



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciência e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Julia Pinheiro de Carvalho

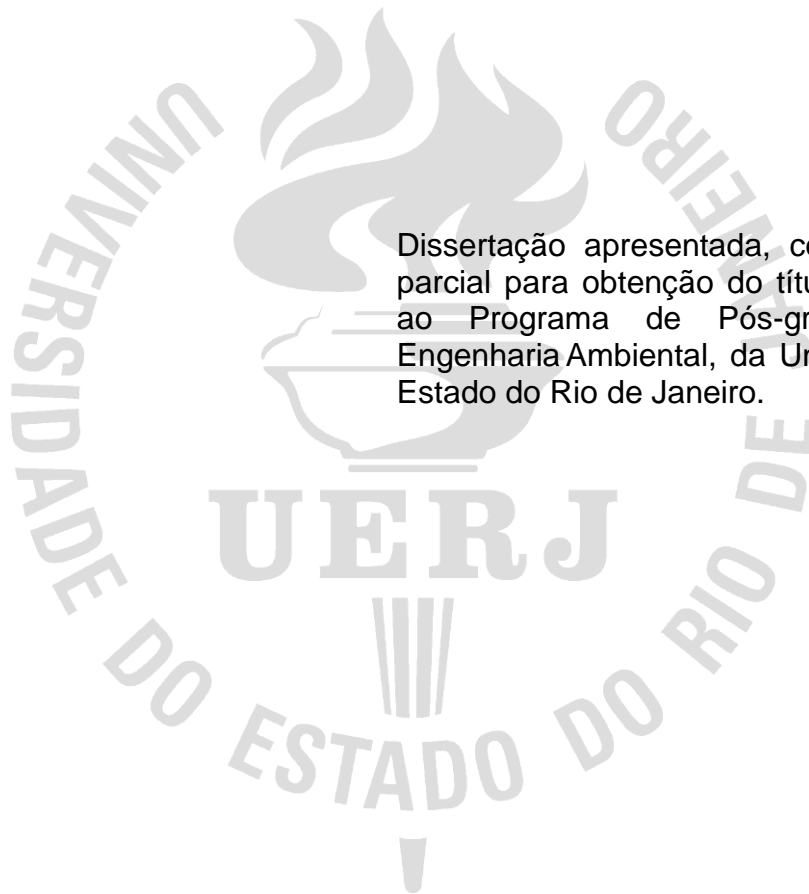
**Perspectivas da produção do biogás a partir da codigestão de lodo
de esgoto e resíduos alimentares: revisão sistemática**

Rio de Janeiro

2021

Julia Pinheiro de Carvalho

**Perspectivas da produção do biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto
e resíduos alimentares: revisão sistemática**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Dra. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C331 Carvalho, Julia Pinheiro de.
Perspectivas da produção do biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto e resíduos alimentares: revisão sistemática / Julia Pinheiro de Carvalho. – 2021.
136f.


Orientadora: Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Biogás - Teses. 3. Digestão anaeróbia - Teses. 4. Lodo residual - Teses. 5. Resíduos orgânicos - Teses. I. Teixeira, Lia Cardoso Rocha Saraiva. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. III. Título.

CDU 628.475.5

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.


Assinatura

16/12/2021

Data

Julia Pinheiro de Carvalho

**Perspectivas da produção do biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto
e resíduos alimentares: revisão sistemática**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 16 de dezembro de 2021.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira (Orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Simone Maria Ribas Vendramel
Instituto Federal do Rio de Janeiro - IFRJ

Prof.^a Dr.^a. Nathalia Salles Vernin Barbosa
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Marco Tadeu Gomes Vianna
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2021

Hoje é um dia excelente para que eu descubra meu potencial de vida
e o use sem desperdício e sem excessos.

Monja Coen

RESUMO

CARVALHO, Julia Pinheiro de. *Perspectivas da produção do biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto e resíduos alimentares: revisão sistemática*. 2021. 136f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Na tentativa de reduzir os danos climáticos por emissões de gases do efeito estufa tem-se buscado fontes renováveis de energia. Uma dessas opções é a utilização de energia obtida a partir de biomassa para a produção de biogás, através do processo da digestão anaeróbia. Esse processo depende de vários fatores operacionais para manter a estabilidade do sistema e produzir uma quantidade considerável de biogás. Para potencializar a produção de biogás tem sido adotada a codigestão, que contribui para o crescimento microbiano e para o aumento do rendimento de biogás no sistema. Este estudo realizou um levantamento, mapeamento e análise sobre a produção de biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar nos últimos dez anos por meio de uma revisão sistemática. O objetivo foi investigar a influência de condições operacionais na produção de metano, para isso, foram analisados o modo de operação do sistema e os fatores abióticos que influenciam o processo de digestão anaeróbia por meio de métodos estatísticos. A partir dessas análises foi observado uma correlação diretamente proporcional entre a temperatura e o pH, além de correlações negativas entre OLR e pH, temperatura e OLR, OLR e HRT, OLR e conteúdo de metano, pH e conteúdo de metano. Essas análises demonstraram que diversas condições operacionais estão relacionadas direta ou indiretamente. Foi sugerido valores ideais para a operação dos reatores com bases na literatura e nas análises realizadas. Foi identificado que o desempenho do processo de digestão anaeróbia vai depender do tipo de biomassa, da influência de fatores abióticos ao processo e das condições operacionais do reator.

Palavras-chave: Biogás. Digestão Anaeróbia. Codigestão. Lodo de Esgoto. Resíduo Alimentar.

ABSTRACT

CARVALHO, Julia Pinheiro de. *Perspectives about co-digestion of biogas production from sewage sludge and food waste: systematic review*. 2021. 136f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

In an attempt to reduce climate damage from greenhouse gas emissions, have been using renewable energy sources. One of these options is biomass energy to biogas production through the process of anaerobic digestion. This process depends on several operational factors to maintain the stability of the anaerobic reactor and produce a considerable amount of biogas. Co-digestion was adopted, contributing to the increase of biogas yield in the system. This study carried out a survey, mapping, and analysis on biogas production from the co-digestion of sewage sludge and food waste over the last ten years through a systematic review. The objective was to investigate the influence of operational conditions on the production of methane, for this were analyzed the mode of operation of the system and the abiotic factors that influence the anaerobic digestion process using statistical methods. From these analyses, was identified a positive correlation between temperature and pH. As well as negative correlations between OLR and pH, temperature and OLR, OLR and HRT, OLR and methane content, pH and methane content. These analyzes demonstrated that several operating conditions are directly or indirectly related. From the analysis and data from the literature, were suggested ideal values for the operational factors for system optimization. It was identified that the performance of the anaerobic digestion process depends on the type of biomass, the influence of abiotic factors on the process, and the operational conditions of the reactor.

Keywords: Biogas. Anaerobic Digestion. Co-digestion. Sewage Sludge. Food Waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Desenho esquemático das etapas do processo de digestão anaeróbia. Representação dos grupos microbianos envolvidos, substratos e subprodutos gerados.	13
Figura 2: Desenho esquemático de um reator CSTR. Representação dos sistemas de entrada, saída e agitação.....	26
Figura 3: Representação esquemática dos modelos de agitadores que podem ser utilizados nos reatores CSTR.....	27
Figura 4: Representação esquemática de um Reator UASB, com identificação dos principais compartimentos e suas características	28
Figura 5: Representação esquemática de um reator de leito fluidizado. Destaca-se o sistema de alimentação e saída dos gases.....	29
Figura 6: Organograma para destacar as diferentes formas de aproveitamento e uso do biogás.....	34
Figura 7: Geração de eletricidade em GWh a partir do biogás entre 2010 e 2018	36
Figura 8: Consumo de biogás por uso final em 2018	37
Figura 9: Crescimento anual de plantas em operação e produção de biogás	41
Figura 10: Distribuição de plantas de biogás por Estado em 2020.....	41
Figura 11: Distribuição do volume de biogás produzido no Brasil pelas plantas em operação em 2020	42
Figura 12: Proporção do número de plantas e volume de biogás produzido em 2020	42
Figura 13: Origem do substrato das plantas em operação em 2020.....	43
Figura 14: Correlação de Pearson.....	48
Figura 15: Distribuição por país dos artigos sobre co-digestão anaeróbia selecionados na revisão sistemática no período entre 2010 e 2020	49
Figura 16: Número de artigos sobre co-digestão anaeróbia por ano de publicação entre 2010 e 2020 selecionados pela revisão sistemática	50
Figura 17: Relação entre OLR e pH.....	69
Figura 18: Relação entre OLR e conteúdo de metano	69
Figura 19: Relação entre pH e conteúdo de metano	71
Figura 20: Relação entre temperatura e pH	72
Figura 21: Relação entre temperatura e OLR	73

Figura 22: Relação entre OLR e HRT	74
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais características observadas em reatores anaeróbios em temperaturas mesofílicas e termofílicas.	20
Tabela 2: Principais critérios utilizados para a classificação de reatores anaeróbios utilizados para a produção de biogás.	24
Tabela 3: Artigos sobre codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduo alimentar selecionados após busca nos bancos de dados Periódicos Capes e Scopus, de acordo com os critérios pré-estabelecidos na metodologia deste trabalho	46
Tabela 4: Características operacionais do sistema com base no conteúdo de metano.	55
Tabela 5: Correlação entre as variáveis de operação.....	67
Tabela 6: Estimativa de remoção de sólidos voláteis pelo tempo de retenção	76
Tabela 7: Fatores operacionais para produção conteúdo de metano	77

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
1. OBJETIVO GERAL	13
1.1. Objetivos específicos.....	13
2. REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1. Digestão anaeróbia	14
2.1.1. Hidrólise	15
2.1.2. Acidogênese.....	15
2.1.3. Acetogênese	16
2.1.4. Metanogênese.....	16
2.2. Codigestão anaeróbia.....	18
2.3. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia	19
2.3.1. Temperatura.....	19
2.3.2. pH.....	20
2.3.3. Relação C/N.....	21
2.3.4. Taxa de carregamento orgânico.....	21
2.3.5. Tempo de retenção hidráulica.....	22
2.4. Reatores anaeróbios	24
2.4.1. Teor de matéria seca dos substratos	24
2.4.2. Tipo de alimentação	25
2.4.3. Número de estágios do processo.....	25
2.4.4. Modelos de reatores anaeróbios.....	26
2.4.5. Reator CSTR	26
2.4.6. Reator UASB.....	28
2.4.7. Reator de leito fluidizado.....	29
2.5. Tratamentos e aproveitamento do biogás.....	31
2.5.1. Tecnologias para tratamento do biogás	31
2.5.2. Remoção de água	32
2.5.3. Remoção de ácido sulfídrico	32
2.5.4. Adsorção	32
2.5.5. Absorção	33
2.5.6. Separação por membranas	33

2.5.7. Criogenia	34
2.5.8. Aproveitamento do biogás.....	34
2.6. Panorama global do biogás	36
2.6.1. Europa.....	38
2.6.2. Estados Unidos	39
2.6.3. Ásia	39
2.6.4. África	40
2.6.5. América Latina	41
2.6.6. Brasil	41
3. METODOLOGIA	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
4.1. Modo de operação dos reatores.....	51
4.2. Rendimento de metano	53
CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
REFERÊNCIAS.....	80
Apêndice A – Tabela de modo de operação de codigestão anaeróbia com base na literatura	91
Apêndice B – Tabela de resultados da produção de metano na codigestão anaeróbia com base no Apêndice A	128

INTRODUÇÃO

O aquecimento a longo prazo do sistema climático da Terra, tem sido observado desde o período pré-industrial, causado pelas atividades antropogênicas. O aquecimento global ocorre, principalmente, devido à queima de combustíveis fósseis, que aumentam as concentrações de gases de efeito estufa provocando alterações nas trocas de calor (IPCC, 2019). Para mitigar os danos climáticos causados por emissões de gases do efeito estufa é necessário explorar fontes alternativas de energia. Isso porque as fontes de energia renováveis reduzem as emissões de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa que contribuem para o aquecimento global.

Desta forma, a utilização de energia obtida a partir de biomassa é uma das fontes mais promissoras de energia renovável (HAGOS *et al.*, 2017). A biomassa é utilizada para produzir o biogás, que é um processo no qual a matéria orgânica é degradada, por meio de um consórcio de microrganismos, resultando na produção de biogás, composto em sua maioria por metano (NGUYEN *et al.*, 2015; SCARLAT *et al.*, 2018). Sendo assim, este processo possibilita tratar os resíduos orgânicos e produzir energia de fonte renovável.

A produção de energia por digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é uma estratégia bastante utilizada em todo o mundo há décadas. Inicialmente, por meio de drenagem e coleta do biogás gerado nos aterros sanitários e, posteriormente, de forma mais controlada, com o desenvolvimento e aperfeiçoamento de reatores anaeróbios em diferentes escalas.

No entanto, o processo de digestão anaeróbia é muito sensível, por isso a estabilidade do sistema é fundamental para o desempenho do reator, que depende do monitoramento de parâmetros como temperatura, pH, relação carbono/nitrogênio e proporção inóculo /substrato para verificar as melhores condições operacionais no reator anaeróbio para produção do biogás (LIU *et al.*, 2018). Para isso, a codigestão ou mistura de dois ou mais substratos para potencializar a produção de biogás, tem sido amplamente adotada (LIU *et al.*, 2018). Na codigestão, a adição de substrato aumenta a produção de biogás na digestão anaeróbia quando comparado a utilização do inóculo sozinho, como por exemplo a utilização de resíduo alimentar em um biodigestor inoculado com lodo de esgoto (CHIU *et al.*, 2016).

Muitas pesquisas já foram realizadas com o objetivo de estudar como diferentes parâmetros operacionais interferem na composição dos microrganismos e conseqüentemente no rendimento do processo. A literatura fornece dados que, se analisados de forma conjunta e criteriosa, podem auxiliar na definição de parâmetros para o monitoramento e proposição de melhorias no processo de digestão anaeróbia, visando o aumento da produção de biogás. Desta forma, um estudo de revisão é uma ferramenta essencial para a construção de novos desenhos experimentais que busquem inovação e desenvolvimento tecnológico. Esse estudo além de utilizar a revisão sistemática, utiliza ainda análises estatísticas para avaliar as condições de operação dos reatores anaeróbios para a produção de biogás, visando atualizar o banco de dados sobre o modo operacional do sistema e assim, contribuir para futuras pesquisas.

1. OBJETIVO GERAL

A presente revisão tem o objetivo de sintetizar e apresentar o estado da arte e as recentes descobertas, durante os anos de 2010 a 2020, sobre a produção de biogás a partir da codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar.

1.1. Objetivos específicos

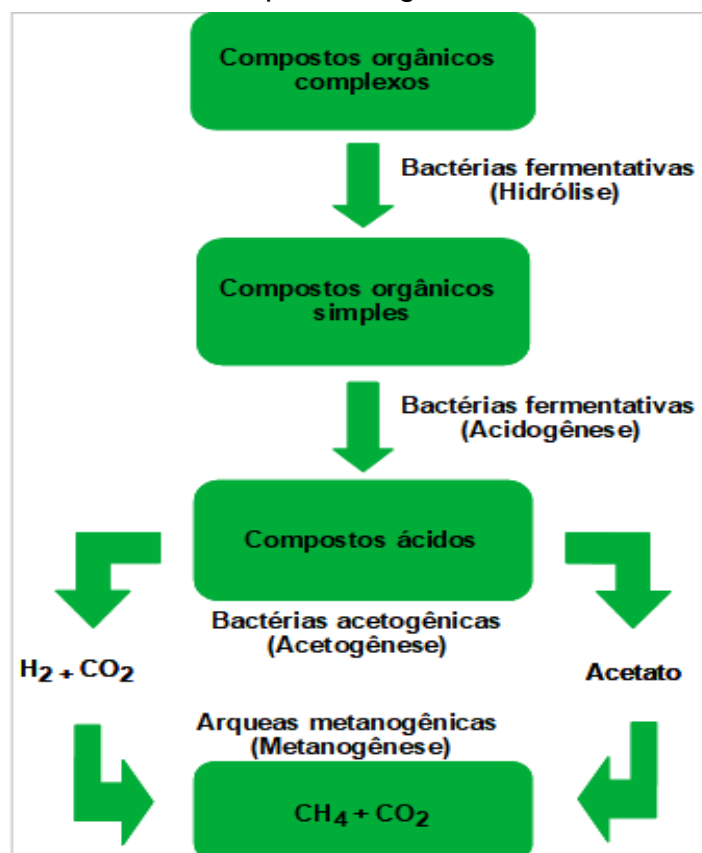
1. Avaliar o uso da revisão sistemática a partir da seleção de artigos sobre codigestão anaeróbia utilizando lodo de esgoto e resíduo alimentar;
2. Identificar os principais fatores abióticos monitorados nos estudos sobre a codigestão;
3. Identificar os principais modelos de reatores utilizados no processo de codigestão;
4. Avaliar a eficiência de codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar em relação à produção de metano;
5. Identificar e avaliar a influência dos principais fatores para a otimização da produção de metano.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de degradação da matéria orgânica por um consórcio de microrganismos na ausência de oxigênio. O processo da digestão anaeróbia ocorre por meio de quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, como apresentado na Figura 1. Nesses estágios estão envolvidos diferentes grupos de bactérias anaeróbias obrigatórias e anaeróbicas facultativas (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). Essa cadeia de reações bioquímicas ocorre naturalmente em diversos ecossistemas naturais. No tratamento de resíduos, tenta-se mimetizar as condições ambientais que favoreçam essas reações com o objetivo de acelerar a biodegradação e a produção de metano.

Figura 1: Desenho esquemático das etapas do processo de digestão anaeróbia. Representação dos grupos microbianos envolvidos, substratos e subprodutos gerados.



Fonte: Adaptado (LETTINGA *et al.*, 1996 apud CHERNICHARO, 2007).

2.1.1. Hidrólise

A primeira etapa do processo de digestão anaeróbia consiste na quebra de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) em compostos orgânicos simples (aminoácidos, ácidos graxos e açúcares). Bactérias hidrolíticas liberam enzimas (lipases, celulasas, proteases) para o meio extracelular, onde ocorrem as reações. Essa conversão de polímeros em monômeros acontece de forma lenta em condições anaeróbias, devido a alguns fatores operacionais do reator, como (LETTINGA *et al.*, 1996 apud CHERNICHARO, 2007):

- Temperatura;
- Tempo de retenção hidráulica;
- Composição do substrato;
- pH;
- Tamanho da partícula e;
- Concentração de amônia.

O tipo de substrato também pode afetar a velocidade desta etapa, podendo ser um fator limitante para todo o processo de digestão anaeróbia. Lipídios, proteínas e celulose demanda mais tempo para serem degradados quando comparados aos carboidratos.

2.1.2. Acidogênese

Os compostos orgânicos simples formados na fase hidrolítica são degradados na fase acidogênica – por bactérias anaeróbias e facultativas – formando ácidos orgânicos (ácido butírico, ácido propiônico e ácido acético), além de álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, hidrogênio e dióxido de carbono (KUNZ *et al.*, 2019; GERARDI, 2003). A conversão de compostos orgânicos simples para os ácidos orgânicos causa diminuição no pH do sistema, o que é favorável para as bactérias acidogênicas e acetogênicas (CHRISTY *et al.*, 2014).

2.1.3. Acetogênese

A partir dos produtos formados na fase acidogênica, as bactérias acetogênicas produzem ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio (KUNZ *et al.*, 2019). A etapa acetogênica ocorre devido a sintrofia dos consumidores de hidrogênio, ou seja, as arqueas metanogênicas e os produtores de hidrogênio, que são as bactérias acetogênicas (Conrad, 1985). O consumo do hidrogênio na digestão anaeróbia pode ocorrer através dos microrganismos metanogênicos, que utilizam o hidrogênio e o dióxido de carbono para produzir o metano e, por meio da formação dos ácidos orgânicos, a partir da reação entre hidrogênio, dióxido de carbono e ácido acético (Equação 1). Muitos dos ácidos e álcoois, produzidos durante o segundo estágio pode ser degradado em acetato, podendo ser usado como substrato por bactérias formadoras de metano (Gerardi, 2003).



2.1.4. Metanogênese

Neste estágio o metano é formado principalmente a partir do acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, podendo também ser formado por alguns outros compostos orgânicos, como metanol, ácido fórmico e metilaminas. Sendo assim, todos os produtos fermentativos são convertidos em compostos que podem ser usados direta ou indiretamente na formação do metano (GERARDI, 2003).

A metanogênese é realizada por arqueias metanogênicas que são divididas em metanogênicas acetoclásticas, consumidoras de acetato, e metanogênicas hidrogenotróficas consumidoras de hidrogênio (MIYAMOTO, 1997). As metanogênicas acetoclásticas são mais sensíveis às mudanças no pH e elevadas concentrações de amônia (KUNZ *et al.*, 2019). Mudanças bruscas no ambiente fazem com que a taxa de crescimento dessas populações diminua, mas mesmo assim, são ainda responsáveis por cerca de 60 a 70% da produção do metano, a partir do grupo metil do ácido acético (CHERNICHARO, 2007). Praticamente todas as espécies de metanogênicas conseguem produzir o metano a partir de hidrogênio

e dióxido de carbono. Os gêneros mais encontrados nos reatores anaeróbios são *Methanosarcina* e *Methanosaeta*, pertencentes às metanogênicas acetoclásticas, e *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter* que fazem parte das metanogênicas hidrogenotróficas (CHERNICHARO, 2007).

Ambos, são muito importantes na digestão anaeróbia, já que são responsáveis por produzir o metano e por consumir o hidrogênio produzido nas fases anteriores, que conseqüentemente, reduz a pressão parcial do hidrogênio, possibilitando que as reações aconteçam nos estágios de acidogênese e acetogênese (CHERNICHARO, 2007).

