



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS DA CODIGESTÃO
ANAERÓBIA TERMOFÍLICA DE RESÍDUOS DE FRUTAS E
VERDURAS E LODO DE ESGOTO PRIMÁRIO**

MIRIAN ROCHO DA ROSA SILVEIRA

Florianópolis – SC
2017.

Mirian Rocho da Rosa Silveira

**POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS DA CODIGESTÃO
ANAERÓBIA TERMOFÍLICA DE RESÍDUOS DE FRUTAS E
VERDURAS E LODO DE ESGOTO PRIMÁRIO**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia
Química do Centro Tecnológico da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Mestre em Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Hugo Moreira
Soares

Florianópolis – SC
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silveira, Mirian Rocho da Rosa

Potencial de Produção de Biogás da Codigestão Anaeróbia Termofílica de Resíduos de Frutas e Verduras e Lodo de Esgoto Primário / Mirian Rocho da Rosa Silveira ; orientador, Hugo Moreira. Florianópolis, SC, 2017.

92 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

Inclui referências.

1. Engenharia Química. 2. codigestão. 3. anaeróbia termofílica. 4. lodo granular. 5. potencial de produção de biogás. I. Soares, Hugo Moreira. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

**Potencial de Produção de Biogás da Codigestão Anaeróbia
Termofílica de Resíduos de Frutas e Verduras e Lodo de Esgoto
Primário**

Mirian Rocho da Rosa Silveira

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de Concentração de Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
Orientador

Prof^a. Dr^a. Cintia Soares
Orientadora

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Humberto Jorge José

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior

Florianópolis, 20 de outubro de 2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado saúde e coragem para caminhar até aqui. Pela oportunidade de conviver com tantas pessoas maravilhosas que jamais teria conhecido se não fosse o mestrado. Obrigada, Senhor, Meu Deus!

Ao meu orientador Professor Dr. Hugo Moreira Soares pela orientação e suporte ao longo do trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos (LTBR), especialmente a Mayara, com a qual pude contar ao longo do curso, e ao Jonatan e ao Ricardo, que compartilharam seus conhecimentos. Agradeço a todos pela amizade, pelo companheirismo, por todos os momentos compartilhados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e à Universidade Federal de Santa Catarina.

À banca examinadora, pela disponibilidade e pelas contribuições na melhoria deste trabalho.

Ao Instituto Federal Catarinense campus Santa Rosa do Sul, que permitiu-me o período de afastamento para realização do curso bem como pela permissão para utilização dos laboratórios para desenvolvimento da parte experimental.

Aos meus pais que me deram a vida e me ensinaram que a mesma foi feita para aqueles que lutam persistentemente na busca da realização dos sonhos.

Aos meus familiares pela compreensão e apoio nos momentos mais difíceis desta caminhada, em especial, ao meu marido, pela constante presença, confiança, compreensão, paciência, incentivo e apoio em todos os momentos.

À empresa Duas Rodas que permitiu-me a coleta do lodo anaeróbico granular e aos funcionários que nos ajudaram na coleta.

RESUMO

Os resíduos gerados pela intensificação da produção de alimentos tem se tornado um desafio a ser enfrentado pela sociedade sendo que uma considerável parcela de frutas e verduras é descartada nas Centrais de Abastecimento (CEASA). A digestão anaeróbia de tais resíduos permite a atenuação dos impactos ambientais aliada a recuperação de biogás. Nesse sentido, a fim de superar as desvantagens da monodigestão anaeróbia e aumentar os rendimentos na produção de biogás tem sido sugerido o tratamento combinado de resíduos (codigestão anaeróbia) bem como condições termofílicas que apresentam desempenho superior a mesofilia. Deste modo, o presente trabalho propôs investigar a existência de sinergismo, em relação a geração de biogás, na codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras (RFV) com lodo de esgoto sanitário (LE), sob condições termofílicas ($55\pm 1^\circ\text{C}$), visando sobretudo o aumento da produtividade de biogás. Especificamente, pretendeu-se desenvolver inóculo termofílico para realização da pesquisa bem como determinar o potencial de produção de biogás (PPB) da mono e codigestão anaeróbia termofílica dos RFV e LE. A metodologia de desenvolvimento e manutenção dos inóculos termofílicos ativos (granular e disperso) a partir de inóculo mesofílico foi eficiente. Para o inóculo granular alcançaram-se na monodigestão anaeróbia rendimentos de $765 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ para RFV e $472 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ para LE, representando um incremento de 11% e 21%, em comparação aos resultados obtidos por Neitzel (2015) sob mesofilia, para a monoDA, de RFV e LE, respectivamente. Além disso, observou-se um ligeiro sinergismo para a proporção de 87,5% de LE com incremento de 7,4% no volume de biogás. Entretanto, nos ensaios realizados com o inóculo disperso não foi possível observar nenhum efeito sinérgico na codigestão dos substratos, e os rendimentos para a monodigestão dos RFV e LE foram $615 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ e $408 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: codigestão anaeróbia termofílica, lodo granular, potencial de produção de biogás, resíduos de centrais de abastecimento.

ABSTRACT

The waste generated by the intensification of food production has become a challenge faced by society and a considerable portion of fruits and vegetables is disposed in the Supply Centers (CEASA). The anaerobic digestion of such solid waste allows the mitigation of environmental impacts combined with biogas recovery. Therefore, in order to overcome the disadvantages of anaerobic monodigestion and increase gain in biogas production, the combined treatment of wastes (anaerobic codigestion) has been suggested, as well as thermophilic conditions that present superior mesophilic performance. Thus, the present work proposed to investigate the existence of synergism, related to the biogas generation, in the anaerobic codigestion of residues of fruits and vegetables (RFV) with sewage sludge (LE) under thermophilic conditions (55 ± 1 °C), mainly aiming of increasing biogas productivity. Specifically, it was intended to develop thermophilic inoculum for conducting the research as well as to establish the biogas production potential (PBB) of the mono and thermophilic anaerobic codigestion of the RFV and LE. The methodology of development and maintenance of active thermophilic inoculums (granular and dispersed) from mesophilic inoculum was efficient. For the granular inoculum the yields of 765 N mL/g SV for RFV and 472 N mL/g SV for LE, representing an increase of 11% and 21%, were reached in the anaerobic monodigestion in comparison to the results obtained by Neitzel (2015) under mesophilia, for monoDA, of RFV and LE, respectively. Besides that, a slight synergism was observed for the proportion of 87.5% of LE with a 7.4% increase in the volume of biogas. However, in the assays performed with the dispersed inoculum no synergistic effects were observed on the codigestion of the substrates, and the yields for the monodigestion of the RFV and LE were 615 N mL/g SV and 408 N mL/g SV, respectively.

KEYWORDS: thermophilic anaerobic biodigestion, granular sludge, biogas production potential, waste from supply centers.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGCL	Ácidos Graxos de Cadeia Longa
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CEASA	Centrais de Abastecimento
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
C/N	Relação Molar de Carbono e Nitrogênio
coDA	Codigestão Anaeróbia
CSTR	Reator de Tanque Agitado Contínuo
DA	Digestão Anaeróbia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
LE	Lodos de Esgoto
monoDA	Monidigestão anaeróbia
pH	Potencial hidrogenio
PET	Polietileno tereftalato
PME	Potencial Metanogênico Específico
PPB	Potencial de Produção de Biogás
RFV	Resíduos de Frutas e Verduras
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
STF	Sólidos Totais Fixos
TCO	Taxa de Carregamento Orgânico
TRH	Tempo de Residência Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo)

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia	26
Figura 3.2 Variações de temperatura e temperaturas ótimas de crescimento de espécies de microrganismos presentes nos processos anaeróbios.	28
Figura 3.3 Formas típicas das curvas de formação de gás.....	30
Figura 3.4 Avaliação de trabalhos publicados de 2000 a 2015 que trazem o termo codigestão anaeróbica em seu título.....	32
Figura 4.1 Desenho esquemático do sistema de manutenção dos inóculos.	49
Figura 4.2 Sistema experimental recomendado pela norma VDI 4630 e sistema adaptado utilizado nos ensaios.	51
Figura 4.3 Fotografia do sistema experimental – ensaios de PPB.....	53
Figura 4.4 Esquema do sistema experimental utilizado – demonstração do processo de medição de biogás por meio da utilização da seringa...	54
Figura 5.1 Acompanhamento do volume diário de biogás durante o desenvolvimento e manutenção do inóculo de lodo granular.....	60
Figura 5.2 Acompanhamento do volume diário de biogás durante o desenvolvimento e manutenção do inóculo de lodo disperso.....	61
Figura 5.3 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo de lodo granular – monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.....	63
Figura 5.4 Curva da Velocidade de Produção de Biogás com inóculo granular – monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.	64
Figura 5.5 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo granular – codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.....	67
Figura 5.6 Perfil dos rendimentos de biogás esperados e obtidos na codigestão com inóculo granular referentes ao percentual de LE de: a) 90%, b) 87,5%, c) 85%, d) 50% e e) 12,5%.....	69
Figura 5.7 Curva do Potencial de Produção de Biogás com Inóculo disperso – Monodigestão Anaeróbia de Resíduos de Frutas e Verduras e Lodo de Esgoto.	71

Figura 5.8 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo de lodo disperso – codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto. 73

Figura 5.9 Perfil dos rendimentos de biogás esperados e obtidos na codigestão com inóculo de lodo disperso referentes ao percentual de LE de: a) 90%, b) 87,5%, c) 85%, d) 50% e e) 12,5%..... 74

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Revisão de estudos de coDA utilizando lodo de esgoto e/ou resíduos de alimentos como substrato base.	34
Tabela 3.2 Principais características de inóculos usados na partida de reatores termofílicos de alguns trabalhos.	39
Tabela 3.3 Rendimentos de biogás obtidos na monodigestão de lodo de esgoto e resíduos de alimentos de alguns trabalhos.	42
Tabela 5.1 Características dos substratos e inóculos.	62
Tabela 5.2 Rendimentos máximos obtidos na mono e codigestão anaeróbia do Lodo proporcionada pelos inóculos de lodo granular e disperso.	76

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVOS	23
2.1	Objetivo Geral	23
2.2	Objetivos Específicos	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	25
3.2	CODIGESTÃO ANAERÓBIA	30
3.2.1	Estudos de codigestão anaeróbia	32
3.3	DESENVOLVIMENTO DE LODO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO A PARTIR DE INÓCULO MESOFÍLICO	36
3.4	RESÍDUOS DE FRUTAS E VERDURAS E LODO DE ESGOTO.....	40
3.5	VANTAGENS E INCONVENIENTES DO TRATAMENTO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO.....	43
4	MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1	INÓCULOS.....	47
4.1.1	Inóculo de lodo granular	47
4.1.2	Inóculo de lodo disperso.....	47
4.2	SUBSTRATOS.....	48
4.2.1	Resíduos de frutas e verduras.....	48
4.2.2	Resíduos de lodos de esgoto primários.....	48
4.3	SISTEMA DE MANUTENÇÃO DOS INÓCULOS	49
4.4	ENSAIOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS (PPB)	50
4.5	DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	54
4.5.1	Sólidos totais	54
4.5.2	Sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos	55

4.5.3	pH	55
4.6	TRATAMENTO DOS DADOS.....	56
5	RESULTADOS.....	59
5.1	DESENVOLVIMENTO DE INÓCULO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO A PARTIR DE LODO ANAERÓBIO MESOFÍLICO.....	59
5.2	ENSAIOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS (PPB).....	62
5.2.1	Inóculo de lodo granular.....	62
5.2.1.1	Monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.....	62
5.2.1.2	Codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto	66
5.2.2	Inóculo de lodo disperso	70
5.2.2.1	Monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.....	70
5.2.2.2	Codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto	72
5.3	ANÁLISE E COMPARAÇÃO DOS ENSAIOS COM INÓCULO DISPERSO E GRANULAR	75
6	CONCLUSÕES	77
7	REFERÊNCIAS	79
8	APÊNDICE.....	87

1 INTRODUÇÃO

A intensificação da produção de alimentos (frutas e verduras) e sua distribuição sem planejamento adequado podem ocasionar uma série de impactos ao meio ambiente através da geração de resíduos, e estes, tem se tornado um desafio a ser enfrentado pela sociedade. A concentração física de uma apreciável parte da produção agrícola brasileira de frutas e verduras para a distribuição, comercialização e abastecimento da população ocorre nas Centrais de Abastecimento (CEASA), supermercados e feiras livres que correspondem a geradores de consideráveis quantidades de resíduos sólidos orgânicos.

As Centrais de Abastecimento do Estado de Santa Catarina S/A – CEASA/SC, atuantes desde 1978, consistem no maior centro atacadista de produtos hortifrutigranjeiros do Estado. Segundo o relatório de comercialização anual disponibilizado no site da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), no ano de 2016, foram comercializadas cerca de 14 milhões de toneladas de hortifrutigranjeiros no país. De acordo com Brasil (2017), 30% dos alimentos produzidos são descartados na etapa de comercialização. Portanto, considerando que foram comercializadas na CEASA-Florianópolis, em 2016, aproximadamente 354 mil toneladas de hortifrutigranjeiros, estima-se que em torno de 100 mil toneladas foram descartadas como resíduos sólidos somente nessa unidade.

A digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, já a algum tempo, tem sido sugerida por uma série de trabalhos, como método alternativo ao tratamento de resíduos orgânicos diversos aliando à recuperação de biogás que corresponde uma energia renovável e possui potencial para a geração de energia elétrica e térmica ou gás combustível, consistindo numa alternativa aos combustíveis fósseis.

Com a finalidade de aumentar o desempenho dos digestores anaeróbios, nos últimos anos, tem-se recomendado a digestão simultânea de dois ou mais substratos sob condição anaeróbia, ou seja, a codigestão anaeróbia de resíduos. Ela surge como uma alternativa promissora para melhorar a degradação anaeróbia de resíduos, sendo que a escolha do melhor co-substrato e a proporção ideal da mistura possibilitam: o equilíbrio de nutrientes por meio do ajuste da razão C/N, fornecimento de capacidade tampão, diluição de compostos inibitórios e/ou tóxicos, compartilhamento de equipamentos, equilíbrio de umidade necessária, consequentemente, otimizando o rendimento da produção de metano e aumento da estabilidade do digerido (ASTALS et al., 2013;

SARKER; MØLLER, 2014a; MONTAÑÉS et al., 2015; YONG et al., 2015; ZHANG et al., 2015).

Além disso, recentemente, a DA termofílica tem ganhado maior destaque, sendo que vários estudos têm indicado que a faixa de temperaturas termofílicas é preferível para processos de digestão anaeróbia causados pelo seu desempenho superior a digestão mesofílica (WANG, et al., 2014). Dentre as suas vantagens pode-se citar, em comparação a faixa mesofílica, o aumento da velocidade metabólica, menor tempo de inicialização devido ao aumento da velocidade específica de crescimento, e aumento da taxa de destruição de patógenos com alta produção de biogás (ZHANG, et al., 2014).

