiores produções acumulada de CH₄ foram: A1-55 (temperatura de 55 °C e tamanho de partícula de 0,6mm) na categoria de resíduo alimentar, o reator PA0-45 (temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 12mm) para resíduo de papel, e os reatores PO0-45 (temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 12mm) e PO1-55 (temperatura 55 °C e tamanho de partícula de 2mm) para resíduo de poda.

Ao realizar o teste estatístico T de Student obteve-se que a variação do tamanho das partículas dos resíduos alimentar (0,6mm – 2mm) e de poda (2mm – 22mm) influenciam na produção de CH₄, na temperatura de 35 °C. Entretanto, sob a condição de temperatura de 55 °C, essa mesma variação de tamanhos não tem diferença significativa, ou seja, não influenciam na produção de CH₄. Em resíduos de papel tanto a variação da temperatura, como do tamanho das partículas tiveram diferença significativa na produção de CH₄.

A taxa máxima de produção de CH₄ foi maior no reator A0-45 (temperatura de 45 °C e tamanho de partícula de 1,19mm) para resíduo alimentar, no reator PA2-55

(temperatura de 55 °C e tamanho de partícula de 22mm) para resíduo de papel e no reator PO1-55 (temperatura 55 °C e tamanho de partícula de 2mm) para resíduo de poda.

Pode-se concluir que a melhor temperatura de incubação para maximizar o desempenho dos microrganismos e aumentar a produção de CH₄ é a termofílica (55 °C) e que a influência do tamanho das partículas depende da temperatura de incubação dos reatores. Sugere-se para futuros trabalhos realizar um teste de mistura, para determinar as melhores proporções de cada categoria de resíduo, para potencializar a produção de metano em biodigestores.

REFERÊNCIAS

AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 268-274, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.016>.

ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007. 366 p.

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects — a review. **Environmental Reviews**, v. 18, 2010. DOI:10.1139/A10-011.

AMARAL, F. M.; KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L.; GAVAZZA, S. Color, organic matter and sulfate removal from textile effluents by anaerobic and aerobic processes. *Bioresource Technology*, 163, 364–369, 2014. DOI:10.1016/j.biortech.2014.04.026.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology—WST**, p. 927-934, 2009.

ANGERIZ-CAMPOY, R.; ALVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCIA, L. I. Thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with food waste (FW): Enhancement of bio-hydrogen production. *Bioresource Technology*, n. 194, p. 291–296, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.011>.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, ed. 23, Washington, D. C., 2017.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVS) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 2, p. 152-161, 2005.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; FLORÊNCIO, M. L. S.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 2, p. 192-201, 2007. A

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 295-304, 2006. B

ARAÚJO, S. P. Tratamento biológico de efluente têxtil com alto teor de sulfato e de salinidade (Dissertação) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. 98 p. Recife, 2017.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos**. 4^o ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017. Brasília: MDR. SNIS, 2019. A

BRASIL. IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Relatório de Pesquisa - Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília, 2012. B

BRASIL. Decreto Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. 2010. C

BRASIL. ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2017. D

BRASIL. SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Emissões do setor de resíduos – Documento de análise, período 1990-2016. ICLEI, 2018. E

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 4 ed. 642 p. Brasília: Funasa, 2015. ISBN 978-85-7346-049-0. F

BRASIL. Panorama dos Resíduos Sólidos na Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), p. 49-176, São Paulo, 2017. G

BRASIL. Energias renováveis: riqueza sustentável ao alcance da sociedade. Relator: Pedro Uczai. Brasília: Câmara dos Deputados, n. 10, Edições Câmara, 2012. 273 p. H

BRASIL. ABIOGÁS - Associação Brasileira do Biogás e do Biometano. PNBB, Proposta de programa nacional do biogás e do biometano, Versão 2, 2018. I

CAMPUZANO, R.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, v. 54, p. 3–12, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016>.