2.2. Codigestão anaeróbia

A codigestão é a mistura de dois ou mais substratos ao inóculo no processo de digestão anaeróbia onde o inóculo é a fonte da comunidade microbiana anaeróbia e o substrato é a fonte de carbono e outros nutrientes. A adição de um substrato é importante para estabilizar as condições de operação no processo, como a diluição de compostos tóxicos, equilíbrio de nutrientes, equilíbrio de umidade, beneficia a sinergia dos microrganismos, aumenta a carga da matéria orgânica biodegradável, e conseqüentemente ocorre o aumento do rendimento do biogás (CONVERTI *et al.*, 1997; SOSNOWSKI *et al.*, 2003).

Esse processo é utilizado para melhorar a eficiência da produção de metano no sistema anaeróbio em um reator (Mata-Alvarez *et al.*, 2000). A eficácia da codigestão depende da proporção do inóculo e do substrato utilizado, além do tipo de biomassa adicionado no sistema, podendo ser usada a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, resíduos de animais, lodo de estações de águas residuais, lodo proveniente de estações de tratamento de resíduos orgânicos industriais e agroindustriais (VAN LIER *et al.*, 2001).

Vários tipos de biomassa contendo carboidratos, proteínas, lipídios e celulose, como componentes principais, podem ser usados como substrato. O rendimento do biogás varia conforme a quantidade dos nutrientes (carboidratos, proteínas e lipídeos). Por exemplo, os lipídeos fornecem alto rendimento de biogás, mas necessitam de um tempo de retenção longo, já os carboidratos e proteínas possuem taxas de produção mais rápida, porém com rendimento menor (ESPOSITO *et al.*, 2012).

Os lipídeos são os principais os componentes encontrados em resíduos alimentares e em algumas águas residuais industriais como matadouros e leiterias (ESPOSITO *et al.*, 2012 apud LI *et al.*, 2002); os carboidratos estão presentes principalmente em resíduos orgânicos de indústrias associadas a agricultura, resíduos alimentares e fração orgânica de resíduos sólidos urbanos; as proteínas são encontradas principalmente em fábricas de processamento de carne, matadouros e estrumes de animais e por fim, os resíduos de celulose que são produzidos por fábricas de papel de papelão e também fazem parte dos resíduos sólidos municipais já que, normalmente não são separados pela fonte geradora (ESPOSITO *et al.*, 2012).

2.3. Fatores que influenciam na digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia necessita de condições específicas para produção do biogás (KUNZ *et al.*, 2019). A influência de alguns fatores no processo pode ocasionar um desequilíbrio das populações microbianas, alterações no rendimento da produção de metano e na velocidade do processo (SOUZA, 1984). O controle do processo de digestão anaeróbia é complicado, pois as condições de operação do reator são conectadas entre si e qualquer alteração pode alterar direta ou indiretamente o sistema (PASALARI *et al.*, 2021).

2.3.1. Temperatura

A temperatura é um dos fatores mais importantes no processo de digestão anaeróbia, pois afeta diretamente o crescimento microbiano e, conseqüentemente, a produção de metano. Os microrganismos podem crescer em três faixas de temperatura: psicofílico entre 15°C a 20°C, mesofílico entre 30°C a 40°C e termofílico 50°C a 60°C (ZUPANČIČ; GRILIC, 2012).

Sendo as faixas mesofílicas e termofílicas associados a digestão anaeróbia. A temperatura ótima para o processo da digestão anaeróbia é aquela em que a taxa de crescimento microbiano é máxima, sendo assim, na faixa mesofílica a temperatura ideal é entre 30°C a 35°C e na faixa termofílica no intervalo de 50°C a 55°C (CHERNICHARO, 2007). A digestão anaeróbia é um processo é muito sensível às mudanças bruscas de temperatura, por isso é recomendado que em sistemas termofílicos a variação seja de ± 1 °C e em sistemas mesofílicos podem ser toleradas variações de ± 3 °C (ZUPANČIČ; GRILIC, 2012). Na tabela 1 são apresentadas características observadas nos reatores anaeróbios utilizando as faixas de temperatura mesofílica e termofílica. Como observado na tabela 1, a temperatura mesofílica é mais fácil de controlar já que a variação de temperatura nesta faixa é maior que na temperatura termofílica.

Tabela 1: Principais características observadas em reatores anaeróbios em temperaturas mesofílicas e termofílicas.

	Mesofílico	Termofílico
Taxa de carregamento	Baixo	Alto
Destruição de patógenos	Baixo	Alto
Sensibilidade a substâncias tóxicas	Baixo	Alto
Controle de temperatura	Mais fácil	Mais difícil

Fonte: Adaptado (GERARDI, 2003).

2.3.2. pH

O pH do sistema depende dos microrganismos envolvidos no processo e do tipo de substrato utilizado (CERNICHARO, 2007). Os microrganismos envolvidos em todas as fases da digestão anaeróbia necessitam de valores diferentes de pH para seu desenvolvimento ideal (FNR, 2010). O pH é o que mais afeta o estágio metanogênico no processo de digestão anaeróbia, sendo a faixa de pH ótimo entre 6,8 e 7,2 (GERARDI, 2003). Já as bactérias produtoras de ácidos possuem um crescimento ideal na faixa de pH entre 5,0 e 6,0 com maior tolerância a menores valores de pH. O controle do pH é de extrema importância para evitar a inibição de bactérias metanogênicas e, conseqüentemente, evitar a diminuição da taxa de produção de metano (CHERNICHARO, 2007).

Na digestão anaeróbia, os ácidos voláteis produzidos tendem a reduzir o pH do meio. Para corrigir o pH é preciso interromper a adição do substrato no reator para que as metanogênicas processem os ácidos do sistema, fazendo o pH do reator reduzir ao mínimo, e apenas quando o pH voltar a faixa normal pode-se continuar com a adição do substrato (McCARTY, 1984, ZUPANČIČ; GRILIC, 2012).

Os microrganismos metanogênicos consomem os ácidos voláteis e aumentam a alcalinidade pela produção de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato, estabilizando o pH do sistema (KUNZ *et al.*, 2019). Portanto, para manter o pH

estável é necessário uma alta alcalinidade e, se a produção de ácido é superior a produção de metano, substâncias alcalinas devem ser adicionada ao sistema (GERARDI, 2003).

2.3.3. Relação C/N

A relação C/N é a relação entre a quantidade de carbono e de nitrogênio presente no material orgânico. A proporção C/N considerada ideal para operação de um reator anaeróbia é 20/30 (FAO, 1996; ZUPANČIČ; GRILIC, 2012). Se a proporção C/N estiver acima do ideal o nitrogênio é consumido rapidamente por bactérias metanogênicas resultando na redução da produção do metano (KOTHARI *et al.*, 2014). Mas, se essa proporção estiver abaixo do ideal, o nitrogênio é liberado e acumulado na de forma de amônia (NH₃), que aumenta o pH do sistema (FAO, 1996). Se o pH do sistema for maior que 8,5 causa efeitos tóxicos nos microrganismos metanogênicos, inibindo a produção de biogás (FAO, 1996; KOTHARI *et al.*, 2014).

Para manter a relação de C/N ideal na digestão anaeróbia, deve-se misturar um substrato de alta e baixa razão C/N (MATHERI, 2017). Portanto, é necessário verificar a composição dos substratos a serem adicionados no sistema. Por exemplo, proteínas são ricas em nitrogênio, e, produtos de papel possuem mais carbono em sua composição (OSTREM, 2004).

2.3.4. Taxa de carregamento orgânico

Taxa de carregamento orgânico (*organic loading rate* – OLR) é a quantidade de material orgânico adicionado (expressa como DQO – demanda química de oxigênio – ou como sólidos voláteis) por unidade de volume do reator por dia, sendo mostrado nas Equações 2 e 3 (KUNZ *et al.*, 2019).

$$OLR = \frac{Q \cdot S_v}{V} \quad (2)$$

$$OLR = \frac{S_v}{HRT} \quad (3)$$

Em que:

OLR = Taxa de carregamento orgânico (kg SV. m⁻³d⁻¹)

Q = Vazão (m³.d⁻¹)

Sv = Concentração de sólidos voláteis presentes no substrato (kg.m⁻³)

V = Volume do reator (m³)

TRH = Tempo de retenção hidráulica (d)

A taxa de carregamento orgânico depende do volume do reator, da concentração de matéria orgânica a ser digerida e da razão C/N (WANG, 2014). Se for adicionada elevada quantidade de matéria orgânica no reator haverá acúmulo de ácidos e conseqüentemente a inibição da produção de metano. Portanto, a produção de biogás depende diretamente da taxa de carga orgânica do sistema (KHOTARI *et al.*, 2014). Do mesmo modo que se a quantidade de matéria orgânica for muito baixa, a produção de metano também será afetada (FAO, 1996).

2.3.5. Tempo de retenção hidráulica

O tempo de retenção hidráulica (*hydraulic retention time* – HRT) é o número de dias que o material orgânico permanece no reator anaeróbico, ou seja, é o tempo necessário para a degradação completa da matéria orgânica, como mostrado na Equação 4 (KUNZ, *et al.*, 2019).

$$HRT = \frac{V}{Q} \quad (4)$$

Em que:

HRT = Tempo de retenção hidráulica (d)

V = Volume do biodigestor (m³)

Q = Vazão de alimentação (m³.d⁻¹)

O HRT depende da estrutura do reator anaeróbico, da taxa de carga orgânica, do tipo de matéria orgânica utilizada e da temperatura (WANG, 2014). O tempo de retenção para a matéria orgânica em condições mesofílicas varia entre 10 a 40 dias e o tempo

de retenção na faixa de temperatura termofílica é menor que na faixa mesofílica (KOTHARI *et al.*, 2014). Um reator anaeróbio com alto teor de sólidos operando na faixa termofílica tem um tempo de retenção de 14 dias (OSTREM, 2004). Cada comunidade microbiana cresce durante intervalos de tempo específicos, por isso o HRT deve ser diferente para cada tipo de substrato e para cada temperatura (MEHARIYA, *et al.*, 2018).

Além do HRT, existe ainda o SRT que é o tempo de retenção de sólidos. HRT e SRT serão iguais em um reator anaeróbio de crescimento suspenso que não possui reciclagem de sólidos, porém, se houver reciclagem no sistema, os valores de HRT e SRT poderão variar significativamente (GERARDI, 2003).

2.4. Reatores anaeróbios

O reator anaeróbio para produção de metano possui algumas condições de operação como permitir uma taxa de carregamento orgânico continuamente alta, curto tempo de retenção hidráulica e produção máxima de metano (WARD *et al.*, 2008). Os biodigestores são classificados de acordo com vários critérios, como temperatura do sistema, número de estágios de operação, formas de alimentação, taxa de carregamento orgânico, entre outros, como mostrado na Tabela 2.

Tabela 2: Principais critérios utilizados para a classificação de reatores anaeróbios utilizados para a produção de biogás.

Critério	Classificação
Teor de matéria seca dos substratos	Digestão úmida
	Digestão seca
Tipo de alimentação	Descontínua ou batelada
	Semicontínua
	Contínua
Número de estágios do processo	Uma fase
	Duas fases ou mais
Temperatura	Psicrofílico
	Mesofílico
	Termofílico

Fonte: Adaptado (FNR, 2010).

2.4.1. Teor de matéria seca dos substratos

O teor de matéria seca ou teor de sólidos do substrato influencia o potencial de biodegradabilidade, pois está diretamente relacionada a presença de umidade no material orgânico (CHERNICHARO, 2007). De acordo com o teor de umidade do substrato a digestão pode ser úmida ou seca.

A via úmida necessita de um grande volume de água o que precisa de um grande volume de reator, e a via seca requer menor volume de reator e possui alta taxa de carregamento orgânico (REICHERT, 2005). A via seca é normalmente usada para resíduos sólidos municipais ou vegetais, enquanto a via úmida é utilizada na digestão de vários tipos de estrume (WARD *et al.*, 2008).

2.4.2. Tipo de alimentação

Os reatores anaeróbios podem ser alimentados de forma contínua, semicontínua e descontínua ou em batelada (KHOTARI *et al.*, 2014).

Na alimentação semicontínua um substrato é adicionado no mínimo uma vez a cada dia de operação do sistema (FNR, 2010). Na alimentação contínua, os resíduos orgânicos são adicionados em intervalos regulares no biodigestor e uma quantidade igual de material é retirada para manter o volume inicial de matéria orgânica (VÖGELI *et al.*, 2014; KHOTARI *et al.*, 2014). A alimentação contínua é caracterizada pela produção uniforme e eficiente de metano do reator (FNR, 2010).

O tipo de alimentação descontínua ou em batelada é mais simples e mais barata. Nos reatores em batelada só é preciso adicionar a matéria orgânica, vedar hermeticamente o sistema e esperar o crescimento microbiano durante o tempo de retenção determinado, sem que haja retirada ou adição de mais material orgânico (KHALID *et al.*, 2011). A taxa de produção de metano varia ao longo do tempo, após a adição do material orgânico, o metano é produzido lentamente no início e após alguns dias a produção de metano atinge o nível máximo e gradualmente diminui (FNR, 2010).

2.4.3. Número de estágios do processo

O reator pode ser classificado também pelo número de fases do processo, podendo ser modelo monofásico, com um único estágio e multifásico, quando são utilizados dois ou mais estágios (KHALIDI *et al.*, 2011).

No modelo de reator de estágio único a matéria orgânica é adicionada de forma contínua e todo o processo ocorre em um único reator. Já no reator multifásico o processo de alimentação também ocorre de forma contínua, no entanto, a hidrólise e acidogênese ocorrem separadamente da acetogênese e metanogênese (WARD *et al.*, 2008).

Os digestores de estágio único são mais instáveis devido à presença de bactérias formadoras de ácidos e microrganismos formadores de metano que atuam simultaneamente no sistema, pois como as bactérias formadoras de ácido crescem mais rápido que as arqueas metanogênicas e são mais tolerantes às variações operacionais ocorre um desequilíbrio, que pode ocasionar a redução do pH resultando em uma falha no reator (GERARDI, 2003). Já os biodigestores multifásicos possuem melhor desempenho que o estágio único, porque consegue manter níveis semelhantes de produção de metano aos de um estágio único, porém em um tempo de retenção hidráulica menor, além de remover os componentes tóxicos no primeiro estágio do sistema (GERARDI, 2003).

2.4.4. Modelos de reatores anaeróbios

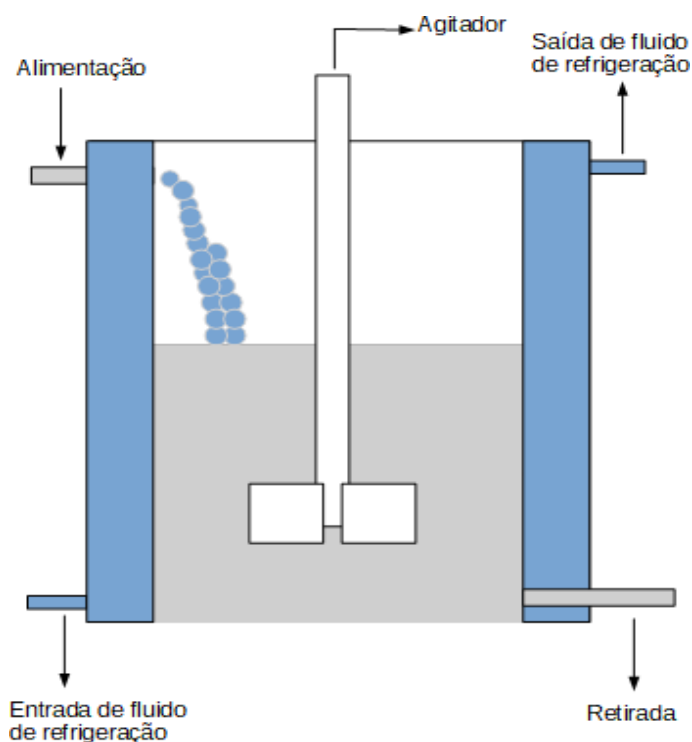
Diversos modelos de reatores anaeróbios podem ser utilizados para produção de metano. A escolha do modelo depende do custo de instalação e operação do reator, tipo de matéria orgânica e espaço disponível para instalação. Os modelos de reatores podem ser reatores anaeróbios convencionais, reatores de retenção de lodo e reatores de membrana anaeróbia (MAO *et al.*, 2015). A seguir, são apresentando alguns modelos de reatores anaeróbios para a produção de metano.

2.4.5. Reator CSTR

O CSTR (reator de tanque agitado contínuo) em inglês *Continuous Stirred Tank Reactor* suporta elevada taxa de carregamento orgânico, sendo caracterizado pela homogeneização devido ao sistema de agitação (MAO *et al.*, 2015). Este modelo é o mais utilizado para produção de biogás, principalmente quando é utilizado a codigestão e com concentrações altas de sólidos, além disso, este modelo permite

que o tempo de retenção hidráulica e o tempo de retenção de sólidos sejam o mesmo (KUNZ *et al.*, 2019). Um desenho esquemático do CSTR é apresentado na Figura 2. O tempo de retenção para este modelo varia entre 15 a 20 dias, podendo variar conforme o tipo de substrato usado (KUNZ *et al.*, 2019).

Figura 2: Desenho esquemático de um reator CSTR. Representação dos sistemas de entrada, saída e agitação

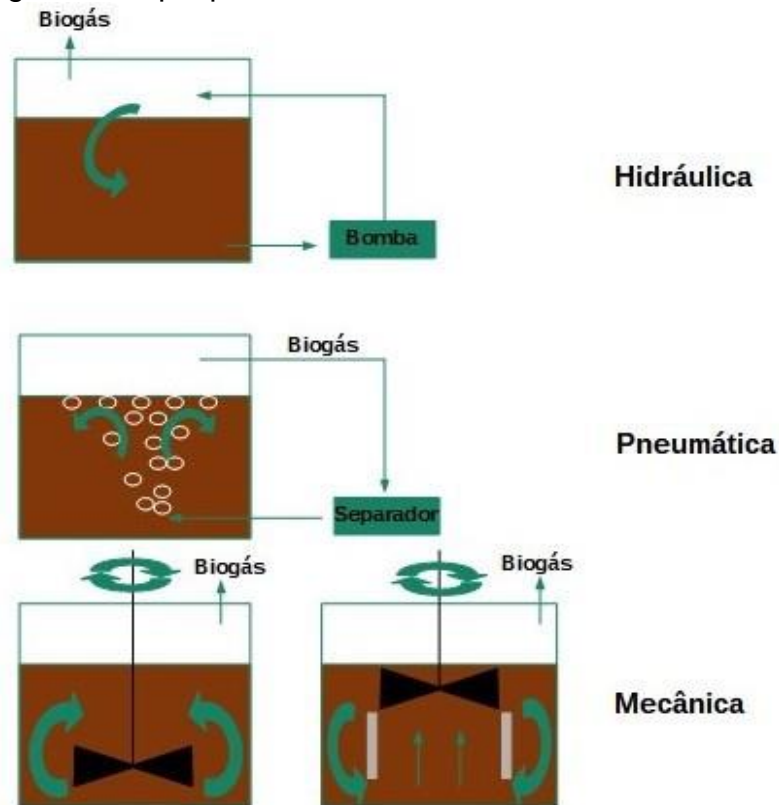


Fonte: Adaptado (PERGHER *et al.*, 2018).

O reator possui um dispositivo para misturar o conteúdo em seu interior, que pode apresentar três tecnologias distintas para a agitação: hidráulica, pneumática e mecânica, mostradas na Figura 3. A agitação hidráulica consiste na recirculação do material através de bombas hidráulicas que podem estar localizadas na parte interna ou externa do reator. A agitação pneumática recircula o biogás por meio da homogeneização por borbulhamento do líquido. A agitação mecânica pode apresentar três diferentes intensidades de rotação: motobombas submersas com hélices que operam em alta velocidade (400 a 1500 RPM), normalmente operam em modo descontínuo, ou seja, ligam e desligam em intervalos de tempo programados; misturador de eixo longo que opera na faixa de 10 a 50 RPM e geralmente em modo

contínuo; e o misturador em forma de pás horizontais que opera em modo contínuo (KUNZ, *et al.*, 2019). A agitação mecânica é o modelo mais utilizado para a produção de biogás.

Figura 3: Representação esquemática dos modelos de agitadores que podem ser utilizados nos reatores CSTR.



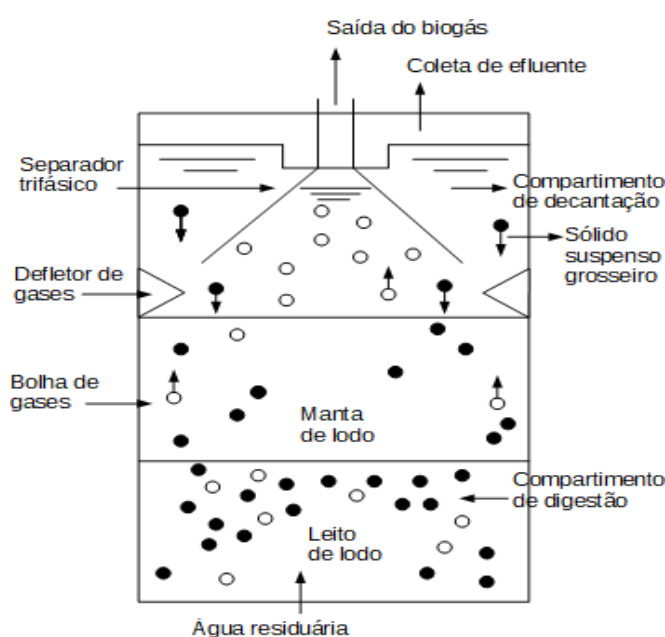
Fonte: Adaptado. (KUNZ *et al.*, 2019).

2.4.6. Reator UASB

A sigla UASB vem do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*. O biodigestor UASB mostrado na Figura 4 é um reator de manta de lodo de fluxo ascendente que retêm biomassa através de um separador trifásico no topo do reator (MAO *et al.*, 2015). O material orgânico é adicionado ao reator pela parte inferior e segue em fluxo ascendente pelo reator até manta de lodo, onde ocorre a digestão anaeróbia do conteúdo orgânico, tendo como subproduto a geração de gases metano, carbônico e sulfídrico. O efluente é coletado na parte superior do reator, assim como, o biogás que é coletado através do separador trifásico (CHERNICHARO, 2007).