A codigestão de resíduos de elevada biodegradabilidade, como os resíduos de frutas e verduras, produzidos em quantidades consideráveis em atividades agrícolas, supermercados e mercados atacadistas, vem sendo estudada como alternativa para o aumento da produção de biogás. Além disso, o aproveitamento energético dos RFV como co-substrato favorece a diminuição de resíduos dispostos nos aterros sanitários, com consequente menor contribuição na carga orgânica, geração de lixiviado além da redução dos gases de efeito estufa. Proporciona, ainda, a geração de energia elétrica e térmica a partir de uma fonte renovável em alternativa a energia de origem fóssil. Todavia há necessidade de ampliar as pesquisas visando o aumento de produtividade.

Diante do exposto, a pesquisa aqui proposta pretende investigar a existência de sinergismo, em relação a produtividade de biogás, na codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras com lodo de esgoto sanitário, sob condições termofílicas, a fim de proporcionar economia nos custos globais de energia das operações de plantas existentes concomitante as contribuições social, ambiental e econômica citadas anteriormente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem por objetivo geral avaliar o potencial para a geração de biogás do processo de codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras em conjunto com lodos primários de esgoto sanitário sob condições termofílicas.

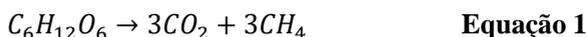
2.2 Objetivos Específicos

- a) Promover o desenvolvimento e manutenção de inóculo termofílico ativo a partir de inóculo mesofílico;
- b) Determinar o Potencial de Produção de Biogás da mono-e-co-digestão anaeróbia termofílica de resíduos de frutas e verduras de CEASA e lodo primário de esgoto;
- c) Verificar a proporção ideal dos resíduos de frutas e verduras de CEASA e lodo primário de esgoto que proporcione o maior rendimento de biogás sob condições termofílicas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Digestão Anaeróbia (DA) é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica por meio da interação de um consórcio de microrganismos que atuam, na ausência de oxigênio molecular (O_2), de forma simbiótica. Estes, por sua vez, atacam a estrutura dos compostos orgânicos complexos contidos nos resíduos convertendo a biogás limpo, que corresponde a uma mistura gasosa constituída essencialmente por metano (55% a 75%) e dióxido de carbono (25% a 45%), conforme exemplifica a Equação 1 (FERNANDES, 2013; JUNIOR, 2013; SANTOS, 2013; ZHANG et al., 2014).



Entretanto, embora a DA seja considerada uma tecnologia apropriada e eficiente para a gestão de materiais orgânicos e produção de energia renovável, é complexa e sensível, envolvendo uma série de microrganismos com necessidades ambientais operacionais distintas. Além de que, a eficiência da produção de biogás também é afetada pelo tipo e estrutura dos substratos presentes (HAGOS et al., 2016). Nesse processo, inicialmente, a matéria orgânica é transformada em macromoléculas solúveis em água, passíveis do ataque por enzimas extracelulares. Posteriormente, essas, são decompostas em compostos mais simples, que por meio da sua passagem através da membrana celular, possibilitam o seu uso pelos microrganismos (FERNANDES, 2013).

O processo de biodegradação é constituído por quatro fases distintas denominadas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, como apresentado na Figura 3.1 (HAGOS et al., 2016; SAGULA, 2012; YU et al., 2014; ZHANG et al., 2014; STEINMETZ, 2016).

Na primeira fase, ocorre a hidrólise em que as macromoléculas tais como, lipídeos, carboidratos e proteínas são transformadas pelas bactérias fermentadoras em açúcares e aminoácidos, que correspondem a monômeros orgânicos e que apresentam maior solubilidade. Na maioria das vezes, é a fase considerada limitante na velocidade da DA de resíduos sólidos (CHIU et al., 2013; HAGOS et al., 2016), em virtude

da necessidade da adsorção da enzima hidrolítica na superfície do substrato (ZHANG et al., 2014). Enquanto a hidrólise de carboidratos ocorre em questão de horas e a de proteínas e lipídios alguns dias, a hidrólise de compostos como a lignocelulose e a lignina é ainda mais lenta (LEITE, 2011).

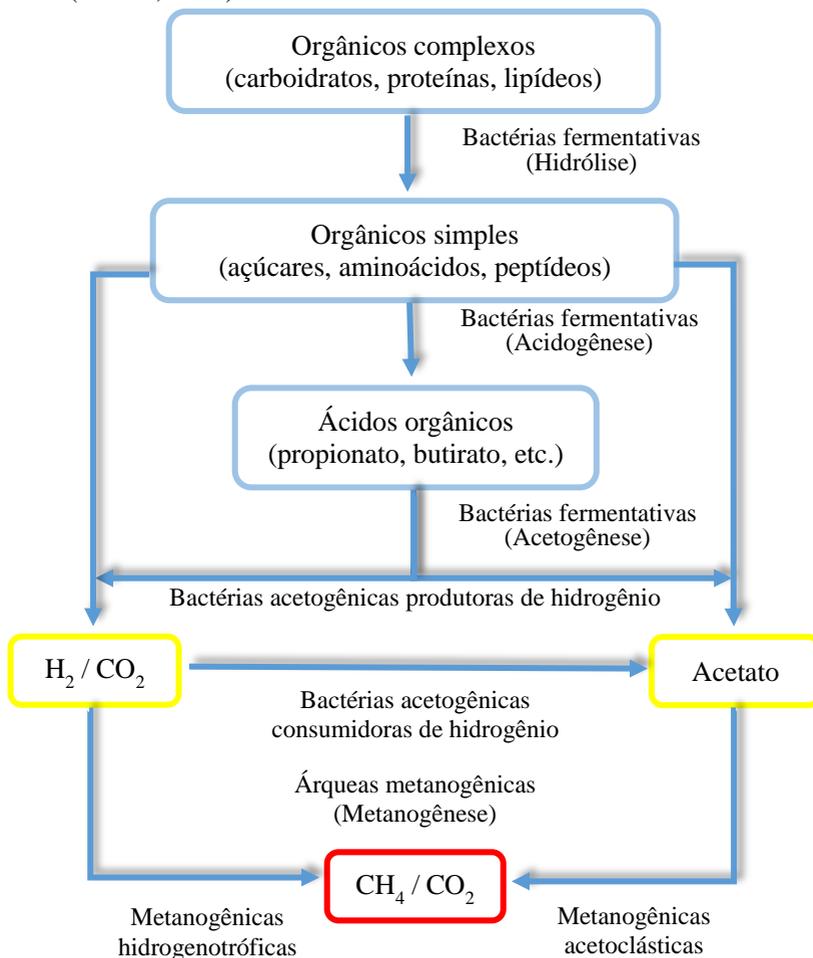


Figura 3.1 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Bryant (1979).

Os compostos formados na etapa da hidrólise, são fermentados e oxidados, no interior das células, em ácidos orgânicos (acetato, propionato e butirato, por exemplo), álcoois, cetonas (SAGULA, 2012; SANTOS, 2013) juntamente com a geração de subprodutos (NH_3 , CO_2 e H_2S , etc.) na fase designada acidogênica (FERNANDES, 2013).

Na terceira fase chamada acetogênese, as bactérias acetogênicas, obrigatoriamente produtoras de H_2 , conduzem, espontaneamente, a oxidação anaeróbia dos ácidos graxos voláteis a acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (SANTOS, 2013; ZHANG et al., 2014).

Finalmente, na última etapa do processo, ocorre a produção de biogás enriquecido em metano que é realizada, principalmente, pelas bactérias metanogênicas (FERNANDES, 2013; SARKER; MØLLER, 2014a). Sendo que, a degradação de acetato é promovida pelas metanogênicas acetoclásticas e a redução de gás carbônico, na formação de metano em presença de gás hidrogênio, é catalisada pelas metanogênicas hidrogenotróficas (MONTAÑÉS et al., 2015; PAP et al., 2015). As bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias e multiplicam-se muito lentamente (FERNANDES, 2013).

É importante destacar que a estabilidade do processo é dependente do equilíbrio entre o crescimento simbiótico dos principais grupos metabólicos de bactérias (ANGELIDAKI et al., 2009).

Além disso, a eficiência da digestão anaeróbia, bem como a composição do produto final são influenciadas por uma série de fatores, tais como: pré-tratamento, características dos resíduos, configuração do reator, temperatura, AGV, pH, amônia, nutrientes, oligoelementos, entre outros (SARKER; MØLLER, 2014a; ZHANG et al., 2014; MONTAÑÉS et al., 2015).

Os resíduos apresentam diferentes características de biodegradabilidade e disponibilizam distintos conteúdos energéticos no seu processo de degradação. Resíduos alimentares (incluindo resíduos de frutas e verduras), por exemplo, ricos em mono e dissacarídeos, embora facilmente biodegradáveis, podem conduzir ao rápido acúmulo de AGV no reator e diminuição do pH. Por outro lado, substratos com alto teor de proteínas são ricos em energia e produzem uma quantidade relativamente elevada de metano no biogás, entretanto, seu processo de degradação resulta na liberação de íons amônio. A amônia em elevadas concentrações pode inibir a atividade dos microrganismos. Materiais ricos em gordura com alta concentração de lipídios tem um enorme conteúdo energético, porém, favorecem o acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL). Todos esses compostos intermediários da

degradação anaeróbia, quando acumulados, proporcionam a instabilidade do processo e conduzem a falhas. Dessa forma, a fim de favorecer o equilíbrio do sistema, é vantajoso codigerir resíduos de elevada biodegradabilidade com outros que apresentem um teor mais baixo de componentes orgânicos facilmente degradáveis (HAGOS et al., 2016). Além disso, o desempenho da digestão anaeróbia é afetada significativamente pela relação C/N, sendo que ela é necessária a fim de fornecer o apropriado balanço de nutrientes exigido pelas bactérias anaeróbias tanto para seu crescimento quanto para manutenção do ambiente estável (ZHANG et al., 2014). Contudo, essa relação vem de dados práticos, podendo ser afetada por diferentes fatores tais como o tipo de substrato, a composição química, presença de elementos traço e biodegradabilidade dos substratos (HAGOS et al., 2016).

A temperatura é um dos parâmetros de maior influência, e está diretamente relacionada a sobrevivência dos microrganismos no processo de coDA. Interfere na atividade das enzimas e coenzimas, na velocidade de difusão do substrato, no rendimento de metano e qualidade do efluente. Geralmente, bactérias anaeróbias podem crescer em diferentes faixas de temperatura, tais como, condições psicofílicas, mesofílicas, termofílicas e hipertermofílicas conforme apresentado na Figura 3.2 abaixo (LEITE, 2011; SANTOS, 2013; ZHANG et al., 2014).

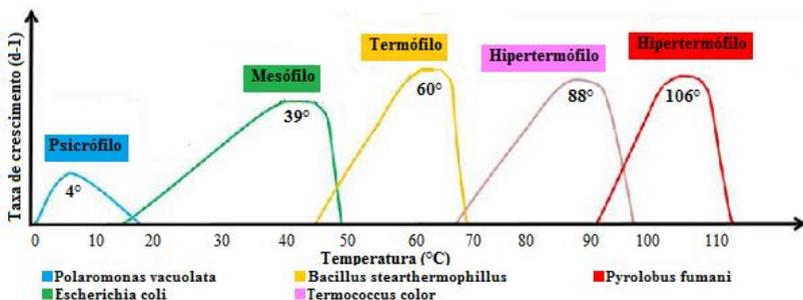


Figura 3.2 Variações de temperatura e temperaturas ótimas de crescimento de espécies de microrganismos presentes nos processos anaeróbios.

Fonte: Adaptado de Madigan et al., 1996.

Os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) correspondem aos principais produtos intermediários durante a DA de resíduos orgânicos e incluem principalmente os ácidos: acético, propiônico, butírico e valérico. A acumulação de ácidos orgânicos resulta na diminuição do pH e pode conduzir à deterioração da digestão anaeróbia (WANG et al., 2014). Por

desempenhar um papel dominante na produção de biogás, a concentração dos ácidos acético e propiônico pode ser usada como indicador do desequilíbrio da digestão (ZHANG et al., 2014). O pH é um dos principais fatores operacionais e pode provocar alterações no processo de DA, como a atividade das enzimas, por meio de modificações na conformação molecular, e a toxicidade de compostos, através da volatilização da amônia, por exemplo (CHERNICHARO, 2007). Os microrganismos que desempenham o processo de DA requerem diferentes níveis ótimos de pH para seu crescimento. Nas etapas de hidrólise e acidogênese, as bactérias requerem pH entre 5,5 e 6,5, as acetogênicas, menos exigentes, sobrevivem numa faixa mais ampla de pH (4,0-8,5), sendo que os microrganismos metanogênicos preferem pH próximo de 7,0. Dessa forma o intervalo mais favorável de pH para obtenção de produção máxima de biogás, em fase única, é 6,8-7,2. Por esse motivo, a fim de favorecer o controle e otimização do processo de coDA, pesquisas recentes tem sugerido que o mesmo seja conduzido em duas fases (acidogênica e metanogênica) (HAGOS et al., 2016).

Da mesma forma, a amônia é formada no processo de biodegradação de substratos ricos em nitrogênio, tais como proteínas e principalmente compostos existentes na forma de amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3). Possui a capacidade de reagir com os AGV, desenvolvendo alcalinidade, evitando acidificação do sistema e consequente inibição a partir dos mesmos, sendo necessária em baixas concentrações por tratar-se de um nutriente essencial para o crescimento de bactérias (FERNANDES, 2013). Embora, apesar de sua capacidade tampão, concentrações acima de 1,7 g/L possam torná-la tóxica, resultando em inibição para os microrganismos acarretando na falha da DA (WANG et al., 2014; ZHANG et al., 2014). Dentre as bactérias, as metanogênicas acetoclásticas, que convertem acetato em CH_4 e CO_2 , correspondem ao grupo que apresenta maior sensibilidade a elevada concentração de NH_3 no meio do digestor conduzindo a provável interrupção na produção de metano (ASTALS et al., 2013; ZHANG et al., 2014).

Os ácidos Graxos de Cadeia Longa são subprodutos formados no processo de degradação de lipídeos. São passíveis de transformação a hidrogênio e acetato e posterior conversão a metano. Entretanto, embora os lipídeos apresentem alto potencial de metano ($1014 \text{ L/kg}_{\text{SV}}$), a biodegradação dos ácidos graxos de cadeia longa pode ser considerada a etapa limitante do processo de digestão anaeróbia e, dependendo da

concentração e do grupo de microrganismos, muitas vezes tóxicos (ZHANG et al., 2014).

Contudo, a digestão anaeróbia pode ser verificada, de forma qualitativa, a partir do comportamento das curvas cumulativas de formação de gás, conforme apresentado na Figura 3.3.