CÁRDENAS-CLEVES, L. M.; PARRA-OROBIO, B. A.; TORRES-LOZADA, P.; VÁSQUEZ-FRANCO, C. H. Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - BMP para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. **Revista Ion**. v. 29, n. 1, p. 95-108, 2016.

CASTRO, D. S. MATEUS, V. O. Produção de biogás a partir de restos de alimentos coletados em um restaurante: uma experiência a ser disseminada. XV SEPA - Seminário Estudantil de Produção Acadêmica, UNIFACS, 2016. <http://www.revistas.unifacs.br/index.php/sepa>.

CEMPRE. Compromisso Empresarial para Reciclagem. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 4 ed., São Paulo (SP): CEMPRE, 2018. 316 p. ISBN 978-85-87345-02-8.

CHEN, X.; YAN, W.; SHENG, K.; SANATI, M. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 215–221, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.054>.

CHENG, J. J.; KURT, C.S. Inhibition of anaerobic digestion process. Department of Biological and Agricultural Engineering, North Carolina State University, Raleigh, NC 27695-7625, USA Review Bioresource Technology. USA, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Reatores anaeróbios. 2º ed. Belo Horizonte: BRASIL, 2007.

CHICKERING, G. W.; KRAUSE, M. J.; TOWNSEND, T. G. Determination of as-discarded methane potential in residential and commercial municipal solid waste. **Waste Management**, v. 76, p. 82–89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.017>.

DALMO, F. C.; SIMÃO, N. M.; LIMA, H. Q.; JIMENEZ, A. C. M.; NEBRA, S.; MARTINS, G.; PALACIOS-BERECHE, R.; SANT'ANA, P. H. M. Energy recovery overview of municipal solid waste in São Paulo State, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 461-474, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.016>.

DAHIYA, S.; SARKAR, O.; SWAMY, Y. V.; MOHAN, S. V. Acidogenic fermentation of food waste for volatile fatty acid production with co-generation of biohydrogen. **Bioresource Technology**, v. 182, p. 103–113, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.007>.

DEBIASI, L. R.; MALINOWSKY, C.; RESTREPO, J. J. B.; BONATTO, I. C.; JUNIOR, A. B. C. Avaliação dos parâmetros: ph, acidez e alcalinidade durante a fase acidogênica da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. IBEAS - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2018.

DHAR, H.; KUMAR, P.; KUMAR, S.; MUKHERJEE, S.; VAIDYA, A. N. Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 56–61, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.004>.

DINIS, M. A. P. Universidade Fernando Pessoa, 2008.

DONOSO-BRAVO, A.; RETAMAL, C.; CARBALLA, M.; RUIZ-FILIPPI, G.; CHAMY, R. Influence of temperature on the hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis in mesophilic anaerobic digestion: parameter identification and modeling application. **Water Science e technology**, v. 60, p. 9-17, 2009.

ESPOSITO, G. et al. Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. **The Open Environmental Engineering Journal**, v. 5, p. 1-8, 2012.

FIGUEIRAS, M. L. **Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB**. Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico do Agreste. Caruaru, 70 p., 2016.

FLORENCIO, L., JENICEK, P., FIELD, J., LETTIGA, G. Effect of cobalt on the anaerobic degradation of methanol. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 75, n. 5, p. 368-374, 1994.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6994–7002, 2008. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.01.018.

GETAHUN, T.; GEBREHIWOT, M.; AMBELU, A.; GERVEN, T. V.; BRUGGEN, B. V. D. The potential of biogas production from municipal solid waste in a tropical climate. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 4637–4646, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-3727-4>.

GOMES, Luciana Paulo. Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. 1989. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos, 1989.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018. DOI: dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55837.

GUERRA, E. D. **Avaliação da influência do ferro e do sulfato na degradação de paracetamol em reatores biológicos anaeróbios**. Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Ambiental, Associação Caruaruense de Ensino Superior (ASCES-UNITA), 2017, 48 p.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 1485–1496, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>.