O UASB possui alta capacidade de retenção da biomassa, permitindo assim, trabalhar com baixo um tempo de retenção hidráulica, além disso, esse modelo apresenta alta estabilidade e suporta alta taxa de carregamento orgânico (CHERNICHARO, 2007).

Figura 4: Representação esquemática de um Reator UASB, com identificação dos principais compartimentos e suas características



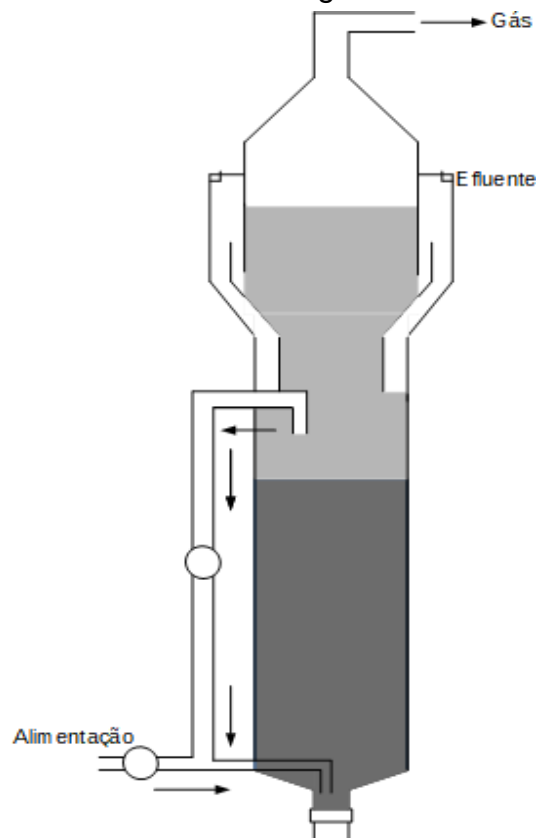
Fonte: Adaptado (Kunz *et al.* 2019).

2.4.7. Reator de leito fluidizado

O reator de leito fluidizado em inglês *Anaerobic Fluidized Bed Reactor* (RALF), utiliza um fluido (gás ou líquido) através de material sólido granulado, como areia fina, em suspensão por um fluxo ascendente em alta velocidade, processo chamado de fluidização (CETESB, 2020), como apresentado na Figura 5. A alimentação do sistema ocorre na parte inferior do reator por um dispositivo chamado distribuidor, que promove um fluxo de gás constante ao longo do leito, propiciando homogeneidade na fluidização (MIRANDA 2014).

Este reator requer bom controle operacional, permite maior taxa de carregamento orgânico e possui maior resistência a inibidores do sistema anaeróbio (MAO *et al.*, 2015).

Figura 5: Representação esquemática de um reator de leito fluidizado. Destaca-se o sistema de alimentação e saída dos gases.



Fonte: Adaptado (CETESB, 2020).

2.5. Tratamentos e aproveitamento do biogás

A produção do biogás depende do tipo e quantidade de matéria orgânica usada, tamanho do reator e temperatura, sendo necessário uma compatibilidade entre o reator escolhido e a matéria orgânica utilizada (VOGELLI *et al.*, 2014). O biogás é originado na digestão anaeróbia, sendo composto principalmente de metano (cerca de 70%), dióxido de carbono e outros gases em concentrações menores, como hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e amônia (FNR, 2010). Esta porcentagem de metano confere ao biogás um alto poder calorífico, variando de 5.000 a 7.000 kcal/m³ conferindo maior qualidade ao biogás (DEGANUTTI *et al.*, 2002). O sulfeto de hidrogênio confere ao sistema odor pútrido além disso, pode corroer os componentes do sistema (HOM-NIELSEN *et al.*, 2009). O dióxido de carbono é um gás inerte que interfere diretamente no potencial energético do biogás (KUNZ *et al.*, 2019). Portanto, é necessário tratar o biogás para remover esses compostos antes da geração de subprodutos.

2.5.1. Tecnologias para tratamento do biogás

Existem diferentes tecnologias para tratamento do biogás que envolvem: um processo de limpeza, para a remoção de componentes que afetam a rede de transmissão de gás, equipamentos ou usuários finais e um processo de atualização para a remoção de CO₂, ajustando o valor calorífico e densidade relativa em conformidade com os requisitos do Índice de Wobbe¹ (BUDZIANOWSKI, 2016). Os processos mais utilizados para tratar o biogás são a remoção de água, remoção de ácido sulfídrico, adsorção, absorção, separação por membrana e criogenia (SUN *et al.*, 2015).

1 “Índice de Wobbe: quociente entre o poder calorífico superior e a raiz quadrada da densidade relativa sob as mesmas condições de temperatura e pressão.” (ABNT NBR 15213, 2008).

2.5.2. Remoção de água

O biogás de saída do reator anaeróbio é chamado de biogás bruto e apresenta alta umidade que precisa ser removida, por isso, a remoção de água é realizada para evitar a corrosão de compressores, tanques e motores, acúmulo de água nos dutos ou condensação (KUNZ *et al.*, 2019).

Os métodos de remoção de água geralmente acontecem por secagem física onde ocorre a remoção do vapor de água por refrigeração ou secagem química através de materiais absorventes (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011). Normalmente esses métodos também removem material particulado evitando assim o entupimento de compressores, tanques e motores (HAGEN *et al.*, 2001).

2.5.3. Remoção de ácido sulfídrico

A dessulfurização pode ocorrer tanto durante a digestão anaeróbia quanto após o processo de digestão anaeróbia, através de adsorção, absorção, membranas ou processos biológicos (RYCKEBOSCH *et al.*, 2011). O ácido sulfídrico é resultante da solução aquosa de sulfeto de hidrogênio (PROBIOGÁS, 2016). A remoção de ácido sulfídrico é feita para evitar a corrosão de compressores, tanques de combustíveis e motores, concentrações tóxicas no biogás e emissões de gases prejudiciais ao meio ambiente (BUDZIANOWSKI, 2016).

2.5.4. Adsorção

Na adsorção o gás altamente pressurizado passa por um sistema onde materiais adsorventes, como o carvão ativado, separam o dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio do metano (HIDALGO, 2019). Existem várias técnicas de adsorção para a remoção do CO₂, como adsorção por oscilação de pressão, adsorção por oscilação de temperatura e adsorção de balanço elétrico, sendo a mais utilizada a adsorção por oscilação de pressão (ALLEGUE:HINGE, 2012). O processo de adsorção ocorre em quatro fases diferentes que trabalham em colunas em paralelo chamadas: adsorção, depressurização, regeneração e aumento de pressão. Durante a fase de adsorção o material adsorvente separa o dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio

do metano, segue para a segunda fase onde ocorre a despressurização gradual regenerando o material adsorvido e depois segue para uma segunda etapa de despressurização até quase a pressão atmosférica (PERSSON et al., 2006). Quando ocorre o acúmulo de pressão o gás é evacuado por uma bomba de vácuo (HAGEN et al., 2001).

2.5.5. Absorção

A absorção pode ser feita por meio dos processos de *Water Scrubbing* (lavagem de água), absorção química ou absorção física. *Water Scrubbing* a água é usada como solvente dissolvendo dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e amônia, já que apresentam maior solubilidade do que o metano. Esses gases são dissolvidos em água sob alta pressão em uma coluna de absorção (ALLEGUE:HINGE, 2012). Após a dessorção, o CO₂ e a água utilizada no processo são encaminhados para um tanque flash onde a pressão é reduzida e o dióxido de carbono é liberado na atmosfera e a água é regenerada (PERSSON et al., 2006). Absorção física segue o mesmo princípio da lavagem de água, mas neste caso são utilizados solventes orgânicos, como polietilenoglicol, para dissolver o dióxido de carbono, o sulfeto de hidrogênio e a amônia (KUNZ et al., 2019). A absorção química acontece por meio de reações químicas entre as substâncias absorvidas e o solvente (SUN et al., 2015). Os solventes químicos normalmente apresentam maiores taxas de absorção de CO₂ se comparado com a água. Dentre os solventes químicos disponíveis os mais usados são as aminas porque não há perda de metano, já que a amina reage com o dióxido de carbono (GUPTA et al., 2003).

2.5.6. Separação por membranas

A separação por membranas ocorre através do processo de difusão do metano dos demais contaminantes do biogás. O transporte dos componentes é conduzido pela diferença de pressão parcial sobre a membrana e dependente da permeabilidade do material da mesma (ALLEGUE:HINGE, 2012). A permeabilidade está relacionada

diretamente com a solubilidade química do componente a ser dissolvido (HAGEN *et al.*, 2001).

A separação por membrana pode ser de duas formas: separação gás-gás, com uma fase gasosa em ambos os lados da membrana e separação gás-líquido com um líquido que absorve o dióxido de carbono que se difunde através da membrana (ALLEGUE:HINGE, 2012).

Portanto, o tipo de contaminante a ser removido do sistema depende do modelo da membrana, estrutura, permeabilidade e ciclo de vida do material da membrana (KUNZ *et al.*, 2019). Os materiais mais usados na separação do CO₂ são as membranas de borracha de silicone, acetato de celulose ou poliamidas (BASU *et al.*, 2010).

2.5.7. Criogenia

O método de criogenia envolve a separação dos gases presentes no biogás por condensação e destilação. Esse processo ocorre em baixa temperatura e alta pressão para que o dióxido de carbono condense em um líquido, evitando a forma sólida (gelo seco) que poderia obstruir a tubulação do sistema (ALLEGUE:HINGE, 2012). O CO₂ condensado é removido em um separador para recuperação de metano que é reciclado para sistema (PERSSON *et al.*, 2006).

2.5.8. Aproveitamento do biogás

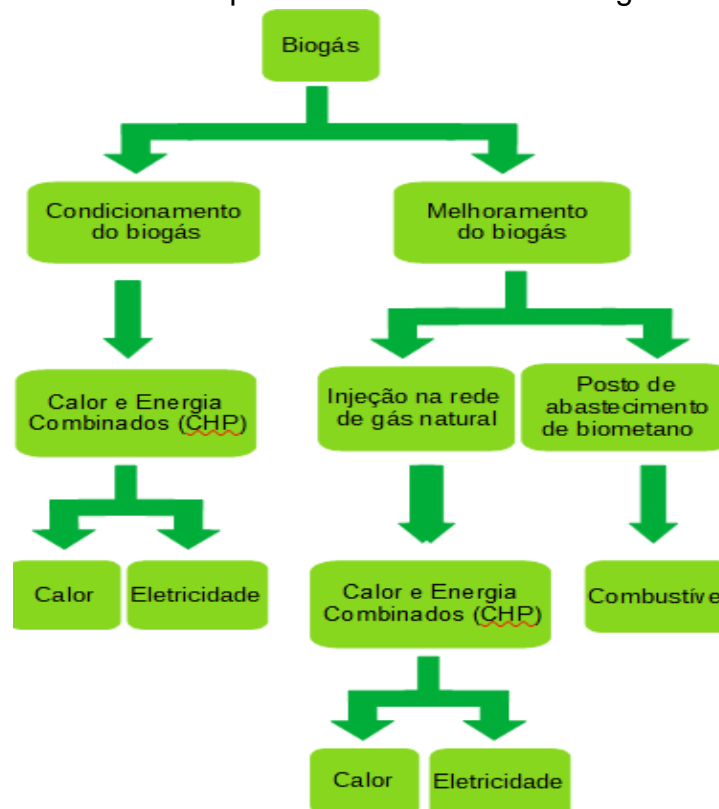
O biogás pode ser utilizado de diversas formas como: na produção de eletricidade, na produção de calor, combustível veicular, injeção de biogás no gasoduto, gás de cozinha, fabricação de fertilizantes dentre outros (PERSSON *et al.*, 2006). Transforma-se assim, um passivo ambiental em novos produtos, já que os resíduos que seriam descartados são aproveitados, agregando valor aos resíduos orgânicos (IRENA, 2016).

Na Figura 6, são apresentadas as formas de utilização para o aproveitamento do biogás. O biogás pode ser utilizado tanto bruto quanto melhorado. O biogás bruto recebe um tratamento simples para remover umidade, sulfeto de hidrogênio e

também para se adequar aos padrões de uso, que será diferente para cada aplicação do biogás, podendo ser usado em caldeiras, para produzir eletricidade, em turbinas e motores a gás para produção combinada de calor e energia (NOYOLA *et al.*, 2006, RABONI; URBINI, 2014). O biogás melhorado, além do tratamento simples, possui ainda um tratamento adicional para remover o dióxido de carbono, transformando o biogás em biometano que pode ser usado como biocombustível em veículos ou para injeção na rede de gás natural (FEAM, 2015).

Para que o biogás seja atualizado para biometano é preciso que a concentração de metano seja de pelo menos 95% e para isso é necessário remover o dióxido de carbono (PROBIOGÁS, 2016). Os processos mais comuns empregados para a separação de CO₂ são a adsorção, a absorção física e química, a separação por membranas, assim como processos criogênicos. Portanto, a escolha da tecnologia do tratamento dependerá da vazão do biogás produzido, da composição do biogás e de seu uso final.

Figura 6: Organograma para destacar as diferentes formas de aproveitamento e uso do biogás.

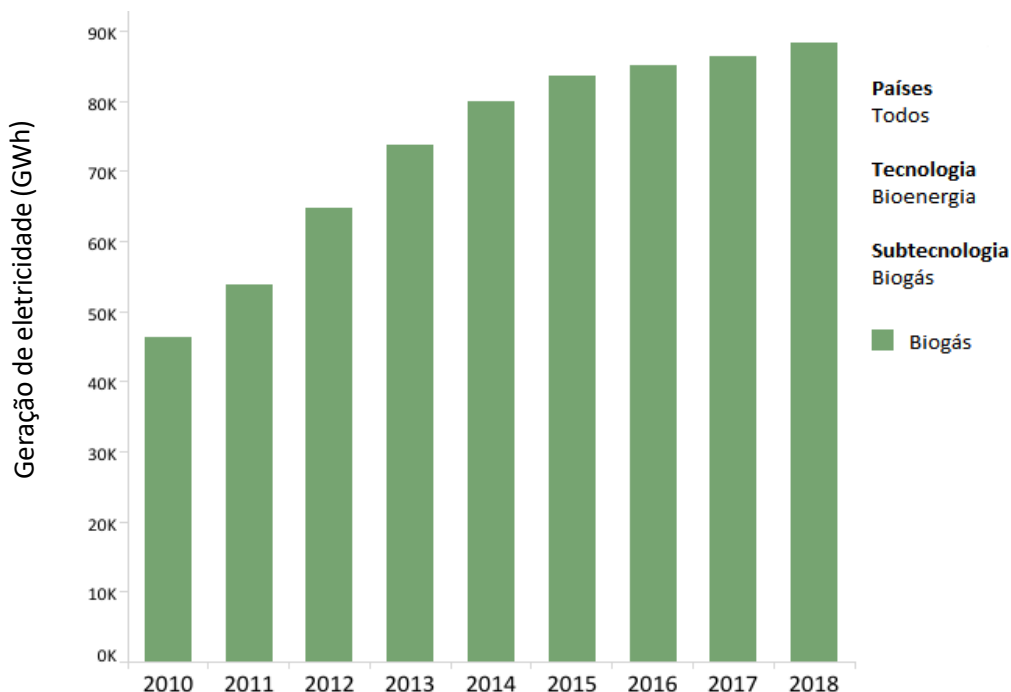


2.6. Panorama global do biogás

A produção de biogás aumentou nas últimas décadas. O crescimento do biogás tem sido desigual em todo o mundo, não apenas porque depende da matéria-prima disponível, mas principalmente por depender de políticas e incentivos que estimulem a sua produção e posterior utilização. Atualmente, Europa, China e Estados Unidos representam 90% da produção global de biogás e ainda possuem disponibilidade de matéria-prima suficiente para ampliar ainda mais a produção e a atualização para biometano (IEA, 2020). Mas, o maior potencial de produção de biogás está presente em outras regiões, como a região da Ásia-Pacífico e América Latina (IEA, 2019).

Nos países em desenvolvimento o biogás é normalmente produzido em biodigestores de pequena escala, sendo usado para geração de gás de cozinha ou para iluminação. Em contrapartida, nos países desenvolvidos, as plantas de biogás são de grande escala em fazendas e indústrias, sendo utilizadas para a geração de eletricidades e calor (SCARLAT *et al.*, 2018). O uso do biogás para geração de eletricidade cresceu cerca de 90% nos últimos nove anos, de 46.108 GWh em 2010 para 88.378 GWh em 2018 como mostrado na Figura 7.

Figura 7: Geração de eletricidade em GWh a partir do biogás entre 2010 e 2018.



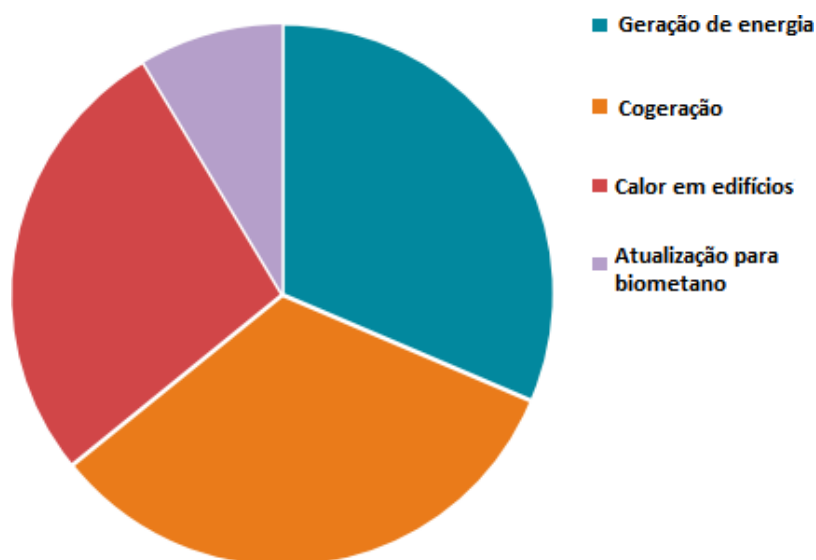
Nota: Países que possuem plantas de biogás para geração de eletricidade.

Fonte: Adaptado (IRENA, 2020).

Na Figura 8, é apresentado o consumo de biogás por uso final, onde quase dois terços da produção de biogás em 2018 foram utilizados na geração de eletricidade e calor, com aproximadamente metade entre a produção apenas de energia elétrica e a outra metade de cogeração (IEA, 2019). O restante foi usado em edificações, principalmente no setor residencial para gás de cozinha e aquecimento. Uma pequena parcela do biogás foi atualizado para biometano e misturado com redes de gás ou utilizado como combustível para transportes (IEA, 2020).

A porcentagem de biogás produzido que é atualizado depende muito da região, por exemplo, na América do Norte cerca de 15% do biogás é atualizado; já na América do Sul esse valor sobe para mais de 35%; enquanto na Europa, região que mais produz biogás e biometano, cerca de 10% do biogás é atualizado (em países como Dinamarca e Suécia, esse número é muito maior); e na Ásia apenas 2% (IEA, 2020).

Figura 8: Consumo de biogás por uso final em 2018



Fonte: Adaptado (IEA, 2019).

2.6.1. Europa

A Europa é o maior produtor de biogás no mundo com cerca de 20.000 usinas de biogás em 2019 (EBA, 2020). A produção de biogás na Europa ocorre por meio do processo de digestão anaeróbia utilizando resíduos agrícolas, estrumes e culturas energéticas, representando 74% da produção, além de 17% proveniente da recuperação de gás de aterros sanitários e 9% de estações de tratamento de lodo e esgoto (SCARLAT *et al.*, 2018).

A maior parte da produção de biogás na União Europeia é usada na geração de eletricidades, mas também tem sido investido na utilização de biometano em transportes (SCARLAT *et al.*, 2018). A Alemanha é líder no mercado de biogás, com mais de 10.000 usinas de biogás, seguida pela Itália com quase 2.000 plantas, França com cerca de 800 e Suíça com mais de 600 usinas com capacidade instalada para geração de energia (IEA, 2020).

2.6.2. Estados Unidos

Os Estados Unidos possuem mais de 2.200 locais de produção de biogás em todos os 50 estados, ocupando o primeiro lugar em relação ao potencial de produção de biogás o Estado da Califórnia (AMERICAN BIOGAS COUNCIL, 2018). Esses locais de produção do biogás estão dispostos em 250 digestores anaeróbicos construídos em fazendas, 1.269 instalações de recuperação de recursos hídricos usando um digestor anaeróbico, onde cerca de 860 dessas instalações usam o biogás que produzem, 66 sistemas autônomos que digerem resíduos de alimentos e 652 projetos de gás em aterro sanitário (AMERICAN BIOGAS COUNCIL, 2018).

Nos EUA quase 90% do biogás é proveniente da coleta de gás de aterros sanitários, além do crescente uso de resíduos agrícolas. O país lidera globalmente o uso de biometano em transportes como resultado de políticas públicas estaduais e federais (IEA, 2020).

2.6.3. Ásia

O crescimento no mercado de biogás ocorreu devido a criação de programas e apoios financeiros de instituições no desenvolvimento de sistemas de pequena escala em diversos países, principalmente na Ásia.

Na China uma série de políticas públicas foram desenvolvidas para apoiar a instalação de sistemas de pequena escala em áreas rurais visando aumentar a produção de energia e combustíveis para cozinhar, esses biodigestores representam cerca de 70% da capacidade instalada de biogás (IEA, 2020). Além disso, o país tem investido na industrialização e atualização do biogás.