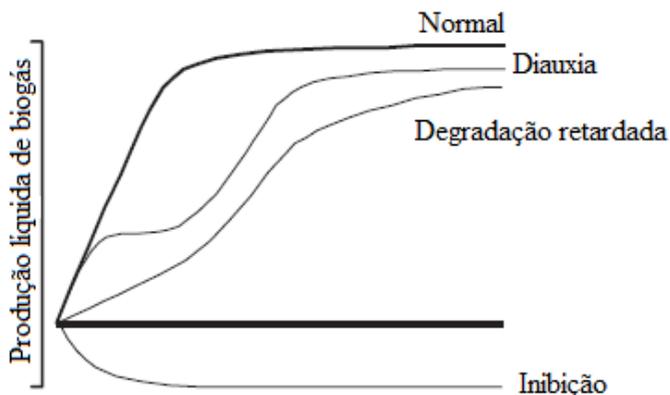


Figura 3.3 Formas típicas das curvas de formação de gás.

Fonte: Adaptado de VDI, 2006.

Segundo a figura 3.3, a produção cumulativa de biogás de um substrato facilmente biodegradável é chamada normal e apresenta um aumento acentuado no volume de biogás produzido. Nesse sentido, substâncias de difícil biodegradabilidade e/ou que apresentem uma ligeira inibição tem uma cinética de degradação retardada. A diauxia ocorre quando a degradação acontece em duas etapas assemelhando-se a degraus de escada. Entretanto, quando a formação de gás é menor do que a batelada a partir da amostra zero resultando num volume cumulativo negativo tem-se a completa inibição do processo (VDI, 2006).

3.2 CODIGESTÃO ANAERÓBIA

Codigestão anaeróbia consiste no tratamento combinado de resíduos com características complementares (HAGOS et al., 2016), ou seja, é a digestão simultânea de dois ou mais substratos sob condição anaeróbia (WANG et al., 2015; MARAGKAKI et al., 2017). Tem sido amplamente utilizada para aumentar a produção de biogás e surge como

uma alternativa promissora para superar as desvantagens da monodigestão anaeróbia de resíduos (HAGOS et al., 2016).

Nesse sentido, a escolha do melhor co-substrato e a proporção ideal da mistura possibilitam: melhorar o equilíbrio de nutrientes por meio do ajuste da razão C/N (PAVI et al., 2017, WANG et al., 2011, YONG et al., 2015, LIU et al., 2009) e causar efeitos de sinergia (O-THONG et al., 2012; SHARMA et al., 2013; JIMÉNEZ et al., 2015; MARAGKAKI et al., 2017), fornecimento e aumento da capacidade de tamponamento (CREAMER et al., 2010, PAVI et al., 2017), diluição de compostos inibitórios e/ou tóxicos (CREAMER et al., 2010; CHIU et al., 2013), compartilhamento de equipamentos (LIU et al., 2009; O-THONG et al., 2012) melhorando a viabilidade econômica de plantas de DA (HAGOS et al., 2016), equilíbrio de umidade, conseqüentemente, otimizando o rendimento da produção de metano (LIU et al., 2009; MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2011; WANG et al., 2011; O-THONG et al., 2012; CHIU et al., 2013; SHARMA et al., 2013; SILVESTRE et al., 2014; YONG et al., 2015). Além disso, pode proporcionar o aumento da estabilidade do digerido (ASTALS et al., 2013; SARKER; MØLLER, 2014a; JIMÉNEZ et al., 2015; MONTAÑÉS et al. 2015; YONG et al., 2015; ZHANG et al., 2015), e em função de suas características melhoradas possibilita o uso como fertilizante agrícola (PAVI et al., 2017).

Segundo Hagos et al. (2016), a tecnologia da coDA pode aumentar a produção de biogás de 25% a 400% sobre a monodigestão dos mesmos substratos. Quando mantida por resíduos orgânicos variados, permite o aumento da diversidade bacteriana e contribui para a estabilidade do ecossistema presente nos biodigestores. Aliás, ajuda a obter um melhor equilíbrio nutricional no sistema por meio da combinação de diferentes substratos (CHIU et al., 2013).

Além de tudo, a codigestão anaeróbia proporciona consideráveis benefícios ambientais permitindo a gestão integrada de resíduos, proporcionando a poupança e reciclagem de energia e redução das emissões de CO₂ (HAGOS et al., 2016).

Contudo, a despeito das vantagens dessa tecnologia, a etapa da hidrólise permanece como um fator limitante do processo de codigestão, além de permanecer a necessidade de superar os problemas de estabilidade e otimização (HAGOS et al., 2016). Dessa forma, corroborando com Jiménez et al.(2015), a inserção do co-substrato pode causar toxicidade celular, tornando-se imprescindível a otimização da

concentração de substrato, temperatura e outros fatores que afetam o processo.

3.2.1 Estudos de codigestão anaeróbia

Nos últimos anos, com a finalidade de aumentar o desempenho dos digestores anaeróbios, a codigestão anaeróbia de resíduos tem sido muito investigada. A Figura 3.4 permite perceber o salto de trabalhos publicados nos últimos anos relacionados a aplicabilidade e viabilidade dos processos de coDA.

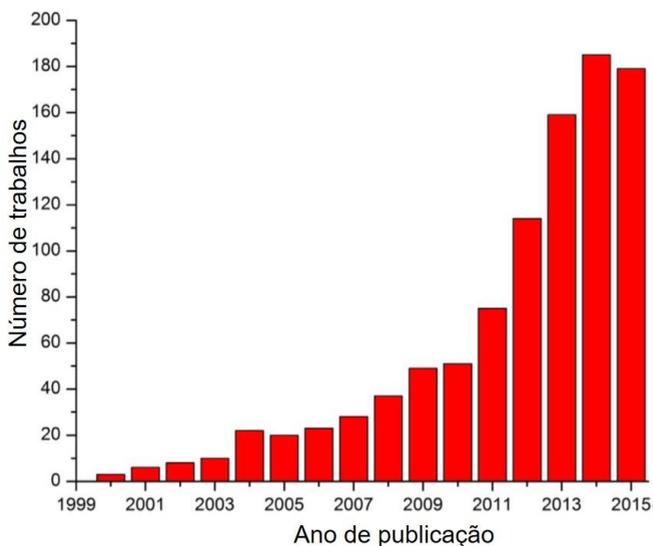


Figura 3.4 Avaliação de trabalhos publicados de 2000 a 2015 que trazem o termo codigestão anaeróbica em seu título.

Fonte: Adaptado de Hagos et al., 2016.

Segundo Hagos et al. (2016), que realizaram uma revisão do progresso da pesquisa do sistema coDA na tecnologia de produção de biogás, em geral, os trabalhos investigam a co-digestão de diferentes combinações de resíduos municipais, industriais e agrícolas, com intuito de aumentar o rendimento dos biodigestores. Esse expressivo aumento no interesse pela tecnologia de coDA indica a sua viabilidade e aplicabilidade no aumento da produção de biogás e na proteção do ambiente.

Nesse contexto, observa-se que uma série de estudos tem evidenciado que a codigestão de resíduo alimentar e lodo de esgoto conduz à produção de biogás e à redução de sólidos voláteis, pois o efeito sinérgico dos microrganismos presentes nos diferentes substratos supera a falta de nutrientes. Dessa forma, a Tabela 3.1, traz a revisão de alguns estudos que avaliaram a codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduos de alimentos ou resíduos similares como substrato base.

Tabela 3.1 Revisão de estudos de coDA utilizando lodo de esgoto e/ou resíduos de alimentos como substrato base.

Substratos	Proporções de mistura ótima	T (°C)	PPB	Fonte
Lodo de esgoto e Lodo de caixa de gordura	88:12 em massa (base SV)	37	349 mL _{CH₄} /g _{SV}	GROSSER & NECZAJ (2016)
Lodo de esgoto e Lixiviação polpa de beterraba	25:75 em massa (p/p)	35	520,8 mL _{CH₄} /g _{SV}	MONTAÑÉS <i>et al.</i> (2015)
		55	173,1 mL _{CH₄} /g _{SV}	
Lodo de esgoto e Resíduos sólidos urbano	Fixada em 70:30 em volume (base úmida)	35-37	629 mL _{biogás} /g _{SV}	YU <i>et al.</i> (2014)
		55-57	750 mL _{biogás} /g _{SV}	
Lodo de esgoto e Resíduos de frutas e verduras	87,5:12,5 em massa (base SV)	37	410 mL _{N_biogás} /g _{SV}	NEITZEL (2015)
Resíduos de alimentos, Resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto desidratado	Fixada em 2: 1: 1 em massa (base SV)	35	720 mL _{biogás} /g _{SV}	LIU <i>et al.</i> , (2012)
FORSU ¹ e Resíduos de frutas e verduras	1:3 em massa (base SV)	35	493,8 mL _{N_biogás} /g _{SV} 396,6 mL _{N_CH₄} /g _{SV}	PAVI <i>et al.</i> (2017)

Resíduos de cozinha, Resíduos de frutas e vegetais, Lodo de suínos	5: 3: 2 em massa (p/p)	55	381 mL _{CH₄} /g _{SV}	CHIU <i>et al.</i> (2013)
Efluentes pecuários, Culturas energéticas e Agroresíduos	50:25:25 em massa (base SV)	55	540 mL _{biogás} /g _{SV}	GIULIANO <i>et al.</i> (2013)
Resíduo de cozinha sintético e Excesso de lodo	Fixada em 85:15 em massa (base SV)	55	310 mL _{CH₄} /g _{SV}	LEE <i>et al.</i> (2009)
Melaço C5 e Esterco bovino	70:30 em volume (v/v)	50	313 ± 16 mL _{CH₄} /g _{SV}	SARKER & MØLLER (2014)
Algas laminaaria digitata e Esterco bovino	20:120 em massa (p/p)	50	165,6 ± 13 mL _{CH₄} /g _{SV}	SARKER <i>et al.</i> (2014)
Dejetos de suínos e Glicerol bruto	97:3 em massa (p/p)	55	470 mL _{biogás} /g _{SV}	ASTALS <i>et al.</i> (2013)
Lodo de flotação de ar dissolvido e Dejetos suínos	Fixada em 1:1 em massa (base seca)	54,5	470 mL _{CH₄} /g _{SV}	CREAMER <i>et al.</i> (2010)
Vinhaça de mandioca e Excesso de lodo	3:1 em massa (base SV)	60	350 mL _{CH₄} /g _{SV}	WANG <i>et al.</i> (2011)

FORSU¹: fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Fonte: A autora.

A análise dos estudos reunidos na referida tabela nos permite verificar que Montañés et al. (2015) e Wang et al. (2011), para a codigestão anaeróbia de lodo de esgoto, obtiveram maior rendimento de biogás e/ou metano a partir da fração de resíduos sólidos mais biodegradável, contrariamente aos resultados encontrados por Neitzel (2015) e Grosser e Neczaj (2016).

Em relação à codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras, a maioria das pesquisas apresentou maior produção de gás a partir da combinação de proporções equilibradas dos resíduos. Por outro lado, Neitzel (2015) obteve maior volume de biogás a partir da menor fração de resíduos de maior biodegradabilidade estudada, enquanto Pavi et al. (2017) conseguiram melhores resultados a partir da codigestão utilizando maior concentração de resíduos de frutas e verduras, de maior biodegradabilidade.

Dessa forma, conclui-se que existem outros fatores e condições operacionais envolvidos no processo de digestão anaeróbia, além da biodegradabilidade dos resíduos, que irão definir a proporção ótima da mistura dos substratos para otimização do rendimento de biogás.

3.3 DESENVOLVIMENTO DE LODO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO A PARTIR DE INÓCULO MESOFÍLICO

De acordo com Ribas (2006), é possível se desenvolver uma população de microrganismos termofílicos a partir de lodo anaeróbio mesofílico nos casos de indisponibilidade do mesmo para o start-up de um biorreator. Para isso, pode-se utilizar dejetos bovinos, composto orgânico, lodo de estações de tratamento, lodo granular mesofílico, entre outros materiais, desde que apresentem razoável atividade metanogênica em temperatura mesofílica. Entretanto, o ideal é que o lodo apresente ampla diversidade microbiana, imprescindível para possibilitar a presença de microrganismos termotolerantes.

No processo de adaptação do inóculo mesofílico às condições termofílicas, a população mesofílica é gradualmente substituída por microrganismos termófilos (RIBAS, 2006; PAP et al., 2015).

Nesse sentido, Pap et al. (2015, p. 377, “tradução nossa”) complementam que:

A reorganização da comunidade microbiana anaeróbica mesofílica ocorre em resposta a elevação de temperatura. A comunidade termofílica estável passa a existir sem a adição de inóculo, e a recomposição é direcionada pelo aumento de temperatura como pressão de seleção. A mudança de temperatura desestabiliza o sistema de digestão anaeróbica observado pelo aumento do nível dos ácidos graxos voláteis e diminuição do rendimento de biogás.

Além disso, em termos de diversidade microbiana, resulta numa grupo de menor complexidade, havendo a completa reestruturação da comunidade. Diversos microrganismos metanogênicos desaparecem enquanto outros começam a aumentar sua população como as metanogênicas *Methanobrevibacter arboriphilus* e *Methanobacterium thermoautotrophicum* (RIBAS, 2006). “Sob condições termofílicas há o aumento das metanogênicas hidrogenotróficas bem como elevado nível de Fe-hidrogenases e bactérias produtoras de hidrogênio” (PAP et al., 2015, p. 379, “tradução nossa”).

De acordo com a pesquisa de Pap et al. (2015), que acompanharam a transformação dos ecossistemas microbianos durante a digestão anaeróbica em resposta a adaptação a temperatura, a composição bacteriana, após aumento gradual da temperatura, praticamente não sofreu alteração ao atingir 55°C. Segundo eles, a reestruturação ocorreu 60 dias após alcançar a temperatura final e foi dominada pelo filo *Firmicutes* (66,5% do total de bactérias). Dentro da comunidade arquea metanogênica as *Methanosarcina* tornaram-se o gênero mais abundante (28,3%), juntamente com os gêneros *Methanothermobacter* (19,3%) e *Methanoculleus* (20,1%). Ainda, conforme a observação dos autores, sob condições termofílicas, houve um domínio das metanogênicas hidrogenotróficas por meio do aumento abundante na produção de hidrogênio pelas Fe-hidrogenases sintrófica e bactérias fermentativas.

Da mesma forma, Liu et al. (2009), que estudaram a comunidade microbiana responsável pela digestão dos resíduos sob condições termofílicas (53°C), já haviam verificado que as espécies *Methanoculleus* e *Methanosarcina* foram os metanógenos responsáveis pela produção de metano a partir dos resíduos estudados. E as espécies bacterianas do filo *Firmicutes* haviam sido as bactérias dominantes responsáveis pela digestão dos mesmos.