HE, M.; SUN, Y.; ZOU, D.; YUAN, H.; ZHU, B.; LI, X.; PANG, Y. Influence of temperature on hydrolysis acidification of food Waste. **Procedia Environmental Sciences**, v. 16, p. 85 – 94, 2012. DOI: 10.1016/j.proenv.2012.10.012.

HUSSAIN, A.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: a review. **Environmental Engineering and Management Journal**, Vol.14, No. 4, 769-780, 2015.

IZUMI, K.; OKISHIO, Y.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, p. 601-608, 2010.

JAIN, S. JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142–154, 2015.

JIANG, J.; LI, L.; CUI, M.; ZHANG, F.; LIU, Y.; LIU, Y.; LONG, J.; GUO, Y. Anaerobic digestion of kitchen waste: The effects of source, concentration, and temperature. **Biochemical Engineering Journal**, v. 135, p. 91–97, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.04.004>.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Editora Agronômica “Ceres” Ltda, 492 p. 1985.

KIM, M.; KIM, D.; YUN, Y. Effect of operation temperature on anaerobic digestion of food waste: Performance and microbial analysis. **Fuel**, v. 209, p. 598–605, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2017.08.033>. A

KIM, J.; KIM, J.; LEE, C. Anaerobic co-digestion of food waste, human feces, and toilet paper: Methane potential and synergistic effect. **Fuel**, v. 248, p. 189–195, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.03.081>. B

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, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>.

KRAUSE, M. J.; CHICKERING, G.W.; TOWNSEND, T.G.; PULLAMMANAPPALLIL, P. Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components. **Waste Management**, v. 71, p. 25–30, 2018. A

KRAUSE, M. J.; CHICKERING, G.; TOWNSEND, T. G.; REINHART, D. R. Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste, **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 2016. DOI: 10.1080/10643389.2016.1204812. B

KUCZMAN, O.; GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; SCHIRMER, W. N.; ALVES, H. J.; SECCO, D.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; HERNANDES, F. B. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 382–389, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.282>.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 p. 2019. ISBN 978-85-93823-01-5.

LEE, E.; BITTENCOURT, P.; CASIMIR, L.; JIMENEZ, E.; WANG, M.; ZHANG, Q.; ERGAS, S. J. Biogas production from high solids anaerobic co-digestion of food waste, yard waste and waste activated sludge. **Waste Management**, v. 95, p. 432–439, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.033>.

LI, Q.; QIAO, W.; WANG, X.; TAKAYANAGI, K.; SHOFIE, M.; LI, Y. Kinetic characterization of thermophilic and mesophilic anaerobic digestion for coffee grounds and waste activated sludge. **Waste Management**, v. 36, p. 77–85, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.016>. A

LI, Y. JIN, Y., BORRION, A., LI, H., LI, J. Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 213–224, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.006>. B

LIN, Y.; WU, S.; WANG, D. Hydrogen-methane production from pulp & paper sludge and food waste by mesophilic/thermophilic anaerobic co-digestion. **International journal of hydrogen energy**, v. 38, p. 15055 – 15062, 2013. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2012.01.051.

LIU, Y.; NI, Z.; KONG, X.; LIU, J. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste with a high organic fraction under different management scenarios. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, p. 451-457, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.135>.

LV, W.; ZHANG, W.; YU, Z. Evaluation of system performance and microbial communities of a temperature-phased anaerobic digestion system treating dairy manure: Thermophilic digester operated at acidic pH. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 625–632, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.090>.

MADIGAN, M. T. MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S.; BUCKLEY, D. M.; STAHL, D. A. **Microbiologia de Brock**. 12^o ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1128 p.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>.