A China apresenta cerca de 100.000 usinas de biogás, onde 5,6 mil projetos são de grande porte, 9,77 mil de médio porte e 76,6 mil de pequeno porte, gerando cerca de 15 bilhões de m³ de biogás (SCARLAT *et al.*, 2018). As principais matérias orgânicas utilizadas para a produção de biogás na China são resíduos alimentares, esterco de animais e plantações (NOYCE, 2019).

No Nepal, foi criado o Programa de Apoio ao Biogás pelo governo e financiado pelo *Global Partnership for Results-Based Approaches* (GPRBA) do Banco Mundial para

instalação de usinas de biogás em áreas rurais e para e disseminar o biogás como fonte de energia sustentável (GPRBA, 2015). O Programa de Apoio ao Biogás tinha como objetivo substituir a biomassa não renovável para cozinhar utilizada pelas famílias em áreas rurais por biogás, com essa iniciativa foi possível a instalação de 27.139 usinas de biogás para ajudar as famílias de baixa renda do país (GPRBA, 2015).

Na Índia foi implementado o Programa Nacional de Gerenciamento de Biogás e Estrume (NBMMP) com a instalação de planta de biogás para famílias rurais utilizando matéria orgânica como esterco de animais, biomassa de jardins, resíduos do solo, dentre outros. Esse projeto foi desenvolvido para fornecer gás para cozinhar e iluminação e o lodo do biodigestor usado para complementar o uso de fertilizante e melhorar o saneamento das áreas rurais do país (ÍNDIA, 2018). Esse projeto foi implementado anteriormente, onde até março de 2014 havia sido instalada cerca de 4,75 milhões de plantas de biogás e em 2018 foi solicitado a continuidade do programa com previsão de implementação de 2,55 milhões de plantas de biogás equivalente a geração de 8.40 milhões de m³ por dia até o fim de 2019 (ÍNDIA, 2018).

2.6.4. África

O continente africano possui grandes volumes de resíduos orgânicos, matéria-prima fundamental na produção do biogás, mas ainda é difícil mensurar o potencial de produção de biogás pela falta de dados, porém, a produção e o uso do biogás na África têm se concentrado em países que possuem programas de suporte para a implementação de plantas de biogás (IEA, 2020).

O Programa de Parceria de Biogás da África (ABPP) é um programa de parceria público-privada que visa fornecer serviços de acesso à energia por meio da instalação de digestores de biogás em parceria com empresas locais, ONGs e governos. Implementado até 2019 a instalação de 60.000 digestores de biogás Burkina Faso, Etiópia, Quênia, Tanzânia e Uganda (HIVOS, sd). Na África do Sul o Departamento de Assuntos Ambientais (DEA), em parceria com a Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial (ONUDI) e o Fundo Mundial para

o Meio Ambiente (GEF) lançaram um projeto em 2017 “Promovendo resíduos orgânicos em energia e outras tecnologias de baixo carbono em pequenas, médias e microempresas (SMMEs): Acelerando o desenvolvimento do mercado de biogás” (ÁFRICA, 2017). O projeto foi desenvolvido para complementar a matriz energética do país utilizando resíduos de agroprocessamento, resíduos de alimentos, e resíduos de colheitas (ÁFRICA, 2017).

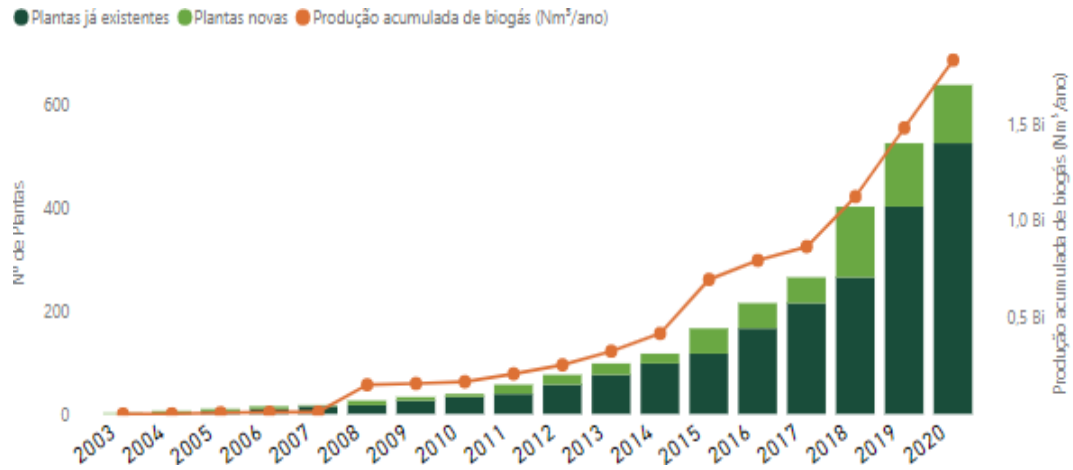
2.6.5. América Latina

Na América Latina a Rede para Biodigestores na América Latina e Caribe (RedBioLAC) desenvolve projetos para a implementação de biodigestores de pequeno e médio porte, utilizando resíduos agrícolas, esterco de animais em países como Bolívia, Chile, México, Costa Rica e Colômbia. Na Argentina o Ministério do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, em parceria com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), está atualmente executando o projeto GEF “Modelos de Negócios Sustentáveis para a produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos orgânicos”. Esse projeto visa reduções diretas de emissões de GEE obtidas por plantas piloto para produção de energia a partir do biogás (UNDP, 2021).

2.6.6. Brasil

No Brasil no ano de 2020 foram contabilizadas 675 plantas de biogás em operação, como mostrado na Figura 9, demonstrando um crescimento de 22% no número de plantas de biogás em operação comparado ao anterior. Dessas plantas em operação, 638 para geração de energia, representando 94% das plantas identificadas no país. As usinas de biogás produziram em 2020 1,83 bilhão de Nm³ de biogás, tendo como principal utilização a geração de energia elétrica. Apesar da atualização do biogás para ser usado como biometano ser inferior, neste mesmo ano houve um aumento de 19% de utilização do biometano se comparado as outras aplicações do biogás (CIBIOGÁS, 2021).

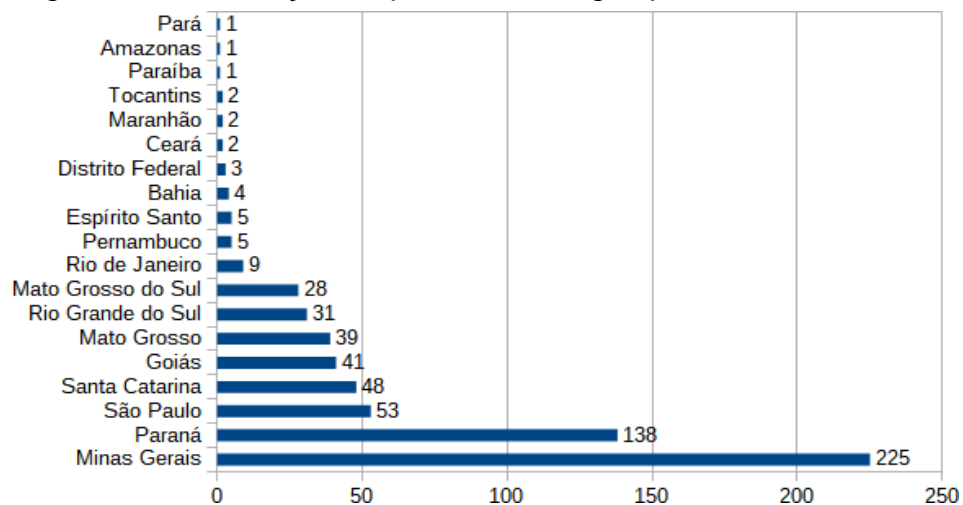
Figura 9: Crescimento anual de plantas em operação e produção de biogás



Fonte: (CIOBIOGÁS, 2021).

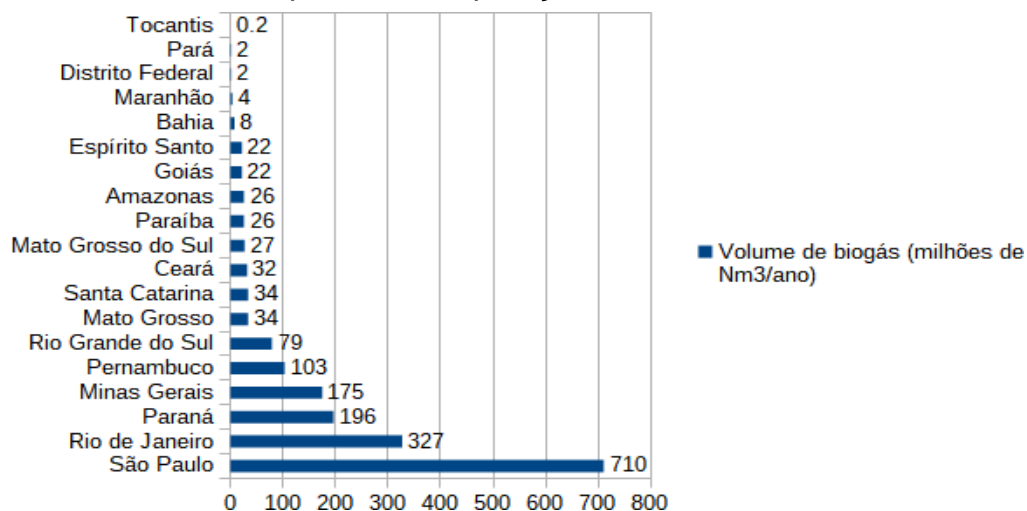
As plantas de biogás em operação no ano de 2020, como mostrado na Figura 10, estão concentradas em sua maioria no Estado de Minas Gerais, com 225 plantas, equivalendo a 35% do total. O Paraná possui 138 plantas em operação, representando 22% das usinas de biogás, seguido de São Paulo com 53 plantas, no entanto, o Estado é o que possui a maior produção de biogás, representando 39% do total de biogás produzido no país e Rio de Janeiro apesar de possuir apenas 9 plantas de biogás produz 18% do volume total de biogás, como representado na Figura 11.

Figura 10: Distribuição de plantas de biogás por Estado em 2020.



Fonte: Adaptado (CIBIOGÁS, 2021).

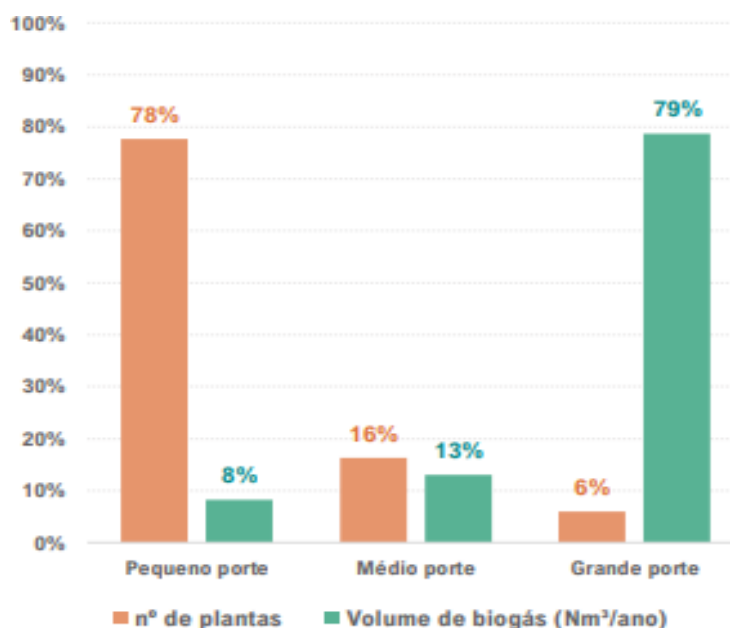
Figura 11: Distribuição do volume de biogás produzido no Brasil pelas plantas em operação em 2020.



Fonte: Adaptado (CIBIOGÁS, 2021).

A maior parte das plantas de biogás em operação é de pequeno porte, 78%, no entanto, essas plantas produzem apenas 8% do volume total de biogás. Já as plantas de grande porte representam 6% de plantas em operação, concentrando o maior volume de biogás, com produção de 79% do volume total de biogás (CIBIOGÁS, 2021), como mostrado na Figura 12.

Figura 12: Proporção do número de plantas e volume de biogás produzido em 2020

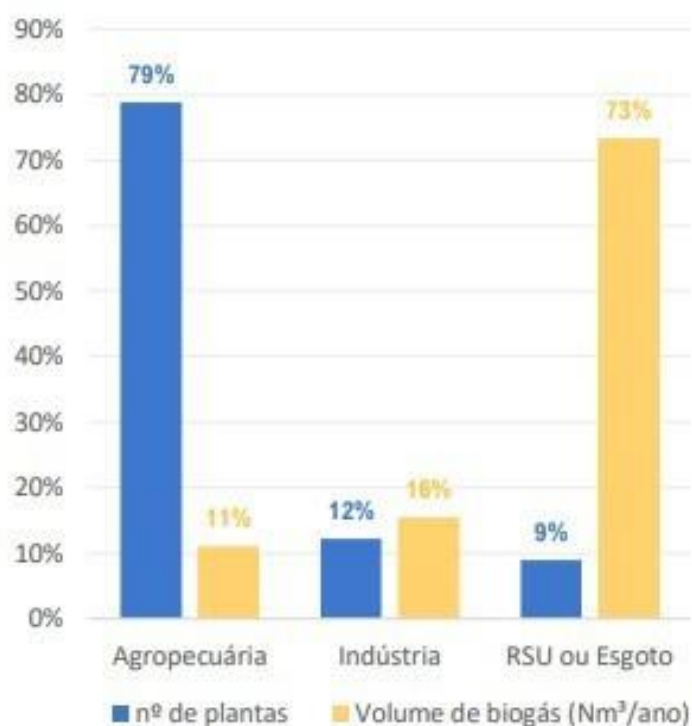


Fonte: (CIBIOGÁS, 2021).

O material orgânico utilizado para produção de biogás é dividido em 3 classes quanto sua origem: sucoenergético – palha, vinhaça, bagaço e torta de filtro; agronegócio – estrume de animais, milho, laticínios, soja, abatedouros, mandioca; e saneamento – resíduos sólidos urbanos e esgoto sanitário (ABILOGÁS, 2020). O principal material orgânico utilizado nos biodigestores é proveniente da agropecuária, o que representa 79% das usinas de biogás, mas gera apenas um volume total de biogás de 11%, já as usinas de biogás com resíduos oriundos do saneamento representam 9% das usinas de biogás, porém, são responsáveis por produzir 73% do volume total do biogás, como mostrado na Figura 13 (CIBIOGÁS, 2021).

O Brasil ainda possui um grande potencial de produção de biogás a ser explorado já que atualmente só 4% do biogás é aproveitado, possuindo um potencial de produção de biogás de 117,1 milhões de m³/dia, considerando os resíduos orgânicos dos três setores (sucoenergético, agroindústria e saneamento) demonstrando que o país ainda tem a possibilidade de expandir em 96% sua produção de biogás (ABILOGÁS, 2021).

Figura 13: Origem do substrato das plantas em operação em 2020.



Fonte: (CIBIOGAS, 2021).

3. METODOLOGIA

Neste estudo foi utilizado o método de revisão sistemática, que consiste na avaliação de um conjunto de dados por meio de evidências empíricas de acordo com critérios de elegibilidade previamente determinados.

Para a pesquisa foram selecionados artigos que abordaram o processo de codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduo alimentar. A busca de artigos para esta pesquisa foi realizada em bancos de dados científicos, Capes Periódicos e Scopus. As palavras-chave utilizadas em ambas as buscas foram: *biogas* (biogás), *anaerobic digestion* (digestão anaeróbia), *co-digestion* (codigestão), *sewage sludge* (lodo de esgoto) e *food waste* (resíduo alimentar). A busca foi realizada utilizando o método booleano que consiste em um tipo de pesquisa que utiliza os operadores AND, OR e NOT na combinação de palavras-chave para adição, alternância ou negação entre os termos. Neste estudo foram usados AND, que é um operador inclusivo, ou seja, todas as palavras-chave utilizadas são incluídas na busca; e aspas para a pesquisa exata da expressão ou do conjunto de palavras. Além disso, foram aplicados filtros dos bancos de dados para selecionar apenas artigos revisados por pares e artigos publicados entre 2010 a 2020, com isso, foram encontrados 106 artigos no Capes Periódicos e 96 no Scopus, somando 202 artigos. Os critérios para seleção dos artigos foi baseada por meio de alguns fatores: artigos revisados por pares, artigos publicados entre os anos de 2010 a 2020, artigos publicados em revistas com fator de impacto superior a 1 e, apenas artigos escritos em inglês. Além de artigos contendo, no mínimo, um experimento de codigestão do lodo de esgoto e resíduo alimentar. Para lodo de esgoto foi considerado o lodo de esgoto proveniente de plantas de tratamento de esgoto doméstico. Também foram excluídos artigos de revisão, pois serão utilizados apenas dados primários. Com esse último critério de seleção e com alguns dos artigos disponíveis em ambos os bancos de dados, o número de artigos foi reduzido para 55. Em seguida, foi feita uma análise dos artigos para verificar se os estudos tinham como foco a codigestão para a produção de metano, assim, foram excluídos 24 artigos, totalizando 31 artigos a serem avaliados. Todos os artigos escolhidos estão dispostos na Tabela 3,

contendo informações de autores, países de origem, revista em que foram publicados e fator de impacto da revista de acordo com o índice JCR de 2021.

Tabela 3: Artigos sobre codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduo alimentar selecionados após busca nos bancos de dados Periódicos Capes e Scopus, de acordo com os critérios pré-estabelecidos na metodologia deste trabalho.

Referências	País	Revista	Fator de Impacto
Mu <i>et al.</i> , 2020	China	Science of the Total Environment	7.96
Liu <i>et al.</i> , 2020	China	Energies	3.00
Li <i>et al.</i> , 2020	Japão	Bioresource Technology	9.64
Azarmanesh <i>et al.</i> , 2020	Irã	Biomass & Bioenergy	5.06
Bardi <i>et al.</i> , 2020 (a)	Irã	Journal of Material Cycles and Waste Management	2.86
Cheng <i>et al.</i> , 2020	Japão	Water Research	11.24
Bardi <i>et al.</i> , 2020 (b)	Irã	Environmental Science and Pollution Research	4.22
Zhao <i>et al.</i> , 2019	China	PLoS ONE	3.24
Latha <i>et al.</i> , 2019	Índia	Journal of Cleaner Production	9.29
Xiao <i>et al.</i> , 2018	China	Bioresource Technology	9.64
Chakraborty <i>et al.</i> , 2018	China	Biomass & Bioenergy	5.06
Maragkaki <i>et al.</i> , 2018 (a)	Grécia	Waste Management	7.14
Maragkaki <i>et al.</i> , 2018 (b)	Grécia	Waste Management	7.14

Referências	País	Revista	Fator de Impacto
Mirmasoumi <i>et al.</i> , 2018	Irã	Energy	7.14
Silva <i>et al.</i> , 2018	Brasil	Waste Management	7.14
Borowski <i>et al.</i> , 2018	Polônia	Waste Management	7.14
Xie <i>et al.</i> , 2017	Austrália	International Biodeterioration & Biodegradation	4.32
Fitamo <i>et al.</i> , 2016	Dinamarca	Bioresource Technology	9.64
Koch <i>et al.</i> , 2016	Alemanha	Waste Management	7.14
Prabhu <i>et al.</i> , 2016	Índia	Waste Management & Research	3.54
Wickham <i>et al.</i> , 2016	Austrália	International Biodeterioration & Biodegradation	4.32
Borowski <i>et al.</i> , 2015	Polônia	Journal of Environmental Management	6.78
Silvestre <i>et al.</i> , 2015	Espanha	Waste Management	7.14
Wang <i>et al.</i> , 2015	China	Water Science and Technology	1.91
Ara <i>et al.</i> , 2015	Canadá	Waste Management & Research	3.54
Ratanatamskul <i>et al.</i> , 2015	Tailândia	International Biodeterioration & Biodegradation	4.32
Dai <i>et al.</i> , 2013	China	Waste Management	7.14
Wan <i>et al.</i> , 2013	China	Biotechnology and Bioprocess Engineering	2.83
Marañón <i>et al.</i> , 2012	Espanha	Waste Management	7.14

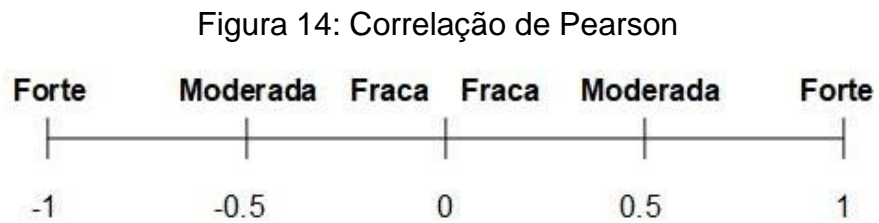
Referências	País	Revista	Fator de Impacto
Liu <i>et al.</i> , 2012	China	Renewable Energy	8.00
Siddiqui <i>et al.</i> , 2011	Reino Unido	International Journal of Hydrogen Energy	5.816

Fonte: Adaptado (JCR, 2021).

Os dados dos artigos sobre o modo de operação do sistema de digestão anaeróbia para a produção de metano foram sistematizados em uma tabela, e estão apresentados nos Apêndices A e B, contendo modelo do reator, tipo de alimentação do sistema, proporção de biomassa adicionada ao sistema, temperatura, pH, volume do reator, tempo de retenção hidráulica (HRT), taxa de carregamento orgânico (OLR), rendimento de metano, conteúdo de metano presente no biogás e a remoção de sólidos voláteis (VS).