Já Yu et al. (2014), que entre outras coisas, investigaram a composição da comunidade Arquea metanogênica no reator anaeróbio sob condições mesofílicas (35 a 37°C) e termofílicas (55 a 57°C); relataram que ambas temperaturas exibiram uma limitada diversidade de microrganismos. Observaram que as famílias *Methanobacteriales* e *Methanosarcinales* (gênero *Methanosarcina*, por exemplo) exerceram domínio nos dois processos. Sob condições termofílicas o gênero *Methanothermobacter* foi dominante. Afirmaram, ainda, que “além das temperaturas operacionais, os OLRs, a concentração de acetato, e a presença de substratos essenciais, como propionato também afetou a composição da comunidade Arquea metanogênica” (YU et al., 2014, p. 54, “tradução nossa”).

Nesse sentido, Montañés et al.(2015) corroboram afirmando que, além da temperatura, o valor de pH implica significativamente na velocidade de crescimento e na composição da comunidade microbiana durante o processo de digestão.

Ribas (2006, p. 20) reforça, ainda, que a estabilidade do inóculo termofílico formado “dependerá da sua diversidade microbiana, da concentração de substrato no reator e da estrutura da biomassa, que pode ser do tipo granular ou dispersa”. Sendo que a atividade do lodo granular é restrita pela difusão do substrato no interior do grânulo.

À vista disso, diversas pesquisas direcionaram esforços na busca por estratégias a fim de viabilizar o desenvolvimento de uma população microbiana, capaz de se desenvolver sob condições termofílicas, a partir da alteração da temperatura operacional de reatores (RIBAS, 2006). Nesse contexto, a Tabela 3.2, reúne alguns trabalhos que realizaram o desenvolvimento de inóculo termofílico a partir de diferentes tipos de inóculo.

Tabela 3.2 Principais características de inóculos usados na partida de reatores termofílicos de alguns trabalhos.

Tipo inóculo	Substrato utilizado	Estratégia adaptação	Duração (d)	Referência
Lodo ETE ¹ + UASB	Metanol 30%	32 → 55°C (direto)	45	BALAGUER <i>et al.</i> (1991)
Lodo anaeróbio ETE ¹ + EB ²	Vinhaça cana	Mesofilia → 55°C (direto)	150	SOUZA <i>et al.</i> (1992)
UASB	Acetato + Sacarose	55 → 65°C (direto)	60	UEMURA & HARADA (1993)
75% Lodo ETE ¹ + 25% EB ²	Resíduos sólidos urbano	37 → 55°C – 2 g_{NaHCO_3}/L	70	GRIFFIN <i>et al.</i> (1998)
Lodo ETE ¹	Esgoto doméstico	38 → 55°C – 4°C.d ⁻¹	300	ZABRANSKÁ <i>et al.</i> (2002)
Lodo anaeróbio (13 g_{sv}/L)	Lodo de ETE ¹	37 → 55°C (direto)	210	BOUSKOVA <i>et al.</i> (2005)
Lodo anaeróbio	Lodo de ETE ¹	37 → 55°C (direto)	30	SIL VESTRE <i>et al.</i> (2014)
Efluente digerido ETE ¹	Lodo ativado + FORSU ³	Mesofilia → 55°C (direto)	302	CAVINATO <i>et al.</i> (2010 e 2013)
Lodo anaeróbio	Efluente pecuário + culturas energéticas + agrosólidos	35 → 55°C – em 24h	15	GIULIANO <i>et al.</i> (2013)
Lodo anaeróbio	Silagem de milho	41 → 55°C – em 48h	60	PAP <i>et al.</i> (2015)
		37 → 55°C – 0,9°C.d ⁻¹	80	

ETE¹: estação de tratamento de esgoto; EB²: estrume bovino; FORSU³: fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.
 Fonte: Adaptado de Ribas (2006).

A análise da tabela 3.2 nos permite verificar que alguns autores testaram o desenvolvimento da comunidade microbiana termofílica pelo incremento direto da temperatura de trabalho desejada, enquanto outros preferiram apostar na elevação de forma gradual. Zabranská et al. (2002) e Bouskova et al. (2005), por exemplo, dedicaram-se a comparação das duas estratégias de adaptação, sendo que em ambas as pesquisas a estratégia de aumento brusco da temperatura requereu menor tempo para adaptação dos microrganismos em comparação ao reator que teve aumento gradual.

Observa-se, ainda, que a maioria dos trabalhos analisados partem de lodo anaeróbico mesofílico, entretanto alguns optam por outras fontes ou até mesmo pela mistura de fontes distintas para composição do inóculo. Da mesma forma, o tempo necessário para o desenvolvimento de microrganismos ativos e o substrato utilizado para desenvolvimento e/ou manutenção dos mesmos são variáveis.

Contudo, por meio das informações compiladas na tabela verifica-se que, na ausência de inóculo adaptado as condições termofílicas, existe a alternativa de desenvolvimento do mesmo. Ainda, que não haja uma forma única para o desenvolvimento de inóculo termofílico e sim uma diversidade de possibilidades.

3.4 RESÍDUOS DE FRUTAS E VERDURAS E LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto é um resíduo produzido nas estações de tratamento de águas residuárias que apresenta baixa biodegradabilidade. Atualmente, é uma prática comum a digestão anaeróbia do lodo nas ETE para produção de biogás, que além de possibilitar a redução dos custos com o descarte é uma solução ambientalmente sustentável (MARAGKAKI et al., 2017). Em virtude da baixa conversão (40-50%) de sólidos voláteis em biogás, a maioria dos digestores opera com um longo TRH (20-25 dias). Na busca por melhores resultados, estratégias de pré-tratamento químico, térmico, biológico e mecânico tem sido sugeridas (GROSSER e NECZAJ, 2016).

A digestão termofílica também é uma possibilidade, utilizada para aumentar o rendimento de biogás uma vez que aumenta a taxa de hidrólise (VRIEZE et al., 2016). Da mesma forma, o aumento da biodegradação do lodo de esgoto pode ser obtido por meio de sua codigestão com outros resíduos biodegradáveis. O processo de coDA do lodo de esgoto, além de permitir a diluição de compostos tóxicos, a

melhoria do equilíbrio de nutrientes e o aumento da matéria orgânica biodegradável, possibilita o aumento da carga orgânica e, conseqüentemente, observa-se maior produção de biogás (GROSSER e NECZAJ, 2016).

Nesse sentido, a adição de co-substratos ricos em matéria orgânica na entrada dos digestores existentes melhora a biodegradabilidade global do sistema sem aumentar consideravelmente o tempo de retenção hidráulica e produzindo quantidades expressivas de energia (MARAGKAKI et al., 2017).

Já os resíduos de frutas e vegetais são produzidos em quantidades significativas ao longo de sua cadeia produtiva. Sua geração, além de aumentar os custos de transporte e descarte, quando dispostos em aterros, no processo de biodegradação natural, produzem lixiviado e gases de efeito estufa (PAVI et al., 2017).

Além de a monodigestão anaeróbia dos resíduos de frutas e verduras (RFV) ser um obstáculo à atividade metanogênica, devido a acidificação rápida da biomassa promovida pela biodegradação do elevado teor de carboidratos (PAVI et al., 2017). É considerado um substrato pobre nutricionalmente com baixa relação C/N (HAGOS et al., 2016). Nessa perspectiva, a utilização de tais resíduos num processo de co-digestão possibilitaria a complementação nutricional, o controle de estabilidade e a maximização da produção de biogás (PAVI et al., 2017).

A Tabela 3.3 apresenta os resultados, relatados em uma série de trabalhos, que foram obtidos a partir da monodigestão de lodo de esgoto e de resíduos de alimentos sob condições mesofílicas e termofílicas.

Tabela 3.3 Rendimentos de biogás obtidos na monodigestão de lodo de esgoto e resíduos de alimentos de alguns trabalhos.

Resíduo	Temperatura (°C)	Rendimentos obtidos	Referência
Lodo de Esgoto	37	181 mL _{CH₄} /g _{SV}	GROSSER & NECZAJ (2016)
	33	451 ± 12 mL _{N_biogás} /g _{SV}	CAPORGNO et al. (2015)
	35	255 mL _{CH₄} /g _{SV}	MONTAÑÉS et al.(2015)
	37	390 mL _{N_biogás} /g _{SV}	NEITZEL (2015)
	35	350 ± 70 mL _{CH₄} /g _{SV}	WANG et al. (2014)
	35	150 mL _{biogás} /g _{SV}	CAVINATO et al. (2010)
	50	566 ± 5 mL _{N_biogás} /g _{SV}	CAPORGNO et al. (2015)
	55	28,2 mL _{CH₄} /g _{SV}	MONTAÑÉS et al.(2015)
	55	354 mL _{CH₄} /g _{SV}	SILVESTRE et al (2014)
	55	340 ± 60 mL _{CH₄} /g _{SV}	WANG et al. (2014)
Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos	55	570 mL _{biogás} /g _{SV}	CAVINATO et al. (2010)
Resíduos de Frutas e Verduras	55	317 mL _{N_biogás} /g _{SV}	MARTÍN-GONZÁLEZ et al. (2011)
	35	215 mL _{N_biogás} /g _{SV}	PAVI et al. (2017)
Resíduos de alimentos	35	350 mL _{N_biogás} /g _{SV}	NEITZEL (2015)
	37	689 mL _{N_biogás} /g _{SV}	LJU et al. (2009)

Fonte: A Autora

A apreciação da Tabela 3.3 permite verificar que com exceção das pesquisas realizadas por Cavinato et al. (2010) sob condições mesofílicas (35°C) e de Montañés et al. (2015) em termofilia (55°C), que obtiveram, a partir de lodo de esgoto de ETE, volumes de biogás consideravelmente mais baixos, os demais resultados demonstram que o rendimento de biogás a partir de tal resíduo oscila entre 250 e 600 mL_N/g_{SV}. Entretanto, é importante destacar que as características do substrato e inóculo refletem diretamente na taxa de produção de biogás e/ou gás metano (Montañés et al., 2015).

Essa variação nos resultados a partir de um mesmo tipo de resíduo se deve em função da diversidade de características individuais de cada substrato e inóculo utilizados. O resultado encontrado por Cavinato et al. (2010), por exemplo, foi obtido na partida do reator, possivelmente a microbiota não estava adaptada a degradação desse resíduo e/ou a atividade dos microrganismos era baixa. No caso de Montañés et al. (2015), que entre outros objetivos investigou os efeitos das variações de temperatura na digestão anaeróbica, embora só mencione que utilizaram a mesma fonte de inóculo, subentende-se que o mesmo tenha sido adaptado às condições termofílicas (de 35°C para 55°C), pelos autores para a realização desse estudo e ao longo do mesmo confirmam menor atividade sob condições termofílicas.

Quanto ao volume de biogás obtido a partir da degradação de Resíduos de Frutas e Verduras a variabilidade nos valores encontrados é grande. Neitzel (2015) apud Lorenz et al. (2013) já havia relatado que o PPB de tal resíduo poderia oscilar de 300 a 650 mL_N/g_{SV}. Porém, se considerarmos os trabalhos elencados na Tabela 3.3, verificamos que o rendimento de biogás pode variar entre 200 e 900 mL_N/g_{SV}. Todavia, se os resultados obtidos a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), que apresentam características semelhantes, for ignorado, o rendimento de biogás relatado pelos demais trabalhos listados poderá oscilar entre 350 e 900 mL_N/g_{SV}.

3.5 VANTAGENS E INCONVENIENTES DO TRATAMENTO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO

Recentemente, a DA termofílica tem recebido maior ênfase, sendo que vários estudos têm indicado que a faixa de temperaturas termofílicas é preferível para processos de codigestão anaeróbia causados pelo seu desempenho superior a digestão mesofílica (GIULIANO et al., 2013; WANG, et al., 2014).

A elevação da temperatura, para condições termofílicas aumenta a velocidade de crescimento da população microbiana, em especial das metanogênicas, e acelera as reações bioquímicas envolvidas no processo (JUNIOR, 2013; SILVESTRE et al., 2014; MONTAÑÉS et al., 2015; PAP et al., 2015; ZHANG et al., 2015; VRIEZE et al., 2016). E, embora menos diversa, apresenta maior eficiência na degradação da matéria orgânica (YU et al., 2014), requerendo, dessa forma, menor tempo de inicialização, podendo conduzir a uma melhor qualidade do efluente e a alta taxa de conversão refletida no rendimento de biogás (CAVINATO et al., 2010; MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2011; JUNIOR, 2013; ZHANG, et al., 2014).

Conseqüentemente, o processo termofílico permite o uso de reatores menores e/ou baixos tempos de retenção hidráulica (RIBAS, 2006; VRIEZE et al., 2016) com eficiência para tratar cargas maiores de resíduos em menos tempo (MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2011; SILVESTRE et al., 2014; MONTAÑÉS et al., 2015; PAP et al., 2015), sendo, dessa forma, mais tolerante a sobrecargas orgânicas do que a mesofílica (RIBAS, 2006).

Ainda, em comparação ao processo de degradação anaeróbia mesofílica, as condições termófilas aumentam a hidrólise de compostos orgânicos complexos e reduz a formação de espuma (ZHANG et al., 2015). Nesse sentido, Giuliano et al. (2013) concluíram em sua pesquisa que, para a maioria dos substratos estudados, a etapa de hidrólise apresentou velocidade 10% mais elevada na faixa termofílica (55°C) do que sob condições mesofílicas (37°C), sendo mais indicada para a produção de metano.

Outra vantagem é a destruição de uma maior proporção de microrganismos patogênicos presentes nos resíduos orgânicos (ASTALS et al., 2013; YU et al., 2014; ZHANG, et al., 2014; MONTAÑÉS et al., 2015; VRIEZE et al., 2016), que, segundo Fernandes (2013), a 55°C atinge 99,999%, e conduzem a uma melhor higienização dos resíduos sólidos possibilitando utilização como fertilizante para a agricultura (RIBAS, 2006; MARTÍN-GONZÁLEZ et al., 2011; ASTALS et al., 2013).

Entretanto, apesar de todas as vantagens observadas sob condições termofílicas, é um processo mais difícil para controlar e otimizar (MONTAÑÉS et al., 2015), além de proporcionar um efluente de pior qualidade (DQO mais solúvel) (VRIEZE et al., 2016).

De acordo com Fernandes (2013, p. 11), o processo “implica o uso de tecnologias mais caras, necessita de mais energia para

manutenção da temperatura de digestão, um maior grau de monitoramento e mais cuidado na operação”. Além do mais, as metanogênicas termófilas não admitem alterações significativas de temperatura. Para manter a digestão estável, no regime termofílico, é necessário que a faixa de variação de temperatura seja menor que 1°C/dia a fim de evitar que o metabolismo dos microrganismos seja perturbado e conduza a falhas no processo e conseqüentemente reduza o expressivamente o rendimento de biogás (FERNANDES, 2013; ZHANG, et al., 2014; MONTAÑÉS et al., 2015).