MARAGKAKI, A. E.; VASILEIADIS, I.; FOUNTOULAKIS, M.; KYRIAKOU, A.; LASARIDI, K.; MANIOS, T. Improving biogas production from anaerobic co-digestion of sewage sludge with a thermal dried mixture of food waste, cheese whey and olive mill wastewater. **Waste Management**, v. 71, p. 644–651. 2017. DOI:10.1016/j.wasman.2017.08.016.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing. Cornwall, 2003. ISBN: 1900222140.

MCENIRY, J.; O'KIELY, P. Anaerobic methane production from five common grassland species at sequential stages of maturity. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 143–150, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.084>.

MEIRA, A. M. Gestão de resíduos da arborização urbana. Tese Doutorado em Ciências, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010. 175 p.

MELO, E. V. Perdas e desperdício de alimentos: estratégias para redução. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2018. ISBN 978-85-402-0718-9.

MENDONÇA, E. F. Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular. Cascavel. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. 62 p. 2009. Dissertação (Mestrado).

MESQUITA, P. L. et al. Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbia. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.18, n.4, p. 295-302, 2013.

MOJIRI, A.; AZIZ, H. A.; ZAMAN, N. Q.; AZIZ, S. Q. A Review on Anaerobic Digestion, Bio-reactor and Nitrogen Removal from Wastewater and Landfill Leachate by Bio-reactor. **Advances in Environmental Biology**, v. 7, n. 6, p. 2143-2150, 2012. ISSN 1995-0756.

MOÑINO, P.; JIMÉNEZ, E.; BARAT, R.; AGUADO, D.; SECO, A. FERRER, P. Potential use of the organic fraction of municipal solid waste in anaerobic co-digestion with wastewater in submerged anaerobic membrane technology. **Waste Management**, v. 56, p. 158–165, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.021>.

MONTALVO, S.; CAHN, I.; BORJA, R.; HUILIÑIR, C.; GUERRERO, L. Use of solid residue from thermal power plant (fly ash) for enhancing sewage sludge anaerobic digestion: Influence of fly ash particle size. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 416–422, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.159>.

MONTEIRO, J. H. P. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos. 200 p. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Editora UFLA, ed. 2, 729 p. Minas Gerais, 2006.

MU, L.; ZHANG, L.; ZHU, K.; MA, J.; IFRAN, M.; LI, A. Anaerobic co-digestion of sewage sludge, food waste and yard waste: Synergistic enhancement on process stability and biogas production. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 135429, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135429>.

NEVES, N. G.; BERNI, M.; DRAGONE, G.; MUSSATTO, S. I.; FORSTER-CARNEIRO, T. Anaerobic digestion process: technological aspects and recente developments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1682-2>.

NIELFA, A.; CANO, R.; VINOT, M.; FERNÁNDEZ, E.; FDZ-POLANCO, M. Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 94, p. 180–187, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2015.02.002>.

OLIVEIRA, C. A. Estudo e avaliação da remoção do antibiótico sulfametazina em reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF). Trabalho de conclusão de curso para obtenção do título de bacharel em engenharia ambiental. Escola de engenharia de São Carlo, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2015. A

OLIVEIRA, L. R. G.; SANTOS FILHO, D. A.; VASCONCELOS, K. C.; LUCENA, T. V.; JUCÁ, J. F. T.; SANTOS, A. F. M. S. Methanization potential of anaerobic biodegradation of solid food waste. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.22, n.1, p.69-73, 2018. ISSN 1807-1929. B

PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 143, p. 779-797, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.05.040>.

PANIGRAHI, S.; SHARMA, H. B.; DUBEY, B. K. Anaerobic co-digestion of food waste with pretreated yard waste: A comparative study of methane production, kinetic modeling and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, v. 243, p. 118480, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118480>.

PEARSE, L. F.; HETTIARATCHI, J. P.; KUMAR, S. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 312–324, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.069>.