Esses dados geraram 238 entradas analisadas utilizando o *Minitab Statistical Software* Versão 20.4.0 para verificar e avaliar os principais fatores abióticos monitorados nos estudos, a codigestão dos substratos e o modo de operação dos reatores anaeróbios para a produção de metano. A avaliação foi feita através de métodos estatísticos, por meio do coeficiente de correlação de Pearson (r), que foi usado para calcular a correlação entre as variáveis do modo de operação do sistema. O coeficiente de Pearson mede a correlação linear entre duas variáveis. O grau de relacionamento linear do coeficiente de Pearson varia entre -1 a 1. O sinal indica direção positiva ou negativa da relação entre as variáveis e o valor sugere a força da relação entre as variáveis, como mostrado na Figura 14. Uma correlação -1 indica uma correlação negativa, 1 uma correlação positiva e 0 indica que não há relação linear entre as variáveis. Os valores do coeficiente de Pearson entre -1 e 1 são classificados conforme a força do relacionamento linear como fraco com $r = 0,1$ a $0,3$, moderado com $r = 0,4$ a $0,6$ e forte com $r = 0,7$ a 1 (LOPES, 2003). Foi usado também o nível de significância dos resultados, considerando $p < 0,05$ estatisticamente significativo. O nível de significância é a probabilidade de rejeitar a hipótese nula quando ela for verdadeira e valor P é a probabilidade de obter os

resultados observados de um teste, assumindo que a hipótese nula está correta (LOPES, 2003).



Fonte: Adaptado (LOPES, 2003).

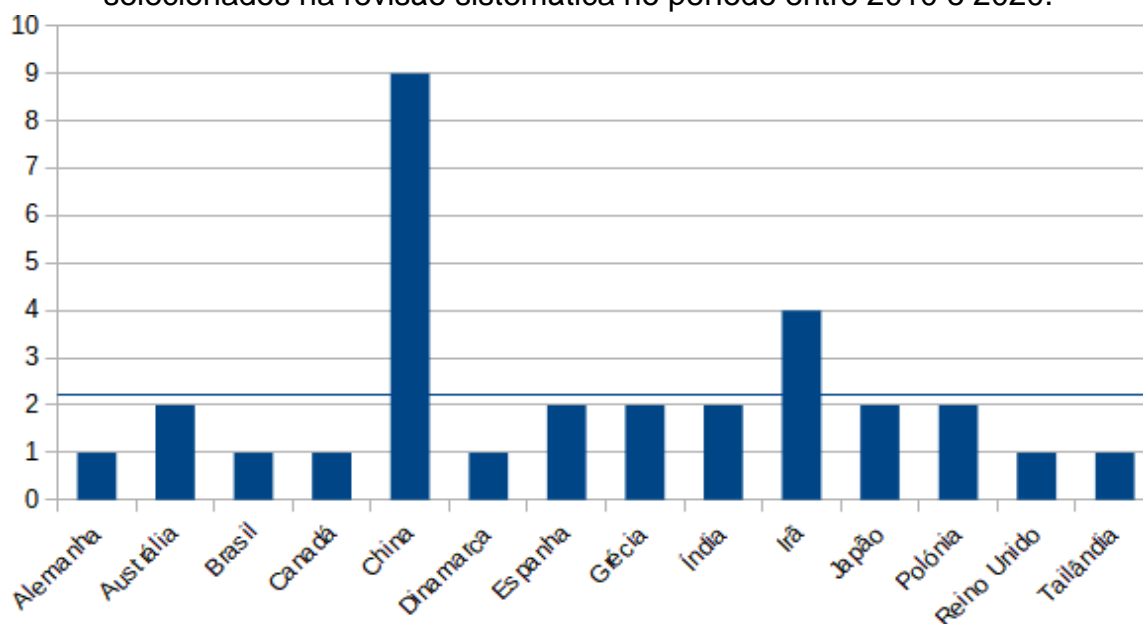
No caso das variáveis não numéricas, foi feita uma análise na tabela para verificar os modelos de reatores e biomassa que apareciam com maior frequência. Este estudo também coletou informações a partir das observações e experiências dos autores dos artigos resumindo e descrevendo o conjunto de dados.

4. Resultados e discussões

Dos 31 artigos selecionados entre os anos de 2010 a 2020, 18 deles são de países do continente Asiático. Como mostrado na Figura 15, a China foi o país que mais publicou sobre o tema nos últimos dez anos, com nove artigos, seguido de Irã com quatro publicações, Índia e Japão, ambos com duas publicações cada e Tailândia com uma publicação. A Europa produziu nove artigos, onde dois foram produzidos na Espanha, dois na Grécia e dois na Polônia. Alemanha, Dinamarca e Reino Unido publicaram um artigo cada. No continente americano foram duas publicações, uma do Canadá, na América do Norte e uma do Brasil, América do Sul. Por fim, na Oceania, a Austrália com dois artigos.

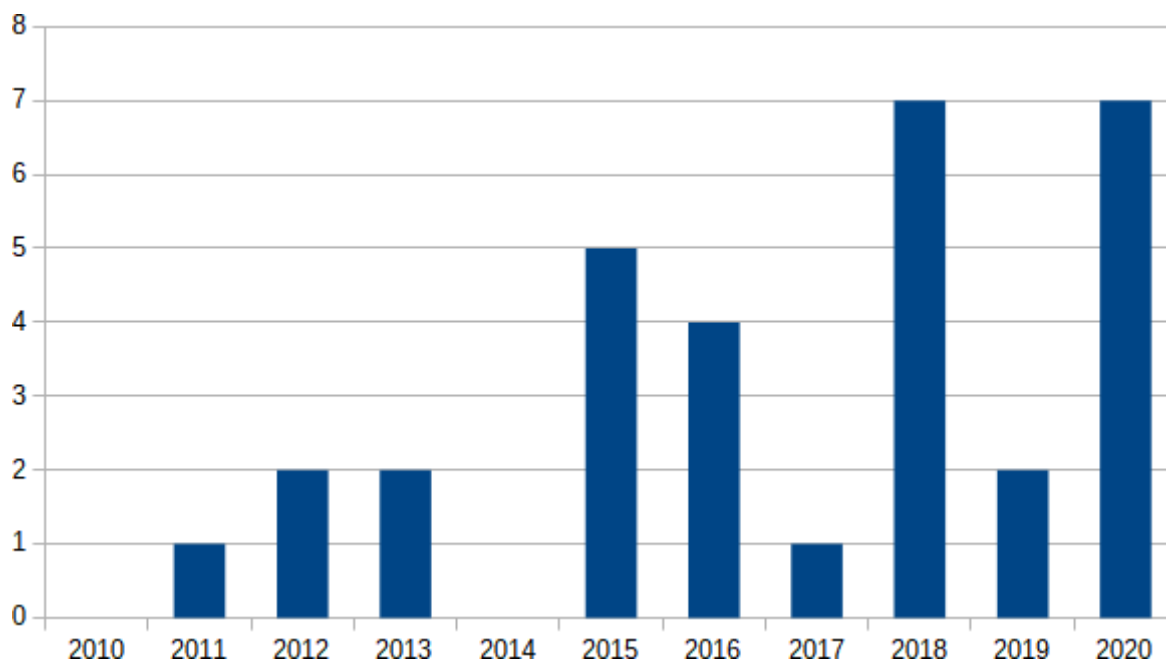
A maioria dos artigos foram publicados em 2020 e 2018 (9 artigos publicados em cada ano), seguido do ano de 2015 com 5 publicações sobre o tema como mostrado na Figura 16. As publicações sobre esse tema estão concentradas na China, um dos maiores produtores de biogás no mundo. Apesar de outros países asiáticos e da América Latina possuírem o maior potencial para a produção de biogás, as pesquisas nessa área ainda são muito escassas nessas regiões.

Figura 15: Distribuição por país dos artigos sobre co-digestão anaeróbia selecionados na revisão sistemática no período entre 2010 e 2020.



Fonte: Autor (2021).

Figura 16: Número de artigos sobre co-digestão anaeróbia por ano de publicação entre 2010 e 2020 selecionados pela revisão sistemática.



Fonte: Autor (2021).

Todos os estudos selecionados utilizaram lodo de esgoto e resíduo alimentar, além de alguns deles terem adicionado também outros substratos (resíduos de podas e jardins, resíduos de papel, glicerol, bentonita, carvão ativado à base de sorgo², esterco de animais, grama prata e metais) na tentativa de aumentar a produção do biogás no sistema. A proporção da codigestão de resíduo alimentar e lodo de esgoto variou entre 1:1 a 8:1 com base nos sólidos voláteis. No Apêndice A, é possível observar o modo de operação de cada estudo.

4.1. Modo de operação dos reatores

A partir da análise do Apêndice A foi possível observar que a maioria dos autores não identificou o modelo de reator anaeróbio utilizado. Apenas onze artigos mencionaram o modelo, e todos esses utilizaram o reator anaeróbio de tanque continuamente agitado (CSTR). Li *et al.* (2020) e Cheng *et al.* (2020) utilizaram

² Sorgo: é uma planta indesejada que cresce no Norte do Irã, sendo considerada como resíduo agrícola (Bardi *et al.*, 2020a).

CSTR + MBR (bioreator de membrana). O modo de alimentação mais usado nos reatores foi batelada. Dos 31 artigos, quatro deles não mencionaram o tipo de alimentação do sistema.

Dentre os autores, apenas Ara *et al.* (2015) testou o sistema com dois tipos de alimentação diferentes, um em batelada e o outro em semicontínua, que apresentaram resultados semelhantes de rendimento de metano. Com relação as fases dos reatores, foi observado que apenas seis estudos utilizaram reatores multifásicos, ou seja, a fase de acidogênese e metanogênese ocorreram em reatores separados.

Grande parte dos estudos utilizou apenas escala de bancada, com exceção de Liu *et al.* (2020), Koch *et al.* (2016) e Liu *et al.* (2012) que usaram reatores em grande escala, e de Borowski *et al.* (2018), Prabhu *et al.* (2016) e Ratanatamskul *et al.* (2015) que utilizaram tanto reatores de escala de bancada quanto em grande escala. Com relação à temperatura do sistema, apenas Li *et al.* (2020) e Fitamo *et al.* (2016) usaram exclusivamente a temperatura termofílica em seu estudo, enquanto Xiao *et al.* (2018), Borowski *et al.* (2015) e Marañón *et al.* (2012) testaram tanto a temperatura termofílica quanto a mesofílica. O restante dos artigos usou a mesofílica. Xiao *et al.* (2018) apresentou valores de rendimento de metano parecidos para ambas as faixas de temperatura. Porém, ao utilizar a digestão anaeróbia em fases de temperatura – TPAD (*anaerobic digestion in phases temperature*) os resultados indicaram que levou a uma diminuição na taxa de produção e rendimento de biogás e metano. TPAD é quando as fases da digestão anaeróbia ocorrem em diferentes temperaturas, ou seja, a hidrólise e acetogênese ocorrem em reator com temperatura termofílica e a acidogênese e metanogênes em reator com temperatura mesofílica.

Borowski *et al.* (2015) não apresentou grande melhora na produção de biogás usando a faixa termofílica e Marañón *et al.* (2012) afirmou que os rendimentos de metano foram baixos ao operar na faixa termofílica por causa da inibição da metanogênese causada pelos ácidos graxos voláteis e amônia livre. No entanto, a operação do reator se manteve estável, produzindo cerca de 60% de metano. Provavelmente a escolha da maioria dos artigos de utilizar a temperatura mesofílica se deve às condições de operação do sistema, já que a temperatura é mais

facilmente controlada em sistemas mesofílicos. Vale ressaltar que a estabilidade da temperatura é fundamental para o crescimento microbiano. Além disso, sistemas mesofílicos possuem baixa sensibilidade para substâncias tóxicas, ao contrário do sistema termofílico que possui alta sensibilidade a essas substâncias, o que podem causar a inibição da metanogênese.

4.2. Rendimento de metano

Com base nos valores obtidos em cada artigos foi possível verificar que a média de conteúdo de metano foi de 60.5% (desvio padrão=7.5), variando entre 14.2% a 73.4%. Esse valor mínimo de conteúdo de metano ocorreu em Zhao *et al.* (2019), devido a problemas no modo de operacional. A média de rendimento de metano foi igual a 348.3 g/L dia (desvio padrão=123.9) e a média de 59.4% (desvio padrão=27.2) de remoção de sólidos voláteis.

A tabela 4 apresenta o modo de operação dos sistemas que obtiveram o melhor resultado com base no conteúdo de metano presente no biogás. Essa tabela possui 34 entradas, com 4 dos artigos contendo mais de 1 entrada. É o caso de Dai *et al.* (2013) que tinha HRT e OLR diferentes para cada variáveis e ambos os sistemas resultaram em 65% de metano. Bardi *et al.* (2020b) apresentou 5 entradas com o mesmo valor de conteúdo de metano (69%) com OLRs diferentes. Prabhu *et al.* (2016) gerou 3 entradas, 2 entradas em escala de bancada apresentando o mesmo valor para conteúdo de metano (60.4%), mas com proporção inóculo/substrato diferente, enquanto a outra entrada foi uma escala piloto com volume de reator igual a 60000L. Além de Ratanatamskul *et al.* (2015) que utilizou 2 reatores com volumes diferentes, um em escala de bancada e outro em grande escala.

A maioria dos artigos obteve um conteúdo de metano maior na codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar. No entanto, Li *et al.* (2020), Zhao *et al.* (2019), Mirmasoumi *et al.* (2018), Fitamo *et al.* (2016), Koch *et al.* (2016), Silvetre *et al.* (2015) e Dai *et al.* (2013) obtiveram melhor resultado para conteúdo de metano presente no biogás na monodigestão de lodo de esgoto, enquanto Cheng *et al.* (2020) apresentou melhor resultado na monodigestão de resíduo alimentar.

Borowski *et al.* (2018) obtiveram melhor resultado na codigestão de resíduo alimentar com resíduo de matadouro, e Maragkaki *et al.* (2018a) obtiveram melhor

valor para conteúdo de metano com lodo de esgoto e glicerol. Já Maragkaki *et al.* (2018b) obtiveram melhor resultado para conteúdo de metano presente no biogás com lodo de esgoto e FCO (resíduo alimentar +soro de queijo + efluente de azeite), e Wan *et al.* (2013) apresentaram melhor valor com lodo ativado + grama prata da China + resíduo alimentar. Além disso, Bardi *et al.* (2020b) apresentou valor para conteúdo de metano igual tanto para a codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar quanto para codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar com adição de elementos traços.

Com relação a produção de conteúdo de metano, apenas Li *et al.* (2020), Ara *et al.* (2015) e Liu *et al.* (2012) apresentaram valores um pouco abaixo da faixa de produção de metano, provavelmente devido a proporção de biomassa adicionada ao sistema. Mas de modo geral, esses autores apresentaram um bom desempenho no sistema.

Tabela 4: Características operacionais do sistema com base no conteúdo de metano.

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R1-3	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	3:1	37	7.22	0.5	20	4	413.4	64.8	
Liu et al., 2020	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.04 - 7.47	250	21			60	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Li et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	lodo de esgoto		55	7.6	15	15	15		59.7	96.1
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R5	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário) + resíduo alimentar	1:2	35	7.3-7.8	1.6	20		609.77	70.3	
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R1	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.73	0.25		1.6		71	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar		37	6.5-7.5	15	30			60.8	
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R1	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		1.2		69	
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R2	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		2.5		69	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R5	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		6.5		69	
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R6	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		7.5		69	
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R7	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		9.5		69	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	lodo ativado de esgoto		34,85		0.5				63.4	30.1
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	mistura de resíduo alimentar + lodo de esgoto	2:1	30		0.4	20	6		69	
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D6	contínua	lodo de esgoto + glicerol bruto		35		1	24	1.3		72.4	44.9
Maragkaki et al., 2018 (b)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D3	contínua	lodo de esgoto + FCO (resíduo alimentar + soro de queijo + efluente de azeite)		37	7,4-8,2	3	24	1.3		69.5	22.7

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto		35	7.44		12			64.97	
Xiao et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) T	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		55	8.31	3	30		477	61.61	83.22
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R3	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de matadouro		35	7.14	3		2.41		71.1	69.67
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1		lodo de esgoto		55	7.6	7.5	30	0.65	287	69	
Kock et al., 2016	reator anaeróbio		lodo de esgoto		33		1350	40			69,8	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1			0.13		1	404.8	60.4	86.2
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1.5:1			0.13		1	485	60.4	85.2
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:0.34		7.2	6000	26			73	
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo ativado de resíduo espessado		35	6.8-7.6	0.36				57	61

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 3L e o reator de metanogênese com volume de 7.5L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1		7.2	7.5	33			60.4	70.09

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 750L e o reator de metanogênese com volume de 1875L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1		6.8-7.4	1875	24			64.3	
Borowski, 2015	reator anaeróbico R5	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo de esgoto		35	7.75	3		2.11		64	41.53

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Wang et al., 2015	reator anaeróbio (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 7L e um reator de metanogênese com volume de 30L) MR2	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7-7.3	30		2.4		73.4	58.4
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	lodo de esgoto		35	7.8	5.5	20	1.5		72	36

Referência	modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Wan et al., 2013	reator anaeróbio	batelada	lodo ativado + grama prata da China + resíduo alimentar		36	7	0.5	45	2.1	268.4	60	
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	8.12	6	30	4	237	65	
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	7.98	6	16	6.4	176	65	
Liu et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de frutas e legumes + lodo de esgoto desidratado	2:1:1	35	7.48	1600	25	4.8	430	58.7	64.5

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)	Rendimento de metano (ml/g VS)	Conteúdo de Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Siddiqui et al., 2011	reator anaeróbio	semicontínua	lodo de esgoto + resíduos alimentares industriais		37		4	10			70.7	68.7

Fonte: Adaptado dos Apêndices A e B.

Para avaliar a correlação entre as variáveis de operação do sistema foi usado o coeficiente de Pearson e foi verificado o nível de significância. Foi feita a correlação com base nos Apêndices A e B. A Tabela 5 mostra a correlação e o valor de significância ($p < 0.05$) das correlações, assim como o tamanho de amostras.

Tabela 5: Correlação entre as variáveis de operação

Variáveis	Número de amostras	Correlação r	Valor p
Rendimento de metano vs Temperatura	67	0.17	0.158
Rendimento de metano vs pH	55	0.21	0.117
Rendimento de metano vs Volume	78	0.10	0.373
Rendimento de metano vs HRT	65	0.04	0.727
Rendimento de metano vs OLR	62	-0.25	0.052
Rendimento de metano vs Conteúdo de metano	72	-0.05	0.704
Conteúdo de metano vs Temperatura	179	-0.02	0.779
Conteúdo de metano vs pH	100	-0.36	0.001
Conteúdo de metano vs Volume	199	0.07	0.293
Conteúdo de metano vs HRT	129	-0.14	0.105
Conteúdo de metano vs OLR	138	-0.19	0.022
Conteúdo de metano vs remoção de VS	90	0.16	0.144
Remoção de VS vs Temperatura	99	0.16	0.112

Variáveis	Número de amostras	Correlação	Valor p
Remoção de VS vs pH	40	0.17	0.300
Remoção de VS vs Volume	114	0.04	0.710
Remoção de VS vs HRT	56	0.12	0.363
Remoção de VS vs OLR	68	-0.12	0.323
OLR vs Temperatura	146	-0.20	0.014
OLR vs pH	88	-0.30	0.005
OLR vs Volume	163	-0.02	0.804
OLR vs HRT	104	-0.40	0.001
HRT vs Temperatura	138	-0.01	0.907
HRT vs pH	74	-0.12	0.310
HRT vs Volume	147	0.13	0.108
Volume vs Temperatura	204	-0.06	0.433
Volume vs pH	100	-0.01	0.923
pH vs Temperatura	102	0.27	0.007

Nota: As análises estatísticas de rendimento de metano vs remoção de VS não foram realizadas devido ao tamanho de amostras ($n=22$), não ser grande o suficiente para fornecer uma estimativa precisa da força de relação que normalmente possui um tamanho de amostras maior ($n \geq 40$).

Na Tabela 4, é possível verificar que foram encontradas seis correlações estatisticamente significativas entre as variáveis. Dentre essas seis, uma correlação é positiva e o restante são correlações negativas. A correlação positiva foi observada entre o pH e a temperatura ($r=0,27$), sendo classificada como correlação positiva fraca, já que encontra-se no intervalo entre 0,1 e 0,3. Indicando que a medida que a temperatura aumentar o pH também tende a aumentar. Essa correlação é considerada estatisticamente significativa por ter $p=0.007$. Correlação negativa foi

observada entre o conteúdo de metano e o pH ($r = -0,36$ e $p = 0.001$), conteúdo de metano e OLR ($r = -0.19$ e $p = 0.022$), OLR e temperatura ($r = -0.20$ e $p = 0.014$), OLR e

pH ($r = -0.30$ e $p = 0.005$) consideradas correlações negativas fracas. Foi observado ainda uma correlação negativa moderada entre OLR e HRT ($r = -0.40$ e $p = 0.001$). A partir dessas análises foi possível notar que a OLR é inversamente proporcional ao pH, pois a medida que a OLR aumentou o pH diminuiu, como mostrado na Figura 17. Ao observar a Figura 18 é possível perceber que a OLR também possui relação com o conteúdo de metano presente no biogás, pois a medida que essa variável aumentou o conteúdo de metano reduziu.