Os microrganismos metanogênicos também são mais sensíveis ao amoníaco (FERNANDES, 2013; GIULIANO et al., 2013), podendo ser inibidos quando submetidos a elevados níveis de amônia e ácidos graxos voláteis, que estão associados com a diminuição no desempenho do reator (RIBAS, 2006). Elevada concentração de amônia pode resultar na transição da metanogênese acetoclástica para a associação sintrófica da oxidação do acetato principalmente relacionada a metanogênese hidrogenotrófica (GIULIANO et al., 2013; PAP et al., 2015).

A variação de pH também pode interferir no processo (FERNANDES, 2013), sendo que em condições termofílicas, o pH tende a ser mais elevado devido à solubilidade mais baixa de CO₂ (JUNIOR, 2013). De certa forma, essa elevação do pH contribui para o desenvolvimento das populações metanogênicas em sistemas de digestão anaeróbia (MONTAÑÉS et al., 2015), sendo que o valor ótimo situa-se na faixa de 7-8 (FERNANDES, 2013).

Além de tudo, se não tiver disponibilidade de inóculo termofílico, haverá necessidade da adaptação da biomassa por meio da aclimação à temperatura desejada e, logo, a produção estável de biogás levará um tempo maior para ser atingida (SILVESTRE et al., 2014).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 INÓCULOS

4.1.1 Inóculo de lodo granular

O lodo granular utilizado como inóculo nos ensaios em batelada foi obtido a partir do reator UASB em larga escala, operado sob condições mesofílicas na temperatura de 30°C, da empresa Duas Rodas, localizada na cidade de Jaraguá do Sul, Santa Catarina, Brasil.

A adaptação para condições termofílicas foi conseguida pelo aumento gradual na temperatura a um incremento médio de 0,9°C.d⁻¹ até atingir 55°C, conforme realizado anteriormente por Pap et al. (2015). Durante a realização dos ensaios, o reator com aproximadamente 14 litros de inóculo adaptado, foi mantido num pH em torno de 8,0, sob condições termofílicas de 55 ± 1 °C, com auxílio de um banho Maria Dubnoff SL-157 da marca SOLAB. O volume constante do reator foi mantido pela operação diária de retirada de 1 (um) litro de sobrenadante seguido da alimentação de igual volume de uma solução sintética de Acetato de Sódio (CH₃COONa), utilizada como substrato, numa carga orgânica de 0,5 g_{DQO}.L⁻¹.d⁻¹.

4.1.2 Inóculo de lodo disperso

O lodo disperso utilizado como inóculo nos ensaios em batelada foi obtido a partir de uma fração mantida por Neitzel (2015) num reator em escala de laboratório a 37°C, originário a partir do biodigestor de dejetos animais, operado sob condições mesofílicas na temperatura de 37°C, da unidade da EMBRAPA Suínos e Aves localizada na cidade de Concórdia, Santa Catarina, Brasil.

Da mesma forma que o inóculo de lodo granular, a adaptação para condições termofílicas foi conseguida pelo aumento gradual na temperatura.

Durante a realização dos ensaios, o reator com inóculo adaptado, em escala de laboratório, foi mantido num pH em torno de 8,0, sob condições termofílicas, 55 ± 1°C, com auxílio de um banho Maria Dubnoff SL-157 da marca SOLAB. A alimentação diária foi composta de uma mistura nutricional contendo: 60% de ração para aves; 25% de leite em pó e 15% de óleo de soja, em massa, conforme orientação de

Steinmetz (2016). A mistura nutricional foi então, dispersa em água destilada, perfazendo um volume de 20 mL, adicionada numa carga orgânica de $0,3 \text{ kg}_{SV}/\text{m}^3_{\text{inóculo}}$, seguida pela remoção de igual volume de lodo.

4.2 SUBSTRATOS

Foram utilizados dois tipos de substratos distintos, frações das coletas realizadas em setembro de 2014 por Neitzel (2015) (para fins de comparação), a fim de verificar o potencial de produção de biogás a partir de diferentes proporções de mistura na codigestão de ambos.

4.2.1 Resíduos de frutas e verduras

Os Resíduos de Frutas e Verduras (RFV) utilizados como co-substrato foram coletados a partir da Central de Abastecimento do Estado de Santa Catarina S/A – CEASA/SC do município de São José, Santa Catarina, Brasil. Foi coletado um volume de resíduos manualmente e de forma aleatória a partir dos refugos segregados para fins de descarte. A amostra composta qualitativamente por: abacaxi, batata, berinjela, brócolis, caqui, cebola, limão, laranja, mamão, manga, melancia, melão, milho, ovos, pepino, pimenta calabresa, repolho, tomate, entre outros; foi conduzida ao laboratório e triturada em liquidificador doméstico para fins de redução do tamanho de partícula. Após homogeneização, o substrato triturado foi fracionado em garrafas PET de quinhentos mililitros (500 mL) e armazenado em freezer horizontal da marca Eletrolux H500, a temperatura de vinte graus negativos (-20°C), para evitar a sua degradação à temperatura ambiente e para assegurar a manutenção constante da composição das amostras ao longo dos ensaios.

4.2.2 Resíduos de lodos de esgoto primários

O Lodo de Esgoto Primário foi coletado a partir do tanque equalizador da Estação de Tratamento de Esgotos do bairro de Lagoa da Conceição, em Florianópolis. A amostra foi conduzida ao laboratório, homogeneizada, fracionada em garrafas PET de quinhentos mililitros (500 mL) e posteriormente mantida congelada (-20°C), em freezer horizontal da marca Eletrolux H500, para evitar alterações em sua composição.

4.3 SISTEMA DE MANUTENÇÃO DOS INÓCULOS

O sistema de manutenção de ambos os inóculos consistiu de reatores hermeticamente fechados e interligados aos respectivos gasômetros, conforme pode-se observar na Figura 4.1 abaixo.

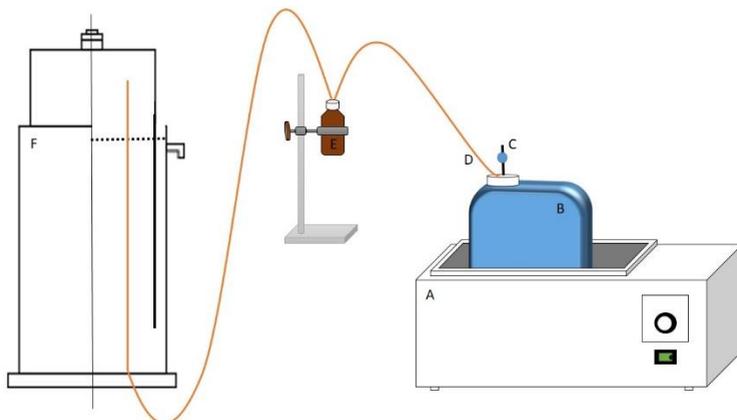


Figura 4.1 Desenho esquemático do sistema de manutenção dos inóculos.

De acordo com a Figura 4.1, o componente A corresponde ao banho Maria utilizado para manutenção da temperatura do reator; B é o reator propriamente dito, dentro dele foi mantido o inóculo. O reator foi constituído de um frasco de polietileno com capacidade de 20 (vinte) litros, totalmente vedado e contendo duas mangueiras conectadas pela tampa, sendo uma de entrada (C) destinada a alimentação e outra de saída de gás (D) conectada ao gasômetro (F). Entre o reator e o gasômetro foi interligado um frasco de segurança (E), uma espécie de pulmão para evitar eventual carregamento de inóculo para o gasômetro. O gasômetro foi construído a partir de dois cilindros de diâmetros diferentes. O cilindro externo foi fechado na extremidade inferior e preenchido com um líquido selante preparado segundo a norma DIN 38414-8 (solução constituída por 30 mL de Ácido Sulfúrico, 200 g de sulfato de sódio decahidratado e algumas gotas de indicador alaranjado de metila). Já o cilindro interno, de diâmetro ligeiramente menor que o anterior, com a extremidade superior fechada foi mergulhado dentro da solução formando uma espécie de êmbolo. Este sistema é normalmente chamado de gasômetro de cúpula flutuante e possui pressão de operação constante, ou seja, à medida que o volume de gás produzido não é

consumido de imediato, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, aumentando o volume do mesmo, portanto, mantendo a pressão no interior deste constante.

Para verificação da atividade foi realizado o acompanhamento diário do biogás produzido, por meio da leitura do deslocamento do êmbolo dos gasômetros.

4.4 ENSAIOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS (PPB)

Os ensaios para a determinação do Potencial de Produção de Biogás foram conduzidos em regime batelada, sob condições termofílicas, na faixa de 55 ± 1 °C. A determinação do PPB foi realizada baseando-se na metodologia prevista pela norma VDI 4630. A VDI 4630 é uma norma europeia que estabelece diretrizes para avaliar a fermentabilidade de materiais orgânicos, caracterização do substrato, amostragem, coleta de dados materiais, testes de fermentação e os equipamentos e aparelhos necessários para as configurações de teste correspondentes.

Portanto, previamente aos ensaios, ambos os inóculos foram submetidos a uma etapa de repouso sem alimentação por aproximadamente uma semana, a fim de reduzir a produção de biogás a partir de eventual substrato remanescente, conforme preconizado pela norma.

Considerando-se as opções de aparatos experimentais disponíveis na VDI 4630 para a medição de biogás formado, bem como as dificuldades experimentais encontradas em função da temperatura de trabalho, foi realizada a adaptação do sistema de medição de volume de gás com um instrumento de medição de pressão de gás. Entretanto, em virtude da indisponibilidade dos transdutores de pressão, realizou-se o acúmulo de gás nos reatores por períodos de 24 horas e utilizou-se uma seringa de vidro esmerilhada para aliviar a pressão acumulada e realizar a medição do volume de biogás produzido em cada período.

A adaptação realizada no sistema de medição sugerido pela norma é apresentada na Figura 4.2.

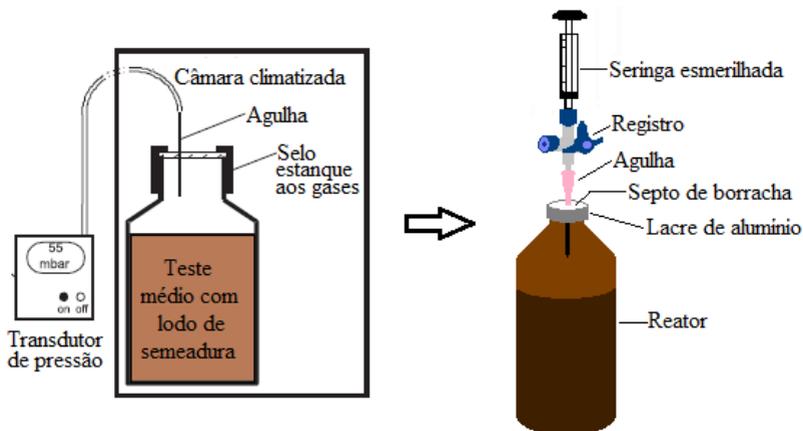


Figura 4.2 Sistema experimental recomendado pela norma VDI 4630 e sistema adaptado utilizado nos ensaios.

De acordo com o preconizado pela norma, foram considerados alguns aspectos, tal como a realização dos ensaios em triplicata. A fim de determinar a influência do biogás produzido pelo inóculo ou pela matéria orgânica remanescente no mesmo, foram conduzidos ensaios contendo somente inóculo paralelamente aos testes com as amostras.

Da mesma forma, com a finalidade de validar os ensaios, foi realizada, simultaneamente, a digestão da Celulose Microcristalina (substrato de referência), marca Synth. A celulose é um substrato de composição e Potencial de Produção de Biogás conhecidos, utilizada para avaliar a atividade metanogênica do inóculo. Após 100% de conversão ela deve produzir entre 740 a 750 mL_N/g_{SV} de biogás. Embora a obtenção de pelo menos 80% desse volume seja o suficiente para considerar a atividade do inóculo apropriado para o ensaio (VDI, 2006).

Ainda, conforme a norma, o teor de sólidos voláteis do inóculo deve ser maior que 50% em massa dos ST para ser considerado adequado. Sendo que o reator deve possuir de 1,5 a 2%, em massa, de SV de inóculo. Portanto, para o reator utilizado nos ensaios, de volume útil de 200 mL, 3,5 g de sólidos voláteis de inóculo foram utilizados em cada ensaio. Como a orientação é de que a relação $SV_{substrato}/SV_{inóculo}$ seja menor ou igual a 0,5, em cada ensaio, utilizou-se 1 g de SV de substrato, obtendo-se uma relação de 0,286.

Considerando o exposto anteriormente, foram conduzidas duas séries de ensaios em batelada utilizando, separadamente, os dois tipos de

inóculos adaptados. Ambas as avaliações do potencial de produção de biogás foram realizadas nas proporções apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4. 1 Ensaios de Potencial de Produção de Biogás – proporções de misturas avaliadas com cada inóculo.

Triplicata	Inóculo (g _{SV})	Substrato – 1g _{SV}		
		Celulose microcristalina (%)	RFV (%)	LE (%)
01	3,5	---	---	---
02	3,5	100,0	---	---
03	3,5	---	100,0	---
04	3,5	---	---	100,0
05	3,5	---	50,0	50,0
06	3,5	---	87,5	12,5
07	3,5	---	12,5	87,5
08	3,5	---	10,0	90,0
09	3,5	---	15,0	85,0

Cada série consistiu em nove ensaios, e cada ensaio foi realizado em triplicata. Ambas as séries foram conduzidas empregando frascos de vidro âmbar tipo penicilina de 250 mL como reator, com volume de trabalho de 200 mL e o volume de headspace de 50 mL. Os frascos foram carregados com 3,5 g_{SV} de inóculo, 1 g_{SV} de substrato e avolumados até 200 mL pela adição de água destilada pré-aquecida ($\approx 55^{\circ}\text{C}$). O pH foi ajustado em torno de 7,0 com algumas gotas de ácido clorídrico 1M. Todos os frascos foram purgados com nitrogênio gasoso (N₂) durante aproximadamente 5 minutos para manter condições anaeróbias apropriadas. Os frascos de soro foram fechados firmemente com septo de borracha e lacre de alumínio, conduzidos e mantidos, durante todo o período do ensaio, numa incubadora B.O.D. da marca Solab SL 200/364 na temperatura de $55 \pm 1^{\circ}\text{C}$. Dentre as nove triplicatas dos ensaios de cada série, uma foi o controle de inóculo (branco) constituído somente por inóculo e avolumado com água destilada pré-aquecida ($\approx 55^{\circ}\text{C}$), ou seja, sem adição de substrato. Outra, utilizando a celulose microcristalina como substrato, empregada como padrão de referência, para certificação da atividade do inóculo. A Figura 4.3, a seguir, apresenta a fotografia do sistema experimental montado.



Figura 4.3 Fotografia do sistema experimental – ensaios de PPB.