PERVIN, H. M.; DENNIS, P. G.; LIM, H. J.; TYSON, G. W.; BATSTONE, D. J.; BOND, P. L. Drivers of microbial community composition in mesophilic and thermophilic temperature-phased anaerobic digestion pre-treatment reactors. **Water Research**, v. 47, p. 7098-7108, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.053>.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. *Revista ambiente e água – Na interdisciplinary journal of applied Science*, v. 4, n. 3, 2009.

RAPOSO, F.; FERNANDEZ-CEGRÍ, V.; DE LA RUBIA, M. A.; BORJA, F.; BÉLINE, F.; CAVINATO, C.; DEMIRER, G.; FERNÁNDEZ, B.; FERNÁNDEZ-POLANCO, M.; FRIGON, J. C.; GANESH, R.; KAPARAJU, P.; KOUBOVA, J.; MÉNDEZ, R.; MENIN, G.; PEENE, A.; SCHERER, P.; TORRIJOS, M.; UELLEND AHL, U.; WIERINCK, I.; WILDE, V. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. **Chemical Technology Biotechnology**, v. 86, p. 1088–1098, 2011.

RODRIGUES, R. P.; RODRIGUES, D. P.; KLEPACZ-SMOLKA, A.; MARTINS, R. C.; QUINA, M. J. Comparative analysis of methods and models for predicting biochemical methane potential of various organic substrates. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1599–1608, 2019.

RODRÍGUEZ, J. F.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Semicontinuous Temperature-Phased Anaerobic Digestion (TPAD) of Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW). Comparison with single-stage processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 285, p. 409–416, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.10.027>.

SILVA, M. R. L. **Caracterização da comunidade microbiana de biofilme anaeróbio em presença de Bifenilas Policloradas**. Dissertação de Mestrado em Ciências, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. 126 p. A

SILVA, C. C. **Coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos: avaliação qualitativa do que pensa o cidadão no bairro Santa Terezinha, em Juiz de Fora – MG**. Trabalho Final de Curso (Título de Engenharia Ambiental e Sanitária), Universidade Federal de Juiz de Fora. 65 p. 2014. B

SILVESTRE, G.; BONMATÍ, A.; FERNÁNDEZ, B. Optimisation of sewage sludge anaerobic digestion through co-digestion with OFMSW: Effect of collection system and particle size. **Waste Management**, v. 43, p. 137–143, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.029>.

SHIN, J.; HAN, S.; EOM, K. C.; SUNG, S.; PARK, S.; Kim, H. Predicting Methane Production Potential of Anaerobic Co-digestion of Swine Manure and Food Waste. **Environmental Engineers Research**, v. 13, n. 2, p. 93-97, 2008.

SOUZA, L. F. C. **Avaliação da degradação de Alquil Benzeno linear sulfonado (LAS) em reatores anaeróbios em escala de bancada**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009. 88 p.

STREITWIESER, D. A. Comparison of the anaerobic digestion at the mesophilic and thermophilic temperature regime of organic wastes from the agribusiness. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 985–992, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.006>.

SZARBLEWSKI, M. S.; SCHNEIDER, R. C. S.; MACHADO, E. L. Métodos para a remoção de sulfeto de hidrogênio de efluentes gasosos aplicáveis a reatores anaeróbios. **Revista Jovens Pesquisadores**, Santa Cruz do Sul, n. 1, p. 62-74, 2012.

THANARASU, A.; PERIYASAMY, K.; DEVARAJ, K.; PERIYARAMAN, P.; PALANIYANDI, S.; SUBRAMANIAN, S. Tea powder waste as a potential co-substrate for enhancing the methane production in Anaerobic Digestion of carbon-rich organic waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 199, p. 651-658, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.225>.

TIAN, G.; YANG, B.; DONG, M.; ZHU, R.; YIN, F.; ZHAO, X.; WANG, Y. XIAO, W.; WANG, Q.; ZHANG, W.; CUI, X. The effect of temperature on the microbial communities of peak biogas production in batch biogas reactors. **Renewable Energy**, v. 123, p. 15-25, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.01.119>.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Influência da redução do tamanho de partículas na taxa de hidrólise de esgoto bruto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n. 4, p. 405-415, 2008.