Figura 17: Relação entre OLR e pH

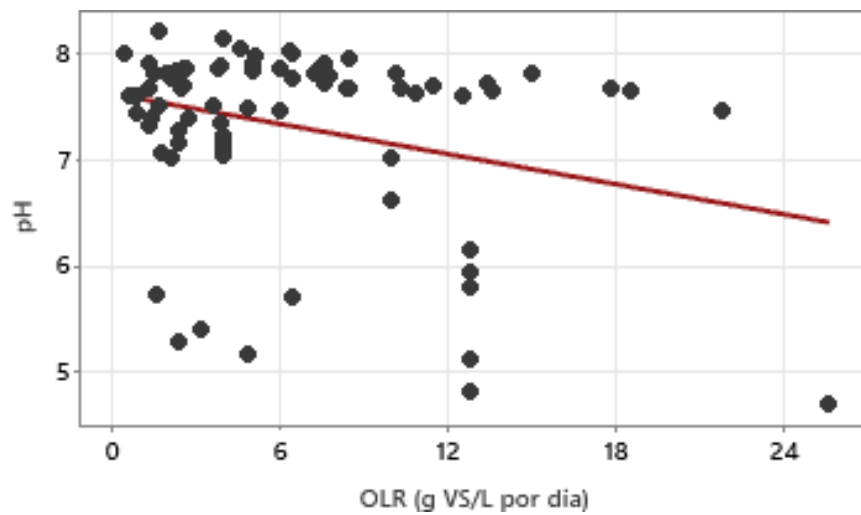
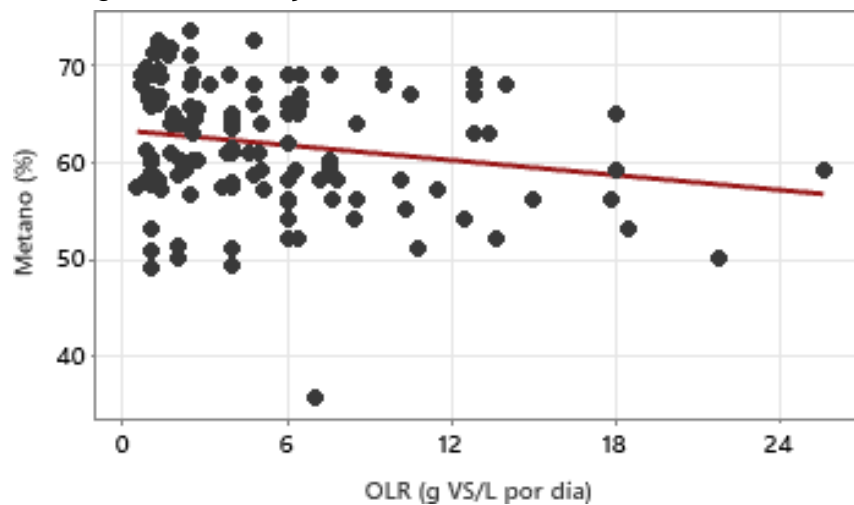


Figura 18: Relação entre OLR e conteúdo de metano



Dai *et al.* (2013) observou que quando foi adicionado ao sistema uma alta proporção de resíduo alimentar o pH reduziu, ocasionando concentrações menores de amônia-nitrogênio livre, reduzindo assim os inibidores e melhorando a estabilidade do sistema. Já Azarmanesh *et al.* (2020) observou que nos reatores onde o teor de resíduo alimentar foi maior houve um aumento dos ácidos graxos voláteis na hidrólise e acidogênese. Em contrapartida, reatores com maior teor de lodo de esgoto em sua alimentação apresentaram mais alcalinidade durante o mesmo período. A queda do pH foi causada pela redução da capacidade de tamponamento devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis. Bardi *et al.* (2020a) e Zhao *et al.* (2019) também observaram que a adição de alta concentração de resíduo alimentar no sistema causou acúmulo de ácidos graxos voláteis e resultou em um declínio acentuado do pH. Bardi *et al.* (2020a) também constatou que essa estabilidade do sistema foi prejudicada em cargas orgânicas mais elevadas devido à baixa capacidade de alcalinidade do lodo. Ou seja, nos reatores onde o resíduo alimentar foi adicionado em maior proporção que o lodo de esgoto houve acúmulo de ácidos graxos voláteis, provavelmente isso ocorreu devido a maior biodegradabilidade desse material.

Para manter pH estável é preciso acompanhar todas as fases da digestão anaeróbia, já que no início do processo são produzidos ácidos graxos voláteis, que posteriormente são convertidos para formar o metano. No entanto, se houver acúmulo desses ácidos a comunidade microbiana pode ser afetada, já que ocorrerá acidificação do meio e conseqüentemente haverá inibição da produção de metano.

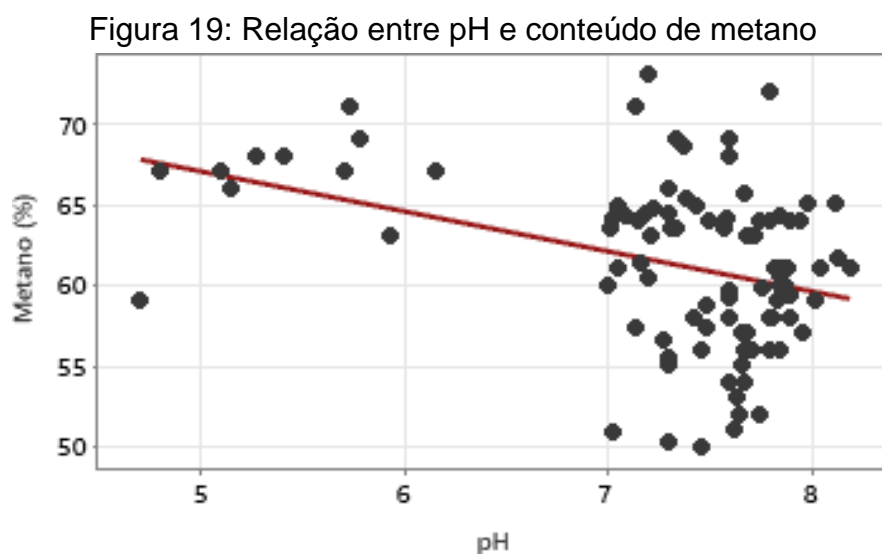
Quando o sistema é alimentado com uma alta carga orgânica durante um curto período de tempo causa o aumento de ácidos. Caso o sistema possua uma eficiente capacidade de tampão o pH é neutralizado. Mu *et al.* (2020) observou a queda do pH devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis e, apesar da alcalinidade do lodo de esgoto, não foi possível reverter essa situação. No entanto, o estudo verificou que quando metais traços foram adicionados ao resíduo alimentar houve redução de ácidos graxos voláteis. Porém, Bardi *et al.* (2020b) verificou que os metais traços não contribuíram para a redução de ácidos graxos voláteis. A adição de metais traços pode contribuir para alcalinidade do sistema dependendo de quais metais foram utilizados e suas respectivas concentrações.

Além disso, Bardi *et al.* (2020a), Bardi *et al.* (2020b), Latha *et al.* (2019) e Prabhu *et al.* (2016) afirmaram que o aumento da OLR provocou acúmulo de ácidos graxos voláteis e a redução do pH, inibindo o sistema e resultando em baixo rendimento de biogás e conteúdo de metano no reator.

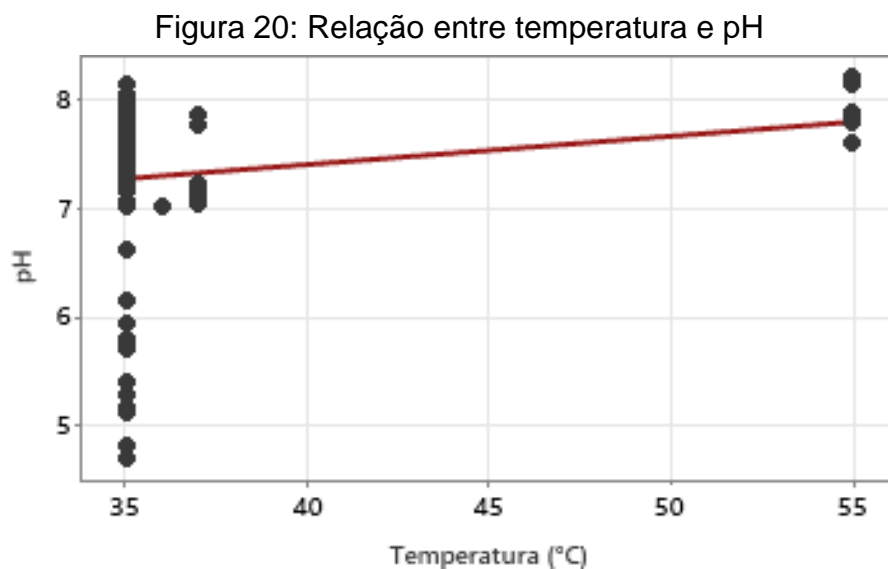
Apesar de Silvestre *et al.* (2015) não ter detectado acúmulo de ácidos graxos voláteis, verificou que a OLR alta poderia inibir a atividade metanogênica, reduzindo a quantidade de metano produzido. No entanto, Liu *et al.* (2012) verificou pelas análises de pH, ácidos graxos voláteis e rendimento de metano que o aumento da OLR não causou efeito adverso significativo ao processo de digestão anaeróbia.

Porém o valor de pH deve ser mantido na faixa ideal, pH acima de 8 por exemplo, pode ser tóxico para as arqueas e diminuir a produção de metano, ou seja, valores altos de pH também podem causar inibição na produção de metano (GERARDI, 2003).

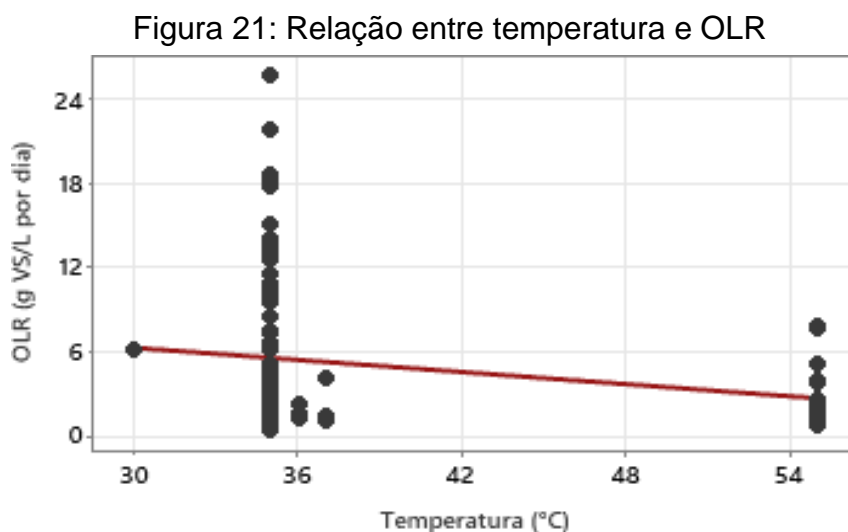
Foi observada uma correlação negativa entre o pH e o conteúdo de metano. Essa correlação pode estar relacionada ao estudo de Bardi *et al.* (2020a), que obtiveram uma boa produção de metano mesmo apresentando baixo valor de pH, entre 5 a 6, como mostra a Figura 19. No entanto, os demais estudos mantiveram o pH na faixa considerada ideal, em torno de 7, para produção de metano.



As análises mostraram uma correlação entre a temperatura e o pH, pois a medida que a temperatura aumenta o pH também tende a aumentar. A variação de pH em relação a temperatura não foi tão significativa, como mostra a Figura 20, pois podemos observar que a variação do pH foi de 7 para 8. Além disso, é possível perceber que essa correlação encontrada pode ter ocorrido devido aos estudos que utilizaram a temperatura termofílica para operar os reatores anaeróbios, causando então, uma alteração nos resultados analisados.



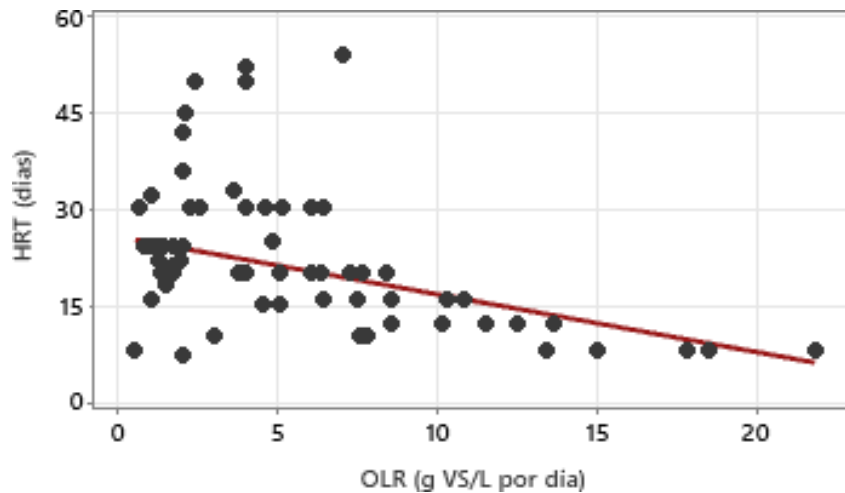
Outra relação observada foi entre a OLR e a temperatura como mostra a Figura 21, quanto maior a temperatura menor será a OLR. No entanto, temperaturas termofílicas tendem a suportar uma taxa de carregamento mais alto, enquanto temperaturas mesofílicas tendem a suportar uma taxa de carregamento mais baixo. Assim como na relação entre a temperatura e o pH, essa relação pode ter ocorrido devido aos estudos que utilizaram a temperatura termofílica para operar os reatores anaeróbios, causando então, uma alteração nos resultados analisados.



Com base nas análises de correlação foi observado que a medida que a OLR aumenta o HRT tende a diminuir. Normalmente o processo da digestão anaeróbia inicia com uma carga orgânica baixa, por exemplo, $0,5 \text{ Kg.m}^3.\text{dia}^{-1}$, e aumenta gradualmente de acordo com o crescimento dos microrganismos. Quando a carga orgânica atingir a quantidade necessária para produzir biogás, essa quantidade deve ser mantida constante, além disso, não é aconselhável que haja variação na composição da matéria orgânica de entrada, já que os microrganismos do sistema já estão adaptados às características do material e isso poderia influenciar a produção de metano (KARLSSON *et al.*, 2014). A OLR ideal a ser usada na temperatura termofílica está na faixa entre 4 a 5 (g/L).dia, enquanto para temperaturas mesofílicas essa faixa é entre 2-3 (g/L).dia. Porém, dependendo do tipo de substratos esses valores podem ser diferentes (KARLSSON *et al.*, 2014).

A quantidade de material orgânico a ser adicionado ao reator e o tempo de degradação desse material vai depender das características dos substratos e quanto maior a OLR menor será o HRT, pois quanto maior a quantidade de matéria orgânica adicionada ao sistema mais rápida será a degradação (FNR, 2010). Fitamo *et al.* (2015), Wang *et al.* (2015) e Ratanatamskul *et al.* (2015) observaram ao aumentar a OLR o HRT diminuiu. Essa relação também foi observada na análise de correlação entre OLR e HRT, como mostrado na Figura 22.

Figura 22: Relação entre OLR e HRT



Diversos fatores influenciam no desempenho do sistema, a avaliação de desempenho normalmente é baseada no rendimento de biogás ou metano e no conteúdo de metano presente no reator anaeróbio, mas uma outra maneira de avaliar o desempenho do sistema é verificar a redução de sólidos voláteis (VS), já que durante o processo de digestão anaeróbia, esses sólidos voláteis são degradados até determinado momento e convertidos em biogás (Maragkaki *et al.*, 2018b). A remoção de sólidos voláteis está relacionada tanto com o SRT quanto com HRT baseado no lodo não tratado adicionado ao sistema e medição de remoção dos sólidos voláteis deve ser realizada periodicamente (Metcalf & Eddy 2013). Dai *et al.* (2013) observou que com maior adição de resíduo alimentar houve um aumento na redução dos sólidos voláteis que contribuiu para o rendimento de metano. Wickham *et al.* (2016) observou que a codigestão pode influenciar positivamente o desempenho da digestão do lodo. Na tabela 8 está descrita a estimativa de remoção de sólidos voláteis com base no HRT em temperaturas mesofílicas.

Tabela 6: Estimativa de remoção de sólidos voláteis pelo tempo de retenção hidráulica no lodo de reatores anaeróbios.

HRT (dias)	Remoção de VS (%)
30	50 – 65
20	50 – 60
15	45 – 50

HRT: Tempo de retenção hidráulica;

VS: Sólidos voláteis.

Fonte: (Metcalf & Eddy, 2016).

Os fatores operacionais dos reatores anaeróbios devem ser monitorados constantemente, e para otimizar os reatores anaeróbios é importante que as condições de operação sejam mantidas na faixa ideal, para um melhor desempenho do sistema. Sendo assim, a OLR deve ser adicionada ao sistema em proporções adequadas para estimular o crescimento dos microrganismos produtores de metano, deve-se manter o pH estável e quando necessário adicionar alcalinidade, e manter a temperatura adequada, evitando grandes variações. A estimativa para uma boa produção de conteúdo de metano presente no biogás varia entre 60% a 75%, dependendo das condições operacionais dos reatores. Na tabela 9 estão dispostos alguns desses fatores com suas respectivas faixas ideais.

Tabela 7: Fatores operacionais para produção conteúdo de metano.

	Faixa ideal	Boa faixa de produção
HRT (dias)	10 – 15	7 – 30
pH	6.8–7.2	6.6 – 7.6
Temperatura mesofílica (°C)	30 – 35	30 – 40
Temperatura termofílica (°C)	50 – 55	45 – 60
OLR (g/L dia) em temperaturas mesofílicas	2-3	1-15
OLR (g/L dia) em temperaturas termofílicas	4-5	1-10

Fonte: Adaptado (GERARDI, 2003; KARLSSON *et al.*, 2014).

Apesar de cada fator apresentar uma faixa ideal para produção do metano, esses valores podem variar conforme o modo de operação do sistema, já que os fatores operacionais estão relacionadas entre si e portanto, qualquer alteração pode afetar direta ou indiretamente outros fatores de operação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises dos artigos selecionados foi possível perceber que a produção de pesquisa nesta área em sua maioria ocorre na China. Apesar disso, o maior potencial de produção de biogás está presente em outras regiões da Ásia e na América Latina.

A revisão sistemática é um método útil para identificação e seleção de estudos, integrando os dados sobre um determinado assunto e para realizar análises e avaliações sobre o tema. Após analisar cada artigo selecionado, foi possível observar que os principais fatores monitorados para a operação do sistema foram: temperatura, tipo de alimentação, tempo de retenção hidráulica, taxa de carregamento orgânico, pH, volume e tipo de biomassa. A maioria dos artigos não mencionou o modelo de reator e dos 31 artigos, 12 utilizaram alimentação em batelada.

A codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar mostrou-se mais eficiente, pois apresentou maior produção de metano quando comparado a monodigestão. Apenas 7 estudos apresentaram resultados melhores na monodigestão de lodo de esgoto e 1 estudo obteve maior produção de metano na monodigestão de resíduo alimentar. Além disso, 4 estudos apresentaram maior produção de metano utilizando a codigestão de outros tipos de biomassa e 1 estudo apresentou valores iguais de metano para a codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar e codigestão de lodo de esgoto e resíduo alimentar com adição de elementos traços.

A partir das análises estatísticas foi possível verificar que fatores operacionais, como a temperatura, pH, tempo de retenção hidráulica e a taxa de carregamento orgânico estão relacionados entre si e qualquer alteração pode afetar direta ou indiretamente outros fatores de operação. A análise de correlação de Pearson mostrou uma correlação positiva entre a temperatura e pH, além de correlações negativas entre OLR e pH, pH e conteúdo metano, OLR e conteúdo de metano, temperatura e OLR, OLR e HRT. Com essa pesquisa foi verificado que a produção de biogás depende do tipo de biomassa utilizada e das condições operacionais do reator. Além disso, para otimizar os reatores anaeróbios é importante que os fatores de operação sejam mantidas na faixa ideal, para um melhor desempenho do sistema.

Portanto, essa pesquisa mostrou que a revisão sistemática pode contribuir na atualização do conhecimento científico sobre um determinado assunto, servindo para nortear o desenvolvimento de novos estudos e experimentos em escala de bancada e auxiliar na elaboração de um plano de operação para escala piloto.

REFERÊNCIAS

- ABILOGÁS. Biogás no Brasil. Conhecendo o mercado no país. São Paulo, SP. 2021. Disponível em: <https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2021/01/Infograficos-Abiogas_D_2021-1.pdf> Acesso em: 30 mar. 2021.
- ABILOGÁS. Nota Técnica – Potencial brasileiro de biogás. Associação Brasileira do Biogás e do Biometano, 2020. Disponível em: <https://abiogas.org.br/wp-content/uploads/2020/11/NOTA-TECNICA_POTENCIAL_ABIOGAS.pdf> Acesso em: 28 mar. 2021.
- ÁFRICA. Department of Environmental Affairs, 2017. Disponível em: <<https://www.environment.gov.za/mediarelease/wastetoenergyproject>> Acesso em: 31 mar. 2021.
- ALLEGUE L.B., HINGE J. Biogas and bio-syngas upgrading. Aarhus, Denmark, 2012.
- AMERICAN BIOGAS COUNCIL. Why Biogas? 2018. Disponível em: <<https://americanbiogascouncil.org/biogas-market-snapshot/>> Acesso em: 23 mar. 2021.
- AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 152-161, 2005. DOI <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000200009>
- ARA E., SARTAJ M., KENNEDY K. Enhanced biogas production by anaerobic co-digestion from a trinary mix substrate over a binary mix substrate. Waste Management & Research, v. 33, ed. 6, p. 578-587, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X15584844>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 15213. Gás natural e outros combustíveis gasosos – Cálculo do poder calorífico, densidade absoluta, densidade relativa e índice de Wobbe a partir da composição. Rio de Janeiro, p. 45, 2008.
- AZARMANESH R., ZONOOZI M. H., GHASINEJAD H. Characterization of food waste and sewage sludge mesophilic anaerobic co-digestion under different mixing ratios of primary sludge, secondary sludge and food waste. Biomass and Bioenergy, v. 139, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105610>

BARDI, M. J., RAD, H.A. Simultaneous synergistic effects of addition of agro-based adsorbent on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 22, p. 65-79, 2020 (a). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00911-8>

BARDI, M. J., RAD, H.A. Synergistic effects of co-trace elements on anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge at high organic load. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 18129–18144, 2020 (b). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08252-y>

BASU, S.; KHAN, A.; L.; CANO-ODENA, A.; LIU, C.; VANKELECOM, I. F. J. Membrane-based technologies for biogas separations. *Chemical Society Reviews*, v. 39, p. 750–768, 2010.