As leituras do volume de biogás produzido, para cada reator, foram realizadas diariamente durante todo o período experimental, sendo que os reatores foram previamente agitados manualmente a fim de proporcionar melhor contato entre o substrato e o inóculo além de favorecer, também, o desprendimento de biogás do meio líquido. Essas medições foram conseguidas pela conexão de uma seringa de vidro esmerilhada, com capacidade de 50 mL, no registro presente no topo de cada reator. Dessa forma, a abertura do registro, a fim de atingir o equilíbrio de pressão, proporcionava o deslocamento do embolo da seringa, de acordo com a representação da Figura 4.4. Além disso, com a finalidade de correção do volume lido para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP), os dados de pressão atmosférica foram registrados também com frequência diária.

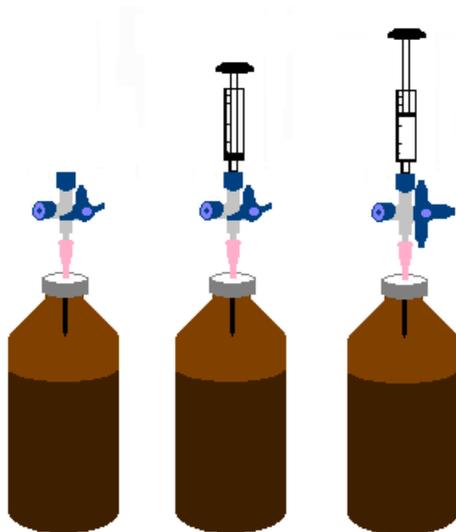


Figura 4.4 Esquema do sistema experimental utilizado – demonstração do processo de medição de biogás por meio da utilização da seringa.

4.5 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

Todos os ensaios foram realizados em triplicata para cada amostra. Sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) foram realizados de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WPCF, 1995).

4.5.1 Sólidos totais

Para determinação dos ST as amostras foram pesadas em cadinho de porcelana, previamente seco em mufla da marca QUIMIS a 550 ± 50 °C, e posteriormente, secas numa estufa de secagem e esterilização da marca Brasdonto – modelo 4, à $103-105^{\circ}\text{C}$ por 24 horas, até peso constante. O cálculo do teor de sólidos totais foi determinado a partir da Equação 2.

$$\text{Sólidos Totais} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{m_3 - m_2}{m_1} \quad \text{Equação 2}$$

4.5.2 Sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos

Os cadinhos com as amostras utilizados previamente na determinação dos Sólidos Totais foram submetidos à calcinação a 550 ± 50 °C durante 2 horas na mufla. Posteriormente, as amostras foram transferidas para o dessecador até equilíbrio com a temperatura ambiente, sendo então, pesadas numa balança analítica Radwag AS 220/C/2 com desvio de 0,1mg. Os Sólidos Totais Voláteis (STV) correspondem à fração orgânica que, nessa temperatura, é oxidada e eliminada na forma gasosa, enquanto que a fração inorgânica que permanece como resíduo nos cadinhos em forma de cinzas é conhecida como Sólidos Totais Fixos (STF). Os STF e STV foram calculados de acordo com as equações 3 e 4, respectivamente.

$$\text{Sólidos Totais Fixos} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{(m_4 - m_2)}{(m_1)} \quad \text{Equação 3}$$

$$\text{Sólidos Totais Voláteis} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{(m_3 - m_4)}{(m_1)} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

m_1 = massa da amostra (kg)

m_2 = massa do cadinho (g)

m_3 = massa do cadinho + massa da amostra seca (g)

m_4 = massa do cadinho + massa das cinzas (g)

4.5.3 pH

De acordo com o indicado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012), as análises de pH foram realizadas sempre após a calibração do equipamento. A fim de corrigir a leitura do pHmetro em relação à temperatura, utilizou-se o dispositivo de compensação de temperatura em conjunto com o eletrodo de vidro. Para a série de ensaios realizada com inóculo granular o pH foi determinado no início e fim dos experimentos, já para a série com inóculo disperso a análise de pH foi realizada somente no início da batelada.

4.6 TRATAMENTO DOS DADOS

Diariamente, durante o acompanhamento dos reatores das séries de ensaios, foram coletadas informações, tais como, volume deslocado na seringa, temperatura e pressão atmosférica. Os quais foram utilizados para a determinação do volume de biogás produzido em condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

Para o cálculo da produção específica de biogás utilizou-se a Equação 5, disponível na norma VDI 4630:

$$V_0 = \frac{V_b \times (p_L - p_W) \times T_0}{p_0 \times T} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

V_0 = volume normalizado de biogás (mL);

V_b = volume de gás medido (mL);

p_L = pressão atmosférica no momento da leitura (mbar);

p_W = pressão de vapor relativa à temperatura ambiente (mbar);

T_0 = temperatura normal (273 K);

p_0 = pressão normal (1013 mbar);

T = temperatura ambiente (K).

Para fins de padronização e conforme orienta a norma VDI 4630, a produção específica de biogás foi calculada e apresentada estabelecendo a relação entre o volume de biogás acumulado e a quantidade de sólidos voláteis de substrato alimentado no reator, expresso em mL_N/g_{SV} .

Da mesma forma, para monitoramento de ambos os reatores de manutenção dos inóculos, foram coletados, diariamente, dados relativos a altura deslocada pelo êmbolo dos gasômetros, temperatura ambiente e pressão atmosférica. A altura deslocada pelo êmbolo foi utilizada para obtenção do volume de biogás convertido a partir da carga alimentada no reator conforme a Equação 6.

$$V_{cilindro} = A_{base} \times h \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

$V_{cilindro}$ = volume interno do êmbolo do gasômetro (cm^3)

A_{base} = área da base do êmbolo (cm^2)

h = altura deslocada do êmbolo (cm)

Posteriormente esse volume foi convertido para as CNTP por meio da Equação 7.

$$V_{CNTP} = \frac{P_{amb} \times V_{amb} \times T_{CNTP}}{T_{amb} \times P_{CNTP}} \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

V_{CNTP} = volume nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (L)

P_{amb} = pressão atmosférica (mbar)

V_{amb} = volume de gás medido (L)

T_{CNTP} = temperatura nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (273K)

T_{amb} = temperatura ambiente (K)

P_{CNTP} = pressão nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (1013 mbar)

Para efetuar essa conversão foi necessário realizar o cálculo da pressão em que o gás estava submetido, a temperatura ambiente, no momento de cada leitura. A pressão do biogás pode ser calculada pela Equação 8.

$$P_{gás} = \frac{F_{gás}}{A_{base}} \quad \text{Equação 8}$$

Considerando que:

$$A_{base} = \pi \times r^2 \quad \text{Equação 9}$$

$$F_{gás} = F_{atm} + F_{peso} - E \quad \text{Equação 10}$$

$$E = \delta_{líquido} \times g \times V_{submerso} \quad \text{Equação 11}$$

Incorporando as Equações 9,10 e 11 na Equação 8, obtém-se a Equação 12:

$$P_{gás} = \frac{F_{atm} + F_{peso} - (\delta_{líquido} \times g \times V_{submerso})}{\pi \times r^2} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

$P_{gás}$ = pressão do gás no interior do êmbolo (hPa);

F_{atm} = força exercida pela atmosfera no êmbolo do gasômetro (kg.m/s²);

F_{peso} = força peso exercida pela fração de peso do êmbolo que deslocou para fora do líquido selante (kg.m/s²);

$\delta_{líquido}$ = densidade do líquido selante (kg/m³);

g = força da gravidade (kg.m/s²);

$V_{submerso}$ = volume do êmbolo que permanece submersa na solução selante (m³);

r = raio do cilindro do êmbolo (m);

E = força de empuxo (kg.m/s²);

Embora os valores das forças peso e de empuxo fossem pequenas, ainda assim, foram consideradas na determinação da pressão do gás a temperatura ambiente.

5 RESULTADOS

5.1 DESENVOLVIMENTO DE INÓCULO ANAERÓBIO TERMOFÍLICO A PARTIR DE LODO ANAERÓBIO MESOFÍLICO

Em virtude da indisponibilidade de inóculo anaeróbio termofílico para realização da pesquisa, foi necessário o desenvolvimento dos microrganismos sob condições termofílicas. Para isso, partiu-se da aclimação de lodo anaeróbico mesofílico, conforme sugerido e/ou realizado em alguns trabalhos (CAVINATO *et al.*, 2010; ASTALS *et al.*, 2013; GIULIANO *et al.*, 2013; PAP *et al.*, 2015). O desenvolvimento, aclimação e manutenção do inóculo foram conduzidos nos laboratórios de pesquisa do Instituto Federal Catarinense campus Santa Rosa do Sul, no município de Santa Rosa do Sul/SC.

Ambos, inóculo granular e disperso, foram aclimatados, às condições termofílicas, pelo aumento gradual da temperatura a uma taxa de aproximadamente 0,9°C/dia até alcançarem 55 ± 1 °C. A partir do momento em que atingiram a temperatura de trabalho, os dois reatores, foram mantidos até o término dos experimentos aclimatados e alimentados.

No sistema apresentado na Figura 4.1, exibida anteriormente, o gás formado no reator, a fim de manter a pressão constante, deslocava o êmbolo do gasômetro para cima. Esse deslocamento foi acompanhado e zerado diariamente, e por meio das equações 6 a 12 permitiram o cálculo do volume de biogás liberado a partir da decomposição da carga alimentada nos reatores de manutenção do inóculo. Dessa forma, em comparação ao volume teórico esperado a partir do conteúdo de alimentação foi possível acompanhar e/ou verificar a atividade dos microrganismos. As Figuras 5.1 e 5.2, exibem os gráficos dos 125 dias prévios aos ensaios referentes ao acompanhamento do volume diário de biogás produzido na manutenção dos inóculos.

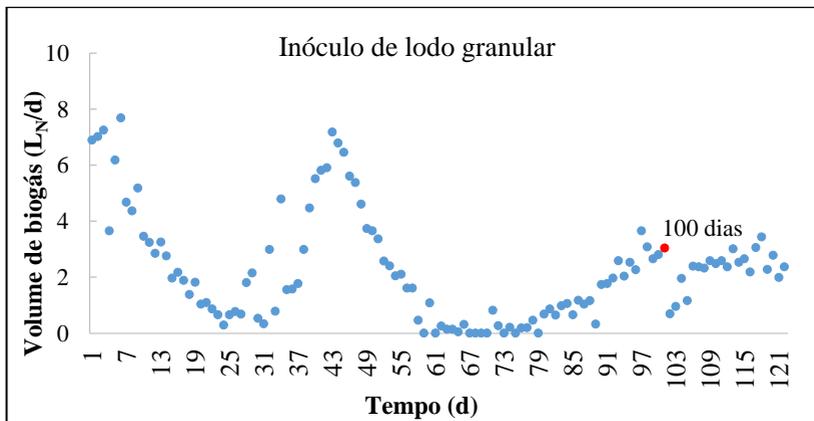


Figura 5.1 Acompanhamento do volume diário de biogás durante o desenvolvimento e manutenção do inóculo de lodo granular.

De acordo com a Figura 5.1 alusiva ao acompanhamento do inóculo de lodo granular termofílico, após o atingir a temperatura de trabalho, observa-se que a adaptação a temperatura foi acompanhada de drásticas mudanças na produção diária de biogás.

Nota-se um período inicial de desestabilização temporária da digestão anaeróbica, que, embora não acompanhado, indica uma fase de latência no desenvolvimento da comunidade em resposta ao estresse de temperatura sofrido. Nesse sentido, ocorre um período de transição do ecossistema microbiano, ou seja diminuição da comunidade mesofílica e desenvolvimento da população termofílica.

Conforme Pap et al (2015), que acompanharam o efeito da temperatura sobre a modificação da comunidade microbiana, a completa reestruturação da microbiota deveria ocorrer por volta de sessenta (60) dias após o alcance da temperatura termofílica. Como o volume de gás diário do reator nesse período havia praticamente zerado, aguardou-se mais alguns dias a fim de que o acompanhamento da produção de gás possibilitasse perceber algum indicativo da boa atividade dos microrganismos para execução dos experimentos. Dessa forma, por volta dos cem (100) dias de aclimação a nova condição de temperatura (ponto em destaque no gráfico), quando observou-se melhora no rendimento de biogás, foi realizada a série de ensaios.

Importante ressaltar que, mesmo que Pap et al. (2015) não tenham mencionado em sua pesquisa, certamente o lodo utilizado como inóculo no presente estudo é oriundo de fonte divergente da analisada por eles. Ainda, no presente trabalho, a alimentação permaneceu restrita

a uma solução sintética de acetato, que favorece o desenvolvimento, principalmente, das bactérias metanogênicas. Diferentemente, os referidos autores utilizaram, para manutenção dos microrganismos, silagem de milho como alimento, substrato de composição mais complexa e que favorece o desenvolvimento de uma gama mais diversificada de microrganismos.

Já o inóculo disperso foi obtido a partir da aclimação de uma fração do inóculo mesofílico utilizado por Neitzel (2015) em sua pesquisa. Da mesma forma que para o inóculo granular, esse passou de 37°C para 55° C de forma gradual a uma taxa de 0,9°C/dia. Entretanto, ele permaneceu sendo mantido aclimatado, até a realização dos ensaios, por um período aproximado de 480 dias, sem nenhum enriquecimento de microrganismos. Esse longo período de manutenção do inóculo sem nenhuma inserção de outra fonte de células para renovação celular pode ter restringido bastante a diversidade microbiana.

Ao contrário do inóculo granular, esse foi submetido a uma dieta mais ampla, baseada em carboidratos, proteínas e lipídeos, semelhantemente ao método alternativo de desenvolvimento e manutenção de inóculo sugerido por Steinmetz et al. (2016). Favorecendo, dessa forma, o desenvolvimento de uma gama maior de microrganismos e habituando os mesmos a degradação dessas macromoléculas. A Figura 5.2, apresenta o acompanhamento apenas dos últimos 110 dias de manutenção do inóculo disperso, sendo que da mesma forma que para o outro lodo, foi utilizado no tempo cem (100) dias demonstrado no gráfico.

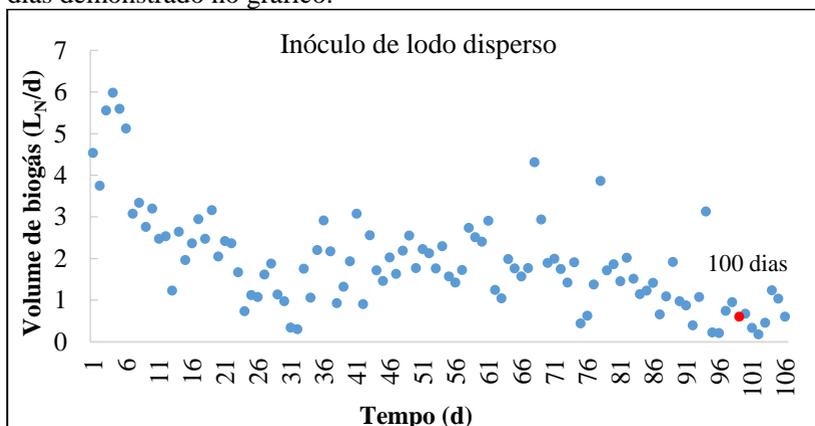


Figura 5.2 Acompanhamento do volume diário de biogás durante o desenvolvimento e manutenção do inóculo de lodo disperso.