TRZCINSKI, A. P.; STUCKEY, D. C. Determination of the Hydrolysis Constant in the Biochemical Methane Potential Test of Municipal Solid Waste. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 9, 2012. DOI: 10.1089/ees.2011.0105.

UGALDE, F. Z.; NESPOLO, C. R. Desperdício de Alimentos no Brasil. SB rural, ed. 154, ano 7, 2015.

VAN FAN, Y. KLEMEŠ, J. J.; LEE, C. T.; PERRY, S. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Energy and carbon emission footprint. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 888–897, 2018.

VIRIATO, C. L.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; OLIVEIRA, E. G.; GUIMARÃES, H. S. Influência da granulometria e da concentração de sólidos totais na codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos. **REA – Revista de estudos ambientais (Online)**, v.17, n. 1, p. 6-15, 2015. ISSN 1983 1501.

XIAO, B.; QIN, Y.; ZHANG, W.; WU, J.; QIANG, H.; LIU, J.; LI, Y. Temperature-phased anaerobic digestion of food waste: A comparison with single-stage digestions based on performance and energy balance. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 826–834, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.084>. A

XIAO, B.; ZHANG, W.; YI, H.; QIN, Y.; WU, J.; LIU, J.; LI, Y. Biogas production by two-stage thermophilic anaerobic co-digestion of food waste and paper waste: Effect of paper waste ratio. **Renewable Energy**, v. 132, p. 1301-1309, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.030>. B

WALTER, A. Biomethane potential of industrial paper wastes and investigation of the methanogenic communities involved. **Biotechnol Biofuels**, n. 9, v. 21, 2016. DOI 10.1186/s13068-016-0435-z.

WAN, S.; SUN, L.; DOUIEB, Y.; SUN, J.; LUO, W. Anaerobic digestion of municipal solid waste composed of food waste, wastepaper, and plastic in a single-stage system: Performance and microbial community structure characterization. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 619–627, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.140>.

WATANABE, K.; KOYAMA, M.; UEDA, J.; BAN, S.; KUROSAWA, N.; TODA, T. Effect of operating temperature on anaerobic digestion of the Brazilian waterweed *Egeria densa* and its microbial community. **Anaerobe**, v. 47, p. 8-17, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.anaerobe.2017.03.014>.

ZÁBRANSKÁ, J.; DOHÁNYOS, M.; JENÍČEK, P.; ZAPLATÍLKOVÁ, P.; KUTIL, J. The contribution of thermophilic anaerobic digestion to stable operation of wastewater sludge treatment. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 4-5, p. 447-453, 2002.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J. Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 33, p. 297–307, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.024>.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. **Journal of Environmental Management**, v. 104, p. 166-174, 2012. DOI:10.1016/j.jenvman.2012.03.043. A

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 929–935, 2007. DOI:10.1016/j.biortech.2006.02.039. B

ZHANG, L.; LEE, Y.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5048–5059, 2011. DOI:10.1016/j.biortech.2011.01.082. C

ZHANG, L.; LOH, K-C.; ZHANG, J. Food waste enhanced anaerobic digestion of biologically pretreated yard waste: Analysis of cellulose crystallinity and microbial communities. **Waste Management**, v. 79, p. 109–119, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.036>. D

ZHAO, S.; LIU, X.; DUO, L. Physical and Chemical Characterization of Municipal Solid Waste Compost in Different Particle Size Fractions. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 2, p. 509-515, 2012. A

ZHAO, X.; LI, L.; WU, D.; XIAO, T.; MA, Y.; PENG, X. Modified Anaerobic Digestion Model No. 1 for modeling methane production from food waste in batch and semi-continuous anaerobic digestions. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 109–117, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.091>. B