BOROWSKI S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, v.147, p. 87-94, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.013>

BOROWSKI, S., BONIECKI, P., KUBACKI P., CZYŻOWSKA A. Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. *Waste Management*, v. 74, p. 158-167, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.010>

BUDZIANOWSKI W. M. A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 54, p. 1148-1171, 2016.

CETESB. Reatores, 2020. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/biogas/biogas/reatores/>>. Acesso em 07 set 2020.

CIBIOGÁS. Nota Técnica: N° 001/2021 – Panorama do Biogás no Brasil 2020. Foz do Iguaçu, 2021.

CHAKRABORTY D., KARTHIKEYAN O. P., SELVAM A., WONG J. W. C. Co-digestion of food waste and chemically enhanced primary treated sludge in a continuous stirred tank reactor. *Biomass and Bioenergy*, v. 11, p. 232-240, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.002>

CHENG H., LI Y., GUO G., ZHANG T., QIN Y., HAO T., LI YY. Advanced methanogenic performance and fouling mechanism investigation of a high-solid anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the co-digestion of food waste and

sewage sludge. *Water Research*, v. 187, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116436>

CHERNICHARO, C. A. L. *Anaerobic Reactor*. IWA Publishing, v. 4, 2007.

CHIU S, LO I. Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, p. 24435-24450, 2016. DOI: [10.1007/s11356-016-7159-2](https://doi.org/10.1007/s11356-016-7159-2)

CHRISTY, P. M., GOPINATH L. R., DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. *Renewable and Sustainable Energy Review*, v. 34, p. 167-173, 2014. DOI <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.010>.

CONRAD R., PHELPS T. J., ZEIKUS J. G. Gas Metabolism Evidence in Support of the Juxtaposition of Hydrogen-Producing and Methanogenic Bacteria in Sewage Sludge and Lake Sediments. *American Society for Microbiology*, v. 50, n. 3, p. 595-601, 1985. DOI [10.1128/AEM.50.3.595-601.1985](https://doi.org/10.1128/AEM.50.3.595-601.1985).

CONVERTI A., DRAGO F., GHIAZZA G., BORGHI M. D., MACCHIAVELLO A. Co-digestion of Municipal Sewage Sludges and Pre-hydrolysed Woody Agricultural Wastes. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, v. 69, p. 231-239, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199706\)69:2<231::AID-JCTB690>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199706)69:2<231::AID-JCTB690>3.0.CO;2-7)

DAI X., DUAN N., DONG B., DAI L. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. *Waste Management*, v. 33, p. 308-316, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.018>

DEGANUTTI R., PALLHACI M. do C. J. P., ROSSI M., TAVARES R., SANTOS C. dos. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: *Encontro de Energia no Meio Rural*, v. 4, 2002. Disponível em: http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC000000022002000100031&script=sci_arttext&tlng=pt> Acesso em: 17 set. 2020.

EBA. Annual Report 2020, European Biogas Association, 2020. Disponível em: <https://www.europeanbiogas.eu/eba-annual-report-2020/>> Acesso em> 23 fev. 2021.

ESPOSITO G., FRUNZO L., GIORDANO A., LIOTTA F., PANICO A., PIROZZI F. Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 11, p. 325–341. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>

FAO. Biogás Technology: A training manual for extension. Support for Development of National Biogas Programme, CMS House, 1996.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Guia técnico ambiental de biogás na agroindústria, 2015.

FITAMO T., BOLDRIN A., BOE K., ANGELIDAKI I., SCHEUTZ C. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource Technology*, v. 206, p. 245-254, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.085>

FNR (2010). Guia Prático do Biogás – Geração e Utilização. Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 5. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/guia-pratico-do-biogas.pdf>> Acesso em: set. 2020.

GERARDI M. H. *The Microbiology of Anaerobic Digester*. A John Wiley & Sons, Inc. 2003.

GPRBA. Lesson Learned: Biogas Support Program in Nepal. World Bank Group, 2015. Disponível em: <https://www.gpoba.org/index.php/knowledge/publications/biogas-support-program-nepal>> Acesso em: 29 marc. 2021.

GUPTA M., COYLE I., THAMBIMUTHU K. CO₂ Capture technologies and opportunities in Canada. In: *Proceedings of the first Canadian CC&S technology roadmap workshop*. Canada. p. 18–19, 2003.

HAGEN M., POLMAN E., JENSEN J., MYKEN A., JÖNSSON O., DAHL A. Adding gas from biomass to the gas grid. Swedish Gas Center, Technical Report SGC-R-118, Sweden, 2001.

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

- HIDALGO D. Producción de Biometano. Boletín, CARTIF. Uruguay, 2019.
- HIVOS. Africa Biogas Partnership Program, sd. Disponível em: <<https://hivos.org/program/abpp/>> Acesso em: 30 mar. 2021.
- HOM-NIELSEN J. B., AL SEADI T., OLESKOWICZ-POPIEL P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource Technology, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>
- IEA. Market Report Series: Renewables 2019 – Analysis and Forecasts to 2024, International Energy Agency, 2019. Disponível em: <<https://webstore.iea.org/renewables-2019>> Acesso em: 29 mar. 2021.
- IEA. Outlook for biogas and biomethane – Prospects for organic growth, International Energy Agency 2020. Disponível em: <<https://webstore.iea.org/outlook-for-biogas-and-biomethane>> Acesso em: 29 mar. 2021.
- ÍNDIA. Ministry of New and Renewable Energy. National Biogas and Manure Management Programme (NBMMP), 2018. Disponível em: <<http://164.100.94.214/sites/default/files/schemes/New-National-Biogas-Organic-Manure-Programme%28NNBOMP%29-upto-2020-1.pdf>> Acesso em: 31 mar. 2021.
- IRENA – International Renewable Energy Agency. Measuring small-scale biogas capacity and production, 2016.
- IRENA. Bioenergy Data, 2020. Disponível em: <<https://www.irena.org/bioenergy>> Acesso em: 28 mar. 2021.
- Journal Impact Factor List 2021 – JCR, Web Of Science. Clarivate Analytics, 2021.
- KARLSSON T., KONRAD O., LUMI M., SCHMEIER N. P., MARDER M., CASARIL C. E., KOCH F. F., PEDROSO A. G. Manual básico de biogás. ed. Univates, 2014. Disponível em: <https://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/71/pdf_71.pdf > Acesso em 25 ago. 2020.
- KHALID A, ARSHAD M, ANJUM M, MAHMOOD T, DAWSON L. The anaerobic digestion of solid organic waste. Waste Management, v. 31,ed. 8, p. 1737–1744, 2011.
- KOCH K., PLABST M., SCHMIDT A. , HELMREIC B., DREWES, J. E. Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests

and full-scale experiences. *Waste Management*, v. 47(a), p. 28-33, 2016. DOI: [10.1016/j.wasman.2015.04.022](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.022)

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: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>

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

<<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/197183/1/Livro-Biogas.pdf>>.

Acesso em: 18 abr. 2020.

LATHA K., VELRAJ R., SHANMUGAM P., SIVANESAN S. Mixing strategies of high solids anaerobic co-digestion using food waste with sewage sludge for enhanced biogas production. *Journal of Cleaner Production*, v. 210, p. 388-400, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.219>

LETTINGA, G., HULSHOFF, POL L.W., ZEEMAN, G. (1996) *Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic Wastewater Treatment. Lecture Notes*. Wageningen Agricultural University, 1996.

LI Y., CHENG H., GIO G., ZHANG T., QIN Y., LI Y.Y. High solid mono-codigestion and co-digestion performance of food waste and sewage sludge by a thermophilic anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, v. 310, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123433>

LI Y. Y., SASAKI H., YAMASHITA K., SEKI K., KAMIGOCHI I. High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. *Water Sci Technol*, v. 45, n. 12, p. 143–150, 2002. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0420>

LIU C., WACHEMO A. C., TONG H., SHI S., ZHANG L., YUAN R., LI X. Biogas production and microbial community properties during anaerobic digestion of corn stover at different temperatures. *Bioresource Technology*, v. 261, p. 93-103, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.076>

LIU X., GAO X., WANG W., ZHENG L., ZHOU Y., SUN Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG

reduction. *Renewable Energy*, v. 44, p. 463-468, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.01.092>.

LIU Y., HUANG T., LI X., HUANG J., PENG D., MAURER C., KRANERT M. Experiments and Modeling for Flexible Biogas Production by Co-Digestion of Food Waste and Sewage Sludge. *Energies*, v. 13, ed. 4, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/en13040818>

LOPES, L., F., D. Apostila Estatística. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. Disponível em: <<http://www.inf.ufsc.br/~vera.carmo/LIVROS/LIVROS/Luis%20Felipe%20Dias%20Lopes.pdf>> Acesso em: 31 ago. 2021.

MAO C, FENG Y, WANG X, REN G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew Sustain Energy*, v. 45, p. 540-555, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

MARAGKAKI A. E., FOUNTOULAKIS M., KYRIAKOU A., LASARID K., MANIOS T. Boosting biogas production from sewage sludge by adding small amount of agro-industrial by-products and food waste residues. *Waste Management*, v. 71, p. 605-611, 2018 (a). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.024>

MARAGKAKI A. E., VASILEIADIS I., FOUNTOULAKIS M., KYRIAKOU A., LASARID 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, 2018 (b). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.016>

MARAÑÓN E., CASTRILLÓN L., QUIROGA G., FERNÁNDEZ-NAVA Y., GÓMEZ L., GARCÍA M.M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste Management*, v. 32, p. 1821-1825, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.033>

MATA-ALVAREZ J., MACE S., LLABRES P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource TechnologY* v. 74, p. 3-16, 2000. DOI [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)

MCCARTY, P. L. *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals: PART ONE – Chemistry and Microbiology*. PUBLIC WORKS, v. 95, p. 107-112, 1964.

MEHARIYA S., PATEL A. K., OBULISAMY P. K., PUNNIYAKOTTI E., WONG J. W. C. Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current

- status and perspective. *Bioresource Technology*, v. 265, p 519–531, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.030>
- METCALFF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. The McGraw-Hill Companies, Inc., New York. ed. 5, 2013.
- MIRANDA, G. P. *Modelagem e Simulação de Reatores de Leito Fluidizado para Gaseificação da Biomassa*. Dissertação de Mestrado – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2014.
- MIRMASOUMI S., EBRAHIMI S., SARAY R. K. Enhancement of biogas production from sewage sludge in a wastewater treatment plant: Evaluation of pretreatment techniques and co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. *Energy*, v. 157, ed. 15, p. 707-717, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.06.003>
- MIYAMOTO, K (ed.). METHANE PRODUCTION. *In: MIYAMOTO, K et al. Renewable biological systems for alternative sustainable energy production*. [S. l.]: Food and Agriculture Organization (FAO), cap. 4, 1997.
- 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, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135429>
- NGUYEN D, GADHAMHETTY V, NITAYAVARDHANA S, KHANAL S K. Automatic process control in anaerobic digestion technology: A critical review. *Bioresource Technology*, 2015; 193:513-522.
- NOYCE C. What does the future hold for biogas in China? World Biogas Association, 2019. Disponível em: <<https://www.worldbiogasassociation.org/what-does-the-future-hold-for-biogas-in-china/>> Acesso em 30 marc. 2021.
- NOYOLA, A., MORGAN-SAGASTUME, J. M. & LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J. E. Treatment of Biogas Produced in Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odor Control and Energy/Resource Recovery. *Rev Environ Sci Biotechnol* v. 5, p. 93–114, 2006). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2754-6>
- OSTREM, K. *Greening Waste: Anaerobic Digestion for Treating the Organic Fraction of Municipal Solid Waste*. Columbia University (The Earth Engineering Center and the Henry Krumb School of Mines), 2004.

- PERGHER I. J., MOREIRA I., SCHUARÇA R., MARLIM E. Modelagem de um reator CSTR não-isotérmico para produção de acetato de metila. In: III Simpósio Paranaense de Modelagem, Simulação e Controle de Processos, p. 168-175, 2018. DOI: [10.5380/19847521.3simproc2018.a23p168-175](https://doi.org/10.5380/19847521.3simproc2018.a23p168-175)
- PERSSON M., JÖNSSON O., WELLINGER A. Biogas Upgrading to Vehicle Fuel Standards and Grid Injection. IEA Bioenergy Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas, 2006.
- PRABHU M. S., MUTNURI S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. Waste Management & Research, v. 34, ed. 4, p. 307-315, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X16628976>
- PROBIOGÁS. Biometano como combustível veicular. Ministério das Cidades, 2016. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/giz_biogas_como_combustivel_digital_simples.pdf> Acesso em 18 maio 2021.
- RABONI M., URBINI G. Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. Rev. Ambient. Água [online], v. 9, n. 2, p. 191-202, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1324>
- RATANATAMSKUL C., WATTANAYOMMANAPORN O., YAMAMOTO K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 102, p. 143-148, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.019>
- REICHERT G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: Uma revisão. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. ABES, 2005.
- RYCKEBOSH E., DROUILLON M., VERVAEREN H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. Biomass and Bioenergy v. 35, n. 5, p. 1633-1645, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.033>
- SCARLAT N., DALLEMAND J. F., FAHL F., Biogas: Developments and perspectives in Europe Renewable Energy, v. 129^a, p. 457-472, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>

- SIDDIQUI, Z., HORAN, N. J., SALTER M. Energy optimisation from co-digested waste using a two-phase process to generate hydrogen and methane. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 36, ed. 8, p. 4792-4799, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.12.118>
- SILVA F. M. S., MAHLER C. F., OLIVEIRA L. B., BASSIN J. P. Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol. *Waste Management*, v. 76, p. 339-349, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.039>
- 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: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.029>
- SOSNOWSKY P., WIECZOREK A., LEDAKOWICZ S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes *Advances in Environmental Research*. v. 7, n. 3, p. 609-616, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00049-7](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00049-7)
- SOUZA, M. E. de. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. *Revista DAE*, v. 44, n. 137, 1984.
- SUN Q., LI H., YAN J., LIU L., YU Z., YU X. Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 51, p. 521-532, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.029>
- UNDP. Modelos de negócios para produção de biogás, United Nations Development Programme, 2021. Disponível em: <https://open.undp.org/projects/00096640>> Acesso em: 31 mar. 2021.
- VAN LIER J. B., TILCHE A., AHRING B. K., MACARIE H., MOLETTA R., DOHANYOS M., HULSHOFF POL L. W., LENS P., VERSTRAETE W. New perspectives in anaerobic digestion. *Water Science & Technology*, v. 43, n. 1, p. 1-18, 2001. DOI <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0001>
- VÖGELI, Y., LOHRI C. R., GALLARDO A., DIENER S., ZURBRÜGG C. *Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries: Practical Information and Case Studies*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2014.

- WAN S., SUN L., SUN J., LUO W. Biogas Production and Microbial Community Change during the Co-digestion of Food Waste with Chinese Silver Grass in a Single-stage Anaerobic Reactor. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 18. p. 1022-1030, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12257-013-0128-4>
- WARD A. J., HOBBS P. J., HOLLIMAN P. J., JONES D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, v. 99, ed. 17, p.7928–7940, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.044>
- WANG F., LI WY., YI XN. Two-phase anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. *Water Science & Technology*, v. 71, ed. 1, p. 52-58, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.462>
- WANG J. Decentralized biogas technology of anaerobic digestion and farm ecosystem: opportunities and challenges. *Frontiers in Energy Research*, v. 2, 2014. DOI: [10.3389/fenrg.2014.00010](https://doi.org/10.3389/fenrg.2014.00010)
- WICKHAM R., GALWAY B., BUSTAMANTE H., NGHIEM L. D. Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 113, p. 3-8, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.018>
- XIE S., WICKHAM R., NGHIEM L. D. Synergistic effect from anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *Waste Management & Research*, v.116, p. 191-197, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.037>
- XIAO B., QIN Y., ZHANG W., WU J., QIANG H., LIU J., LI Y.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: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.084>
- ZHAO T., CHEN Y., YU Q., SHI D., CHAI H., LI L., AI H., GU L., HE Q. Enhancement of performance and stability of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and kitchen waste by using bentonite. *PLoS ONE*, v. 14, ed. 7, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218856>
- ZUPANČIČ G. D., GRILIC V. Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste, *Management of Organic Waste*, Sunil Kumar and Ajay Bharti, IntechOpen, 2012. DOI:[10.5772/32756](https://doi.org/10.5772/32756)

Apêndice A – Tabela de modo de operação de codigestão anaeróbia com base na literatura

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inoculo/ substrato em VS)	Temperatura (°C)	μ	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R1-1	semicontínua	resíduo alimentar		37		0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R1-2	semicontínua	resíduo alimentar + vestígio de metal		37	7.09	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R1-3	semicontínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto	3:1	37	7.22	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R2	semicontínua	resíduo de podas		37	7.02	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R3'	semicontínua	resíduo de podas + lodo de esgoto	3:1	37	7.13	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R4	semicontínua	resíduo de podas + resíduo alimentar	3:1	37	7.05	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R4-1	semicontínua	resíduo de podas + resíduo alimentar +lodo de esgoto	9:3:4	37	7.16	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo de podas + resíduo alimentar	2:2	37	7.01	0.5	20	4

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Mu et al., 2020	reator anaeróbico R5-1	semicontínua	resíduo de podas + resíduo alimentar +lodo de esgoto	6:6:4	37	7.15	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbico R6	semicontínua	resíduo de podas +resíduo alimentar	1:3	37	7.03	0.5	20	4
Mu et al., 2020	reator anaeróbico R6-1	semicontínua	resíduo de podas + resíduo alimentar +lodo de esgoto	3:9:4	37	7.19	0.5	20	4
Liu et al., 2020	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		35		250	21	
Liu et al., 2020	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		35		250	21	
Liu et al., 2020	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		35		250	21	
Li et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar		55	7.6	15	15	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Li et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar		55	7.6	15	15	
Li et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar		55	7.6	15	15	
Li et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	lodo de esgoto		55	7.6	15	15	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbico R1	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário)	1:2	35		1.6	20	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbico R2	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário)	1:2	35		1.6	20	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R3	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário) + resíduo alimentar	1:2	35		1.6	20	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R4	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário) + resíduo alimentar	1:2	35		1.6	20	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R5	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário) + resíduo alimentar	1:2	35		1.6	20	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R6	batelada	lodo de esgoto (lodo primário + lodo secundário) + resíduo alimentar	1:2	35		1.6	20	
Azarmanesh et al., 2020	reator anaeróbio R7	batelada	resíduo alimentar	1:2	35		1.6	20	
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R1	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.73	0.25		1.6
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R1	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.27	0.25		2.4

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R2	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.4	0.25		3.15
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R3	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.15	0.25		4.8
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R5	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	5.7	0.25		6.45
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R6	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	4.8	0.25		12.8
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R7	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	4.7	0.25		25.6
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R_0.5	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + SAC (0.5 g)		35	5.1	0.25		12.8
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R_1.0	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + SAC (1 g)		35	5.78	0.25		12.8
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R_1.5	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + SAC (1.5 g)		35	5.93	0.25		12.8
Bardi et al., 2020 (a)	reator anaeróbio R_2.0	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + SAC (2 g)		35	6.15	0.25		12.8

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar		37	6.5-7.5	15	30	
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar		37	6.5-7.5	15	15	
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		37	6.5-7.5	15	15	
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		37	6.5-7.5	15	15	
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	resíduo alimentar +lodo de esgoto		37	6.5-7.5	15	15	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Cheng et al., 2020	ThAnMBR (reator de tanque continuamente agitado (CSTR) de 13 L e uma unidade de membrana de 2 L)	contínua	lodo de esgoto		37	6.6-7.4	15	15	
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R1	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		1.2
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R2	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		2.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R3	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		4.8
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R4	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	6.6-7.4	0.3		6.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R5	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		6.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R6	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		7.5

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R7	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo)		35	6.6-7.4	0.3		9.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R8	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		9.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R9	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		10.5
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R10	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		12.8
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R11	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		14

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R12	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		18
Bardi et al., 2020 (b)	reator anaeróbio R13	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + elementos traços (Fe, Ni, Zn, Mo, Cu, Co)		35	6.6-7.4	0.3		18
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio B	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0 g/g VS)	1:1	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio B	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0.5 g/g VS)	1:1	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio B	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (1 g/g VS)	1:1	34,85		0.5		

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio B	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (1.5 g/g VS)	1:1	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio B	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (2 g/g VS)	1:1	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio M	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0 g/g VS)	1:2	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio M	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0.5 g/g VS)	1:2	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio M	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (1 g/g VS)	1:2	34,85		0.5		

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio M	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (1.5 g/g VS)	1:2	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio M	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (2 g/g VS)	1:2	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio E	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0 g/g VS)	1:3	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio E	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (0.5 g/g VS)	1:3	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio E	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (1 g/g VS)	1:3	34,85		0.5		

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio E	batelada	lodo ativado de esgoto + resíduo alimentar + bentonita (2 g/g VS)	1:3	34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	lodo ativado de esgoto		34,85		0.5		
Zhao et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar		34,85		0.5		
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	semente de lodo anaeróbia		30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar não cozido		30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar cozido		30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto		30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	mistura de resíduo alimentar+ lodo de esgoto	1:1	30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	mistura de resíduo alimentar+ lodo de esgoto	2:1	30		0.4	20	6

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	mistura de resíduo alimentar+ lodo de esgoto	3:1	30		0.4	20	6
Latha et al., 2019	reator anaeróbio	batelada	mistura de resíduo alimentar+ lodo de esgoto	3:2	30		0.4	20	6
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D1	contínua	lodo de esgoto		35		3	24	0.9
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D2	contínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar		35		3	24	1.1
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D3	contínua	lodo de esgoto + resíduo de uva		35		3	24	1
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D4	contínua	lodo de esgoto		35		3	24	0.9
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D5	contínua	lodo de esgoto + esterco de ovelha		35		3	24	1.3