5.2 ENSAIOS DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS (PPB)

Os substratos submetidos a investigação do PPB nos processos de mono e codigestão anaeróbia, bem como os dois tipos de inóculos utilizados tem as características analisadas exibidas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Características dos substratos e inóculos.

Parâmetro	RFV	LE	Inóculo granular	Inóculo disperso
ST (<i>g/kg</i>)	99,519	106,032	67,984	50,408
SV (<i>g/kg</i>)	90,810	58,023	37,353	32,255
SV/ST	0,912	0,547	0,549	0,640
pH	7,03	7,33	7,15	8,45

Como pode-se observar, pelos valores da relação dos sólidos voláteis e sólidos totais (*SV/ST*) percebe-se que os resíduos de frutas e verduras tem uma elevada concentração de substâncias orgânicas visto que apresentou uma relação *SV/ST* superior a 0,9. Ao mesmo tempo em que é possível verificar que, praticamente 50% do lodo de esgoto corresponde a sólidos fixos, que não contribuem para o volume de biogás.

Em virtude das dificuldades encontradas para determinação em amostras heterogêneas bem como pelas incertezas do método optou-se pela não realização e comparação da DQO inicial e final dos reatores. Da mesma forma, para evitar perdas de compostos voláteis das amostras e para possibilitar comparação com os resultados obtidos por Neitzel (2015) preferiu-se não realizar a secagem ou desidratação dos substratos para previamente a realização dos ensaios e posterior armazenagem.

5.2.1 Inóculo de lodo granular

5.2.1.1 Monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto

Os dados obtidos nos ensaios de monodigestão anaeróbia termofílica foram plotados no gráfico apresentado na Figura 5.3. Por meio dele é possível verificar as curvas de produção líquida específica de biogás correspondentes aos substratos avaliados na monoDA, proporcionada pelo inóculo granular sob condições termofílicas ($55 \pm$

1°C), dos resíduos de frutas e verduras, lodo de esgoto, celulose microcristalina (padrão) e do próprio inóculo. Sendo que, o volume de biogás formado é expresso em unidades de mililitros normal por grama de sólidos voláteis alimentado (mL_N/g_{SV}).

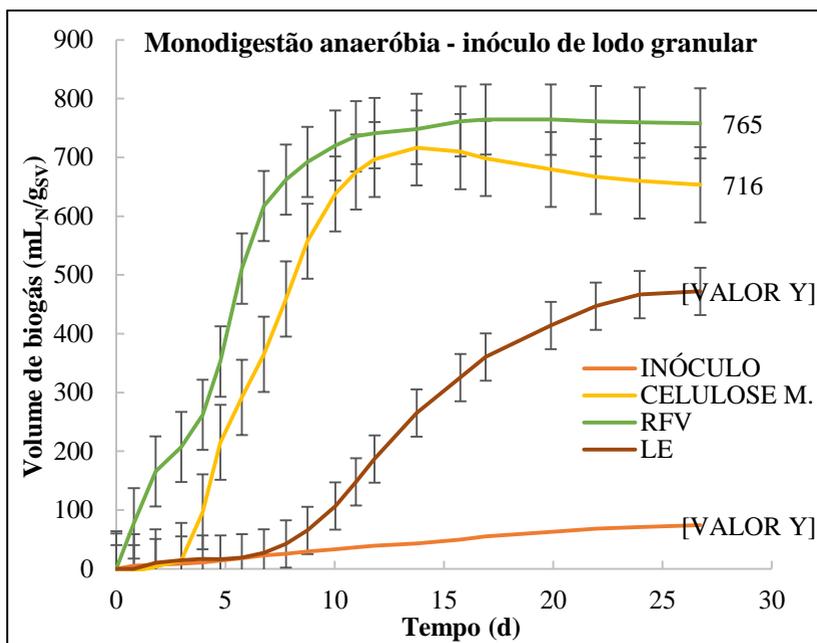


Figura 5.3 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo de lodo granular – monodigestão anaeróbica de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.

Conforme preconiza a norma VDI 4630, valores de biodegradabilidade a partir da digestão do padrão de referência superiores a 80% permitem a validação dos ensaios. Logo, segundo a curva da monodigestão anaeróbica termofílica proporcionada pelo inóculo granular, o ensaio permite essa validação uma vez que obteve-se um volume de biogás produzido a partir da celulose microcristalina, substrato utilizado como referência por sua elevada biodegradabilidade, de $716 mL_N/g_{SV}$.

Segundo a curva apresentada na Figura 5.3, a degradação da celulose microcristalina apresentou uma fase de latência de aproximadamente três dias, que pode ser atribuída ao tempo utilizado pelos microrganismos para o desenvolvimento das enzimas necessárias

à hidrólise do material celulósico. Entende-se que essa fase lag possa ser atribuída a hidrólise lenta e acidogênese subsequente. Possivelmente isso tenha ocorrido devido ao fato de que o inóculo em questão não estava adaptado a esse tipo de material, visto que sua alimentação restringia-se a solução sintética de acetato. No início da experiência, os microrganismos foram subitamente expostos a celulose e, por conseguinte, um período de aclimatação era necessário. Embora o experimento tenha sido conduzido por aproximadamente 27 dias, percebe-se, ainda, que a produção máxima de biogás ocorreu por volta de aproximadamente 13 dias de digestão, correspondendo a 95% de sua biodegradação total. Em relação a queda da curva observada a partir do dia 15 não verificou-se nenhuma alteração significativa na comparação do pH inicial e final, provavelmente esse comportamento seja atribuído a inibição do processo.

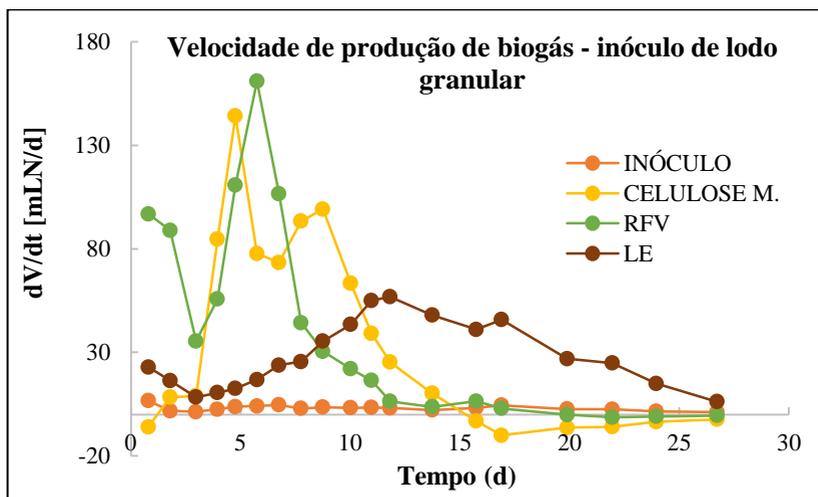


Figura 5.4 Curva da Velocidade de Produção de Biogás com inóculo granular – monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.

Para a curva do potencial de geração de biogás obtido pelo ensaio de monodigestão dos resíduos de frutas e verduras coletados no CEASA (Figura 5.3) percebe-se que a mesma ocorreu em duas etapas. Se assemelhando a degraus de escadas, comportamento esse, que pode ser devido a uma decomposição de duas fases, chamada diauxia (vide Figura 3.3). Essa característica de diauxia fica mais evidente pela verificação dos dois picos na curva referente a velocidade de produção

de biogás dos RFV apresentados na Figura 5.4 calculada a partir do volume diário de biogás medido nos reatores no ensaio de PPB. Ainda, em relação a curva dos RFV exibida na Figura 5.3, a fase linear inicial de aproximadamente dois dias, permite ser atribuída a degradação dos compostos mais simples presentes nos resíduos de frutas e verduras, tais como açúcares. Do dia 02 ao dia 04 tem-se uma etapa mais lenta, possivelmente referente a etapa de hidrólise do material lignocelulósico seguida de um aumento acentuado na produção de biogás acumulado, atingindo o potencial máximo de biogás por volta de 11 dias de experimento, somando $765 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$. Essa rápida obtenção do PPB obtida a partir da DA dos RFV era esperada, visto que a hidrólise e a consequente acidificação de frutas e verduras ocorrem a uma velocidade muito maior do que os demais substratos orgânicos avaliados (PAVI et al., 2017). Dessa forma, os resultados sugerem uma elevada biodegradabilidade dos RFV e, embora não tenha sido acompanhado, pelo perfil da curva (Figura 5.3) não se percebe qualquer tipo de inibição e/ou falha em função de possível acúmulo de ácidos graxos voláteis no processo.

De acordo com a Tabela 3.3, apresentada anteriormente, os potenciais de produção de biogás obtidos em diferentes trabalhos variam consideravelmente. Isto pode estar relacionado com os tipos de frutas e verduras presentes na mistura de resíduos, dificultando, dessa forma, a comparação dos resultados. Entretanto, Neitzel (2015) relatou em sua pesquisa realizada na avaliação do mesmo resíduo que atingiu um valor acumulado para o PPB de $689 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$, sob condições mesofílicas. Segundo exposto por ele, o volume encontrado demonstra a viabilidade e efetividade dos processos de digestão anaeróbia como alternativa para o tratamento dos resíduos de frutas e verduras gerados nas Centrais de Abastecimento – CEASA. Cabe destacar que no presente estudo o volume alcançado sob condições termofílicas superou em torno de 11% o valor encontrado por Neitzel (2015) em mesofilia.

Em relação ao lodo de esgoto (Figura 5.3), após o período inicial de aproximadamente 8 dias, que pode ser visto como uma fase de latência, a produção de biogás aumentou, mais ainda assim com características de degradação retardada, sugerindo uma ligeira inibição em virtude da presença de possíveis substâncias tóxicas ou mesmo pela dificuldade na degradação dos compostos. Nota-se que o potencial máximo de biogás, $472 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$, só é alcançado próximo ao encerramento do ensaio por volta de 24 dias após a inoculação. Para esse mesmo lodo, Neitzel (2015) obteve um volume acumulado de

390 $mL_{N_biog\acute{a}s}/g_{SV}$, em 37°C. Dessa forma, a monodigestão desse resíduo sob termofilia foi 21% superior em comparação ao resultado encontrado por Neitzel (2015) sob condições mesofílicas. Certamente, a melhora observada no resultado deste trabalho também está relacionada ao aumento da taxa de hidrólise proporcionada pelo aumento da temperatura.

Nesse sentido, embora, Caporgno et al. (2015) tenham conseguido, em condições termofílicas, uma produtividade de $566 \pm 5 mL_{N_biog\acute{a}s}/g_{SV}$ um pouco superior, ainda assim, conforme os trabalhos apresentados na Tabela 3.3, o rendimento encontrado apresenta coerência com o resultado de estudos semelhantes.

Complementarmente, é importante ressaltar que o potencial de geração de biogás a partir do inóculo, observado na Figura 5.3, foi de apenas 74 mL_N/g_{SV} , atribuída ao consumo da matéria orgânica remanescente do próprio inóculo ou da respiração endógena. Evidenciando o desempenho satisfatório da metodologia aplicada para a redução da produção de gás de fundo a partir do inóculo, aumentando a precisão dos resultados obtidos com os resíduos de interesse.

Do mesmo modo, é imprescindível relatar a capacidade de adaptação do lodo granular e a relativamente rápida reestruturação da comunidade microbiana para condições termofílicas. Que num período de aproximadamente 100 dias, mesmo não estando habituado aos compostos fornecidos, apresentou a capacidade de realizar a degradação dos mesmos, proporcionando bons resultados na recuperação de biogás.

5.2.1.2 Codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto

A codigestão anaeróbia dos resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto proporcionada pelo inóculo granular, nas proporções vistas anteriormente na Tabela 4.1, forneceu dados referentes ao Potencial de Produção de Biogás que foram plotados no gráfico representado pela Figura 5.5, exibida a seguir.

Conforme pode-se observar nas curvas apresentadas abaixo, aquelas que correspondem a elevadas proporções de LE (90,0%, 87,5% e 85,0%) em relação aos RFV exibem o mesmo comportamento retardado do perfil da curva de monodigestão do lodo de esgoto, com um pequeno incremento no volume de biogás gerado, alcançando a produção máxima, de 535 mL_N/g_{SV} , 546 mL_N/g_{SV} e 522 mL_N/g_{SV} , respectivamente, por volta do tempo 17 (dezessete) dias.

Já as proporções de 50% e 12,5% de lodo de esgoto, com conteúdo maior de resíduos de frutas e verduras apresentam o mesmo comportamento de diauxia (vide Figura 3.3) e assemelham-se mais ao perfil da curva da monodigestão dos RFV com duas fases de degradação. Ambas as proporções acumularam a produção máxima de biogás 14 (quatorze) dias após a inoculação, de $631 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ e $699 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$, para as proporções de 50% e 12,5%, respectivamente.

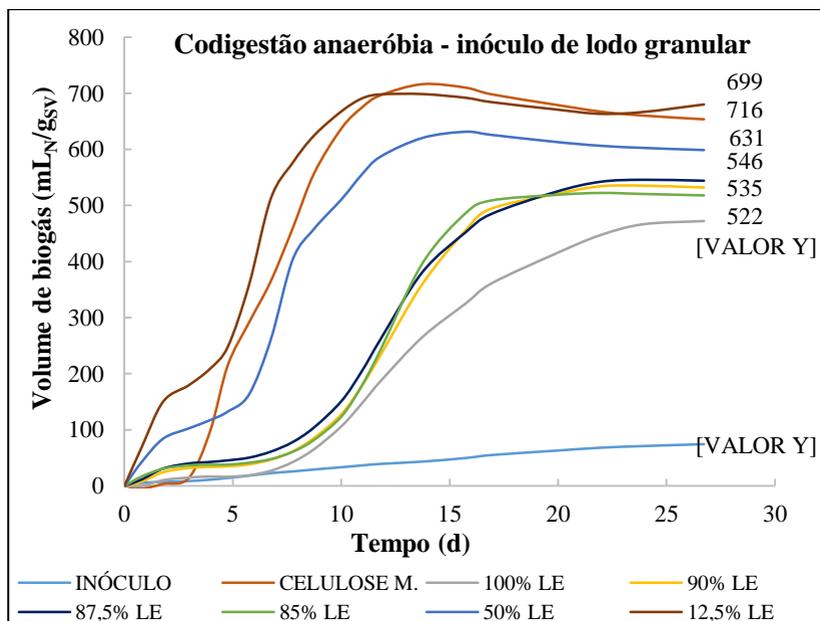


Figura 5.5 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo granular – codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.