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D6	contínua	lodo de esgoto + glicerol bruto		35		1	24	1.3
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D7	contínua	lodo de esgoto		35		3	24	1
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D8	contínua	lodo de esgoto + soro de queijo		35		1	24	0.8
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D9	contínua	lodo de esgoto + esterco de ovelha + glicerol bruto		35		3	24	2
Maragkaki et al., 2018 (a)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D10	contínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar + glicerol bruto		35		3	24	1.7
Maragkaki et al., 2018 (b)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D1	contínua	lodo de esgoto		37	7,4-8,2	3	24	1
Maragkaki et al., 2018 (b)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D2	contínua	lodo de esgoto + FCO (resíduo alimentar + soro de queijo + efluente de azeite)		37	7,4-8,2	1	24	1.1

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Maragkaki et al., 2018 (b)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D3	contínua	lodo de esgoto + FCO (resíduo alimentar +soro de queijo + efluente de azeite)		37	7,4-8,2	3	24	1.3
Maragkaki et al., 2018 (b)	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) D4	contínua	lodo de esgoto + FCO (resíduo alimentar +soro de queijo + efluente de azeite)		37	7,4-8,2	3	24	1.4
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto		35	7.44		12	
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + lodo de resíduo alimentar	8:1	35	7.3		12	
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + lodo de resíduo alimentar	4:1	35	7.34		12	
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + lodo de resíduo alimentar	1:1	35	7.21		12	
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar	8:1	35	7.57		12	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar	4:1	35	7.59		12	
Mirmasoumi et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar	1:1	35	7.31		12	
Xiao et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) com digestão anaeróbica em fases de temperatura (TPAD) M2	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		37	7.76	6	24	
Xiao et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) T	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		55	8.13	3	30	
Xiao et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) M	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		37	7.85	3	30	
Silva et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + glicerol (1%)	2:1	35	7	0.12		10
Silva et al., 2018	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto + glicerol (3%)	2:1	35	6.6	0.12		10

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Chakraborty et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto primário quimicamente aprimorado	1:7	35		1	20	
Chakraborty et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto primário quimicamente aprimorado	1:5	35		1	20	
Chakraborty et al., 2018	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto primário quimicamente aprimorado	1:3	35		1	20	
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R1	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.05	3		1.77
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R2	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.39	3		2.7
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R3	semicontínua	resíduo alimentar +resíduo de matadouro		35	7.14	3		2.41

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R4	semicontínua	resíduo alimentar +resíduo de matadouro		35	7.33	3		3.83
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.67	50		2.42
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R6	semicontínua	lodo de esgoto		35	7.37	50		1.4
Borowski et al., 2018	reator anaeróbio R7	semicontínua	resíduo alimentar +resíduo de matadouro		35	7.85	50		2.66
Xie et al., 2017	reator anaeróbio	batelada	lodo primário		35	8	0.75		0.4
Xie et al., 2017	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar		35	8	0.75		0.4
Xie et al., 2017	reator anaeróbio	batelada	resíduo de polpa de papel		35	8	0.75		0.4
Xie et al., 2017	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo primário	1:1	35	8	0.75		0.4
Xie et al., 2017	reator anaeróbio	batelada	resíduo de polpa de papel +lodo primário	1:1	35	8	0.75		0.4
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1	batelada	lodo de esgoto		55	7.6	7.5	30	0.65

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R2	batelada	lodo de esgoto		55	7.6	7.5	30	0.62
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.84	7.5	30	2.55
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R2	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.83	7.5	30	2.25
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.88	7.5	20	3.91
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R2	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.86	7.5	20	3.74
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.83	7.5	15	5.04

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R2	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.82	7.5	15	4.99
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R1	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.79	7.5	10	7.79
Fitamo et al., 2016	reator de tanque continuamente agitado (CSTR) R2	batelada	lodo de esgoto + resíduo alimentar + grama cortada + Resíduos de jardim		55	7.89	7.5	10	7.57
Kock et al., 2016	reator anaeróbio		lodo de esgoto		33		1350	40	
Kock et al., 2016	reator anaeróbio		lodo de esgoto + resíduo alimentar		33		1350	40	
Wickham et al., 2016	reator anaeróbio		resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		1	30	
Wickham et al., 2016	reator anaeróbio		resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		1	30	
Wickham et al., 2016	reator anaeróbio		resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		1	30	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Wickham et al., 2016	reator anaeróbio		resíduo alimentar de padaria + lodo de esgoto		35		1	30	
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar				0.13		
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1			0.13		
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1.5:1			0.13		1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	2:1			0.13		1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1.5			0.13		1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio + centrifugação	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			0.13		1
Prabhu et al., 2016	centrifugação + reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1			0.13		1
Prabhu et al., 2016	centrifugação + reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1.5:1			0.13		1

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Prabhu et al., 2016	centrifugação + reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	2:1			0.13		1
Prabhu et al., 2016	centrifugação + reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1.5			0.13		1
Prabhu et al., 2016	centrifugação + reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1;2			0.13		1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	8	0.5
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	16	1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	32	1
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	36	2
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	42	2
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	50	4
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	52	4

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:2			5	54	7
Prabhu et al., 2016	reator anaeróbio	batelada	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:0.34		7.2	60000	26	
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.36		
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.36		
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.36		

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.4		
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.36		
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.36		
Ara et al., 2015	reator anaeróbio – frasco de vidro Kimax	batelada	lodo ativado de resíduo espessado + lodo primário		35		0.36		

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.6	15	4.5
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.6	10	3
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo primário + lodo ativado de resíduo espessado		35		0.6	7	2
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	lodo ativado de resíduo espessado + lodo primário		35		0.6	15	4.5
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	lodo ativado de resíduo espessado + lodo primário		35		0.6	10	3

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Ara et al., 2015	reator anaeróbio - frasco Erlenmeyer	semicontínua	lodo ativado de resíduo espessado + lodo primário		35		0.6	7	2
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 3L e o reator de metanogênese com volume de 7.5L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	1:1		7.3	7.5	33	
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 3L e o reator de metanogênese com volume de 7.5L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	3:1		7.3	7.5	33	
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 3L e o reator de metanogênese com volume de 7.5L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	5:1		7.3	7.5	33	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 3L e o reator de metanogênese com volume de 7.5L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1		7.2	7.5	33	
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 750L e o reator de metanogênese com volume de 1875L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1			1875	24	
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 750L e o reator de metanogênese com volume de 1875L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1			1875	19	
Ratanatamskul et al., 2015	reator de tanque agitado (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 750L e o reator de metanogênese com volume de 1875L)	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto	7:1			1875	16	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Borowski, 2015	reator anaeróbio R1	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais		35	7.42	3		0.85
Borowski, 2015	reator anaeróbio R2	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais		35	7.66	3		1.34
Borowski, 2015	reator anaeróbio R3	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais		55	7.6	3		0.91
Borowski, 2015	reator anaeróbio R4	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais		55	7.89	3		1.3
Borowski, 2015	reator anaeróbio R5	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo de esgoto		35	7.75	3		2.11

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Borowski, 2015	reator anaeróbio R6	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo de esgoto		35	7.68	3		2.51
Borowski, 2015	reator anaeróbio R7	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo de esgoto		55	8.19	3		1.7
Borowski, 2015	reator anaeróbio R8	semicontínua	fração orgânica de resíduos sólidos municipais + lodo de esgoto		55	7.84	3		2.67

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Wang et al., 2015	reator anaeróbio (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 7L e um reator de metanogênese com volume de 30L) MR1	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		30		4.8
Wang et al., 2015	reator anaeróbio (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 7L e um reator de metanogênese com volume de 30L) MR2	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		30		2.4
Wang et al., 2015	reator anaeróbio (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 7L e um reator de metanogênese com volume de 30L) MR3	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		30		1.2

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/ substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Wang et al., 2015	reator anaeróbio (sistema multifásico, um reator de acidogênese com volume de 7L e um reator de metanogênese com volume de 30L) MR4	semicontínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35		30		0.8
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	lodo de esgoto		35	7.8	5.5	20	1.5
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.3	5.5	20	1.3
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.5	5.5	20	1.7
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.8	5.5	22	1.9
Silvestre et al., 2015	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	contínua	resíduo alimentar + lodo de esgoto		35	7.5	5.5	21	1.7

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Wan et al., 2013	reator anaeróbio	batelada	lodo ativado + grama prata da China + resíduo alimentar		36	7	0.5	45	2.1
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	8.12	6	30	4
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	7.89	6	20	5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	7.98	6	16	6.4
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	7.94	6	12	8.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R1	semicontínua	lodo de esgoto	01:00	35	7.72	6	8	13.4
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R2	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	2.4:1	35	8.04	6	30	4.6
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R2	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	2.4:1	35	8.02	6	20	6.3
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R2	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	2.4:1	35	7.87	6	16	7.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R2	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	2.4:1	35	7.81	6	12	10.1
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R2	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	2.4:1	35	7.8	6	8	15
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R3	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.9:1	35	7.96	6	30	5.1

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R3	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.9:1	35	7.8	6	20	7.2
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R3	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.9:1	35	7.67	6	16	8.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R3	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.9:1	35	7.68	6	12	11.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R3	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.9:1	35	7.67	6	8	17.8
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R4	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.4:1	35	7.85	6	30	6
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R4	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.4:1	35	7.71	6	20	7.6
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R4	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.4:1	35	7.66	6	16	10.3
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R4	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.4:1	35	7.6	6	12	12.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R4	semicontínua	lodo de esgoto + resíduo alimentar	0.4:1	35	7.63	6	8	18.5
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar	0:01	35	7.75	6	30	6.4

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar	0:01	35	7.67	6	20	8.4
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar	0:01	35	7.62	6	16	10.8
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar	0:01	35	7.65	6	12	13.6
Dai et al., 2013	reator anaeróbio R5	semicontínua	resíduo alimentar	0:01	35	7.46	6	8	21.8
Marañón et al., 2012	pré-tratamento + reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	22	1.2
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	22	1.2
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	20	1.35
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	18	1.5
Marañón et al., 2012	pré-tratamento + reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		55		3.75	22	1.2

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		55		3.75	22	1.2
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		55		3.75	20	1.35
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		55		3.75	18	1.5
Marañón et al., 2012	pré-tratamento + reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	22	1.2
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	22	1.2
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	20	1.35
Marañón et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)		esterco de gado + resíduo alimentar + lodo de esgoto		36		3.75	18	1.5

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Liu et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de frutas e legumes + lodo de esgoto desidratado	2:1:1	35	7.27	16000	50	2.4
Liu et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de frutas e legumes + lodo de esgoto desidratado	2:1:1	35	7.49	16000	33	3.6
Liu et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de frutas e legumes + lodo de esgoto desidratado	2:1:1	35	7.48	16000	25	4.8
Liu et al., 2012	reator de tanque continuamente agitado (CSTR)	semicontínua	resíduo alimentar + resíduo de frutas e legumes + lodo de esgoto desidratado	2:1:1	35	7.46	16000	20	6
Siddiqui et al., 2011	reator anaeróbio	semicontínua	lodo de esgoto + resíduos alimentares industriais		37		4	15	
Siddiqui et al., 2011	reator anaeróbio	semicontínua	lodo de esgoto + resíduos alimentares industriais		37		4	12	

Referência	Modelo de reator	Tipo de alimentação	Biomassa	Proporção inóculo/substrato (com base em VS)	Temperatura (°C)	pH	Volume (L)	HRT (dias)	OLR (g VS/L por dia)
Siddiqui et al., 2011	reator anaeróbio	semicontínua	lodo de esgoto e resíduos alimentares industriais		37		4	10	

Nota: Em fração orgânica de resíduos sólidos municipais está incluso apenas resíduo alimentar.

Apêndice B – Tabela de resultados da produção de metano na codigestão anaeróbia com base no Apêndice A

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Mu et al., 2020	448.9	61.1	
Mu et al., 2020	484.6	64.2	
Mu et al., 2020	413.4	64.8	
Mu et al., 2020	49	50.9	
Mu et al., 2020	149	57.4	
Mu et al., 2020	165.4	61	
Mu et al., 2020	164.7	61.3	
Mu et al., 2020	296	63.5	
Mu et al., 2020	232.4	63.9	
Mu et al., 2020	360	64.1	
Mu et al., 2020	314.9	64.4	
Liu et al., 2020		55	
Liu et al., 2020		55	
Liu et al., 2020		60	
Li et al., 2020		59.2	97.9
Li et al., 2020		59.3	98.4
Li et al., 2020		59.1	97
Li et al., 2020		59.7	96.1
Azarmanesh et al., 2020	356.08	53	
Azarmanesh et al., 2020	478.27	70	
Azarmanesh et al., 2020	453.27	60.9	
Azarmanesh et al., 2020	495.59	65	
Azarmanesh et al., 2020	609.77	70.3	

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Azarmanesh et al., 2020	443.9	52	
Azarmanesh et al., 2020	511.73	50.4	
Bardi et al., 2020 (a)		71	
Bardi et al., 2020 (a)		68	
Bardi et al., 2020 (a)		68	
Bardi et al., 2020 (a)		66	
Bardi et al., 2020 (a)		67	
Bardi et al., 2020 (a)		67	
Bardi et al., 2020 (a)		59	
Bardi et al., 2020 (a)		67	
Bardi et al., 2020 (a)		69	
Bardi et al., 2020 (a)		63	
Bardi et al., 2020 (a)		67	
Cheng et al., 2020		60.8	
Cheng et al., 2020		59.2	
Cheng et al., 2020		59.2	
Cheng et al., 2020		59.9	
Cheng et al., 2020		60.2	
Cheng et al., 2020		59.3	
Bardi et al., 2020 (b)		69	
Bardi et al., 2020 (b)		69	
Bardi et al., 2020 (b)		68	
Bardi et al., 2020 (b)		66	
Bardi et al., 2020 (b)		69	
Bardi et al., 2020 (b)		69	
Bardi et al., 2020 (b)		69	
Bardi et al., 2020 (b)		68	
Bardi et al., 2020 (b)		67	
Bardi et al., 2020 (b)		68	
Bardi et al., 2020 (b)		68	

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Bardi et al., 2020 (b)		65	
Bardi et al., 2020 (b)		59	
Zhao et al., 2019		47.6	21.5
Zhao et al., 2019		53.4	30.8
Zhao et al., 2019		49.9	28.2
Zhao et al., 2019		59.8	32.9
Zhao et al., 2019		58.4	30.5
Zhao et al., 2019		59.4	19.8
Zhao et al., 2019		53.3	26.4
Zhao et al., 2019		55.7	32
Zhao et al., 2019		59.6	33.7
Zhao et al., 2019		61.2	36.3
Zhao et al., 2019		28.4	14.8
Zhao et al., 2019		39.5	28
Zhao et al., 2019		50.1	28.7
Zhao et al., 2019		53.9	38.8
Zhao et al., 2019		63.4	30.1
Zhao et al., 2019		14.2	15.7
Latha et al., 2019		62	
Latha et al., 2019		52	
Latha et al., 2019		58	
Latha et al., 2019		54	
Latha et al., 2019		62	
Latha et al., 2019		69	
Latha et al., 2019		65	
Latha et al., 2019		66	
Maragkaki et al., 2018 (a)		66.4	46.1
Maragkaki et al., 2018 (a)		71.3	53.5

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Maragkaki et al., 2018 (a)		69.3	40.9
Maragkaki et al., 2018 (a)		66.7	37.7
Maragkaki et al., 2018 (a)		71.4	26
Maragkaki et al., 2018 (a)		72.4	44.9
Maragkaki et al., 2018 (a)		67	43.4
Maragkaki et al., 2018 (a)		61.2	26.7
Maragkaki et al., 2018 (a)		58.6	47.7
Maragkaki et al., 2018 (a)		71.8	61.9
Maragkaki et al., 2018 (b)		65.6	16.3
Maragkaki et al., 2018 (b)		68.9	34.2
Maragkaki et al., 2018 (b)		69.5	22.7
Maragkaki et al., 2018 (b)		66.6	22
Mirmasoumi et al., 2018		64.97	
Mirmasoumi et al., 2018		64.49	
Mirmasoumi et al., 2018		63.57	
Mirmasoumi et al., 2018		63.08	
Mirmasoumi et al., 2018		63.49	
Mirmasoumi et al., 2018		64.14	

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Mirmasoumi et al., 2018		63.58	
Xiao et al., 2018	473	59.86	77.79
Xiao et al., 2018	477	61.61	83.22
Xiao et al., 2018	461	60.62	81.68
Silva et al., 2018	342		
Silva et al., 2018	224.4		
Chakraborty et al., 2018			40.68
Chakraborty et al., 2018			37.84
Chakraborty et al., 2018			40.26
Borowski <i>et al.</i> , 2018		64.9	60.58
Borowski <i>et al.</i> , 2018		65.4	58.16
Borowski <i>et al.</i> , 2018		71.1	69.67
Borowski <i>et al.</i> , 2018		69	68.45
Borowski <i>et al.</i> , 2018		65.7	63.6
Borowski <i>et al.</i> , 2018		68.6	45.05
Borowski <i>et al.</i> , 2018		64.3	73.14
Xie et al., 2017			83.7
Xie et al., 2017			87.1
Xie et al., 2017			60
Xie et al., 2017			127.1
Xie et al., 2017			140
Fitamo et al., 2016	287	69	
Fitamo et al., 2016	291	68	
Fitamo et al., 2016	424	60	
Fitamo et al., 2016	391	59	
Fitamo et al., 2016	433	61	
Fitamo et al., 2016	384	61	
Fitamo et al., 2016	430	59	

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Fitamo et al., 2016	376	61	
Fitamo et al., 2016	356	58	
Fitamo et al., 2016	315	59.3	
Kock et al., 2016		69,8	
Kock et al., 2016		65,8	
Wickham et al., 2016	73.1		88.1
Wickham et al., 2016	127.1		207.6
Wickham et al., 2016	30.9		68
Wickham et al., 2016	184		94.8
Prabhu et al., 2016	625.4	58.8	86.7
Prabhu et al., 2016	404.8	60.4	86.2
Prabhu et al., 2016	485	60.4	85.2
Prabhu et al., 2016	469.9	53	87.7
Prabhu et al., 2016	490.6	60.3	82.8
Prabhu et al., 2016	492.1	59.8	84.8
Prabhu et al., 2016	453.7	58.4	84
Prabhu et al., 2016	409.9	53	87.1
Prabhu et al., 2016	384.6	58.6	86.3
Prabhu et al., 2016	417.5	57.5	86.2
Prabhu et al., 2016	471.1	58.9	85.3
Prabhu et al., 2016		57.33	
Prabhu et al., 2016		48.92	
Prabhu et al., 2016		50.69	
Prabhu et al., 2016		49.99	
Prabhu et al., 2016		51.16	
Prabhu et al., 2016		57.86	
Prabhu et al., 2016		49.37	
Prabhu et al., 2016		35.71	
Prabhu et al., 2016		73	
Ara et al., 2015		55	56
Ara et al., 2015		54	56

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Ara et al., 2015		57	61
Ara et al., 2015		54	58
Ara et al., 2015		56	58
Ara et al., 2015		54	62
Ara et al., 2015		55	53
Ara et al., 2015			
Ara et al., 2015			
Ara et al., 2015			
Ara et al., 2015			
Ara et al., 2015			
Ara et al., 2015			
Ratanatamskul et al., 2015		50.2	77.89
Ratanatamskul et al., 2015		55.5	75.79
Ratanatamskul et al., 2015		55	73.81
Ratanatamskul et al., 2015		60.4	70.09
Ratanatamskul et al., 2015		64.3	
Ratanatamskul et al., 2015		58.5	
Ratanatamskul et al., 2015		48.4	
Borowski, 2015		58	45.97
Borowski, 2015		57	49.36
Borowski, 2015		58	48.05
Borowski, 2015		58	50.76
Borowski, 2015		64	41.53
Borowski, 2015		63	29.15
Borowski, 2015		61	40.95
Borowski, 2015		60	31.35

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Wang et al., 2015		72.6	54.9
Wang et al., 2015		73.4	58.4
Wang et al., 2015		71.3	64.7
Wang et al., 2015		69.7	63.8
Silvestre et al., 2015		72	36.7
Silvestre et al., 2015		66	57
Silvestre et al., 2015		64	67
Silvestre et al., 2015		64	70
Silvestre et al., 2015		64	76
Wan et al., 2013	268.40	60	
Dai et al., 2013	237	65	
Dai et al., 2013	193	64	
Dai et al., 2013	176	65	
Dai et al., 2013	168	64	
Dai et al., 2013	157	63	
Dai et al., 2013	303	61	
Dai et al., 2013	258	59	
Dai et al., 2013	261	60	
Dai et al., 2013	239	58	
Dai et al., 2013	215	56	
Dai et al., 2013	350	57	
Dai et al., 2013	332	58	
Dai et al., 2013	303	56	
Dai et al., 2013	306	57	
Dai et al., 2013	288	56	
Dai et al., 2013	400	56	
Dai et al., 2013	380	56	
Dai et al., 2013	355	55	
Dai et al., 2013	352	54	
Dai et al., 2013	304	53	
Dai et al., 2013	465	52	

Referência	Rendimento de metano ml/g VS	Metano (%)	Remoção de sólidos voláteis (%)
Dai et al., 2013	439	54	
Dai et al., 2013	416	51	
Dai et al., 2013	405	52	
Dai et al., 2013	377	50	
Marañón et al., 2012			53.4
Marañón et al., 2012			57
Marañón et al., 2012			58.9
Marañón et al., 2012			57.2
Marañón et al., 2012			59.2
Marañón et al., 2012			55.7
Marañón et al., 2012			59.8
Marañón et al., 2012			56.4
Marañón et al., 2012			56.2
Marañón et al., 2012			53.5
Marañón et al., 2012			57.2
Marañón et al., 2012			52.8
Liu et al., 2012	410	56.6	65.6
Liu et al., 2012	380	57.4	62.6
Liu et al., 2012	430	58.7	64.5
Liu et al., 2012	390	55.9	64.9
Siddiqui et al., 2011		65.6	64.7
Siddiqui et al., 2011		67.8	57.6
Siddiqui et al., 2011		70.7	68.7