Para fins de comparação do volume de biogás gerado na codigestão anaeróbia com o equivalente gerado na monodigestão anaeróbia faz-se necessário realizar uma manipulação nos dados, a fim de viabilizar a verificação de algum sinergismo dos resultados. Esse ajuste é realizado mediante a Equação 13:

$$Be_{mDA} = \frac{B_{celA}}{B_{celB}} \times (F_{RFV} \cdot B_{RFV_mDA} + F_{LE} \cdot B_{LE_mDA}) \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

Be_{mDA} = Potencial de produção de biogás equivalente à Monodigestão Anaeróbia (mL_N/g_{SV});

$Bcel_A$ = Potencial de produção de biogás de Celulose Microcristalina no ensaio de Monodigestão Anaeróbia;

$Bcel_B$ = Potencial de produção de biogás de Celulose Microcristalina no ensaio de coDA;

F_{RFV} = Fração, em base mássica de SV, de RFV no ensaio de coDA;

F_{LE} = Fração, em base mássica de SV, de LE no ensaio de coDA;

B_{RFV_mDA} = Potencial de produção de biogás do ensaio de monodigestão anaeróbia para RFV;

B_{LE_mDA} = Potencial de produção de biogás do ensaio de monodigestão anaeróbia para LE.

Dessa forma, aplicando a equação 13, acima, obtemos os rendimentos equivalentes mínimos esperados conforme as produtividades alcançados na monodigestão de cada resíduo estudado (Figura 5.6).

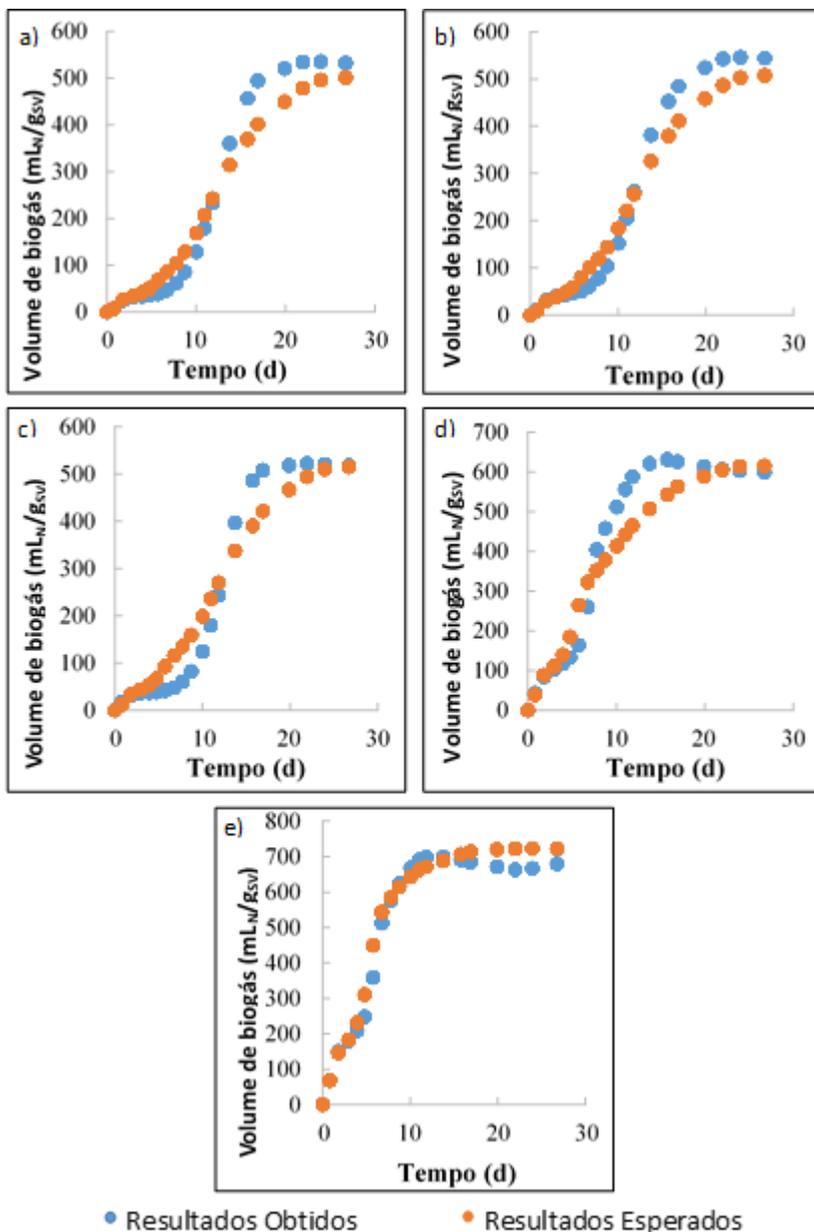


Figura 5.6 Perfil dos rendimentos de biogás esperados e obtidos na codigestão com inóculo granular referentes ao percentual de LE de: a) 90%, b) 87,5%, c) 85%, d) 50% e e) 12,5%.

Por meio da análise dos volumes esperados considerando a monodigestão percentual de cada resíduo conclui-se que, exceto a composição de lodo de esgoto de 12,5% (Figura 5.6, gráfico e), que produziu um volume de biogás 4% menor que o esperado, todas as demais frações de lodo de esgoto foram ligeiramente favorecidas pela codigestão com resíduos de frutas e verduras.

O aumento no volume acumulado observado nas proporções de 85% e 50% em lodo de esgoto (Figura 5.6 gráficos c e d, respectivamente) ficaram em torno de 1 e 2%, dentro da margem de erro experimental, sendo impossível afirmar que houve qualquer tipo de sinergismo a partir da codigestão dos resíduos. Embora, os volumes máximos acumulados tenham sido obtidos em menos de 15 dias de digestão, enquanto teoricamente somente seriam alcançados por volta de 27 dias de ensaio.

Já para as frações de 90,0% e 87,5% (Figura 5.6, gráficos a e b, respectivamente), obteve-se um acréscimo aproximado de 7,0% no volume de biogás acumulado. Possivelmente esse aumento seja atribuído ao resultado de algum tipo de sinergismo, relacionado ao incremento nutricional proporcionado pela pequena fração de resíduos de frutas e verduras. E, da mesma forma que para as frações 85% e 50% de LE, houve uma redução de alguns dias no tempo de digestão das frações 90,0% e 87,5% para obtenção dos volumes máximos acumulados.

5.2.2 Inóculo de lodo disperso

5.2.2.1 Monodigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto

Os dados coletados na monodigestão anaeróbia sob condições termofílicas (55 ± 1 °C) dos resíduos de frutas e verduras, lodo de esgoto, celulose microcristalina (padrão) e do próprio inóculo proporcionada pelo inóculo disperso foram plotados nas curvas apresentadas na Figura 5.7.

As curvas exibidas correspondem a produção líquida específica de biogás relativa aos substratos avaliados. Da mesma forma que para o inóculo granular, o volume de biogás formado é expresso em unidades de mililitros normal por grama de sólidos voláteis alimentado (mL_N/g_{SV}).

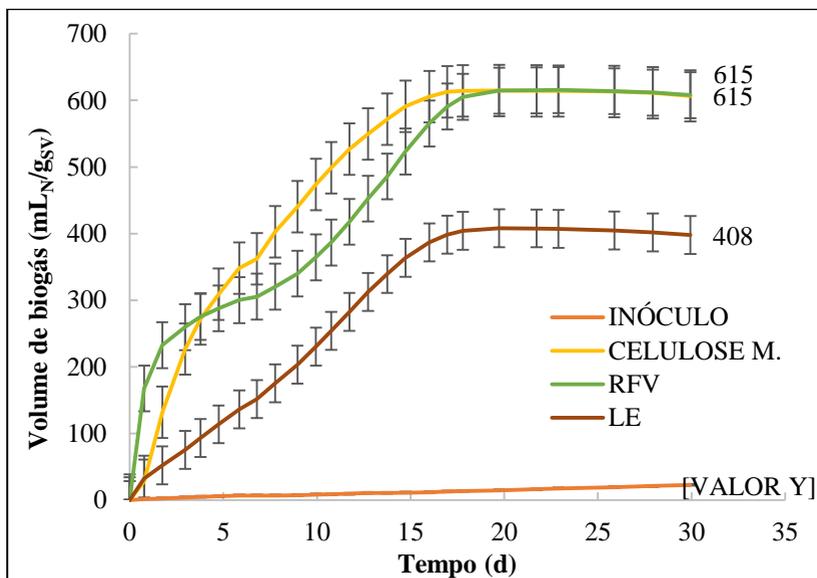


Figura 5.7 Curva do Potencial de Produção de Biogás com Inóculo disperso – Monodigestão Anaeróbia de Resíduos de Frutas e Verduras e Lodo de Esgoto.

O volume acumulado de biogás produzido a partir da monodigestão anaeróbia termofílica do substrato padrão (celulose microcristalina) foi de $615 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$, conforme a curva apresentada na Figura 5.7, correspondendo a 82% do volume indicado na VDI (2006), admitindo, dessa forma, a validação da série de ensaios. Observa-se que, com esse inóculo, a cinética de degradação apresenta o formato normal de uma curva de produção de gás (Figura 3.3). Nessa série de ensaios, o inóculo disperso era alimentado com um substrato mais complexo em comparação ao substrato utilizado para a manutenção do inóculo granular, e provavelmente favoreceu a digestão no sentido de as enzimas necessárias para a degradação do material celulósico já estarem presentes. A produção máxima de biogás foi obtida num período de 17 (dezessete) dias de ensaio.

O potencial de produção de biogás encontrado a partir do ensaio de monodigestão anaeróbia dos RFV coletados no CEASA (Figura 5.7) foi semelhante ao obtido a partir da celulose microcristalina, totalizando um volume acumulado de $615 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$. Entretanto, a curva apresenta a forma típica de diauxia, com dois patamares, tal como o ocorrido com o inóculo granular. O primeiro, atingido em apenas 2 (dois) dias de

ensaio, provavelmente após a digestão dos carboidratos e substâncias simples presentes no substrato. Depois de um período de degradação lenta (do dia 03 ao dia 08), atribuída ao período de hidrólise do material lignocelulósico presente no resíduo, o segundo patamar foi atingido após 17 dias de digestão, período em que foi alcançada a máxima produção de biogás. Nesse caso, o volume de biogás acumulado obtido foi 10,7% inferior ao encontrado por Neitzel (2015), para o mesmo resíduo, em condições mesofílicas de $689 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$.

Seguindo o mesmo comportamento que o observado para o inóculo granular, a cinética de degradação para o lodo de esgoto, observada na Figura 5.7, foi do tipo retardada, obtendo-se um volume acumulado de biogás de $408 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ aos 17 dias de ensaio. O que leva a concluir que esse atraso na degradação se deva a característica do resíduo que é de difícil biodegradabilidade, ocasionada pela presença de compostos tóxicos e/ou recalcitrantes. Apesar disso, esse resultado supera em quase 5% o obtido por Neitzel (2015) de $390 \text{ mL}_{N_biogás}/\text{g}_{SV}$, em aproximadamente 13 dias de digestão sob condições mesofílicas.

O potencial de produção de biogás a partir do inóculo foi de apenas $23 \text{ mL}_N/\text{g}_{SV}$ (Figura 5.7), sugerindo que a matéria orgânica remanescente no inóculo e/ou respiração endógena foram praticamente desprezíveis.

Contudo, é importante destacar que, além de os substratos possuírem a mesma composição, o lodo disperso utilizado no trabalho de Neitzel (2015) foi a fonte de inóculo utilizada e adaptada às condições termofílicas, portanto a diferença principal em relação ao processo de codigestão foi a temperatura operacional.

5.2.2.2 Codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto

Os resultados do Potencial de Produção de Biogás com inóculo disperso, obtidos a partir da codigestão anaeróbia termofílica dos resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto, nas proporções informadas anteriormente na Tabela 4.1, foram plotados no gráfico a seguir (Figura 5.8).

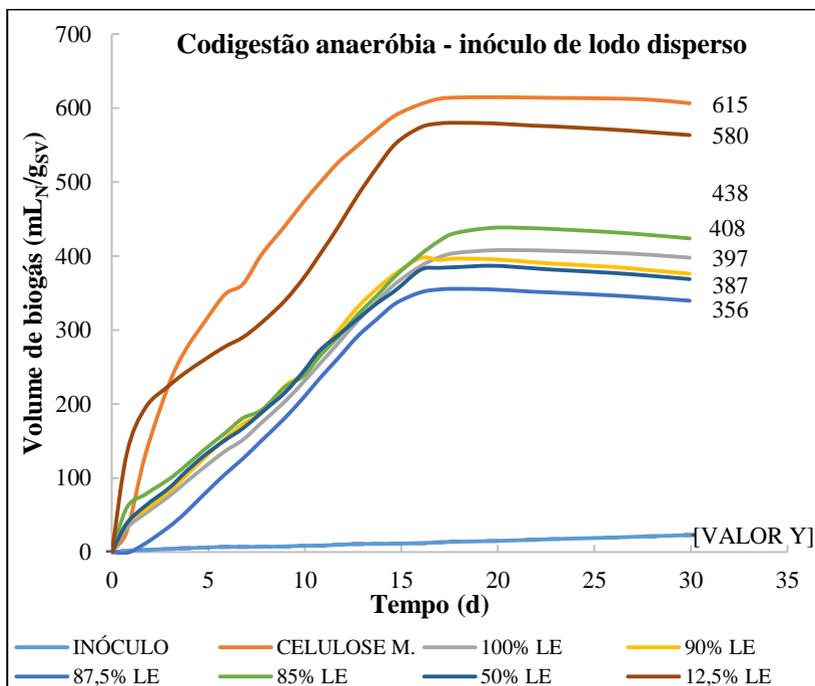


Figura 5.8 Curva de Potencial de Produção de Biogás com inóculo de lodo disperso – codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto.

De acordo com a Figura 5.8, observa-se que as diferentes proporções analisadas apresentaram tendências análogas durante a evolução do processo de degradação e liberação de biogás. Verifica-se, ainda, que as curvas formadas pelos experimentos com maior proporção de lodo de esgoto em relação aos resíduos de frutas e verduras assemelham-se ao comportamento da curva de monodigestão do LE. E que o ensaio em que os RFV prevalecem converge para as mesmas características da curva de monodigestão dos resíduos de frutas e verduras.

Além disso, a produção de biogás pode ser estimada a partir da produção de biogás medido para ambos os substratos digeridos individualmente. Por meio da Equação 13, calculou-se os volumes que deveriam ser obtidos a partir do percentual relativo a monodigestão anaeróbia do lodo de esgoto, conforme pode ser observado na Figura 5.9.

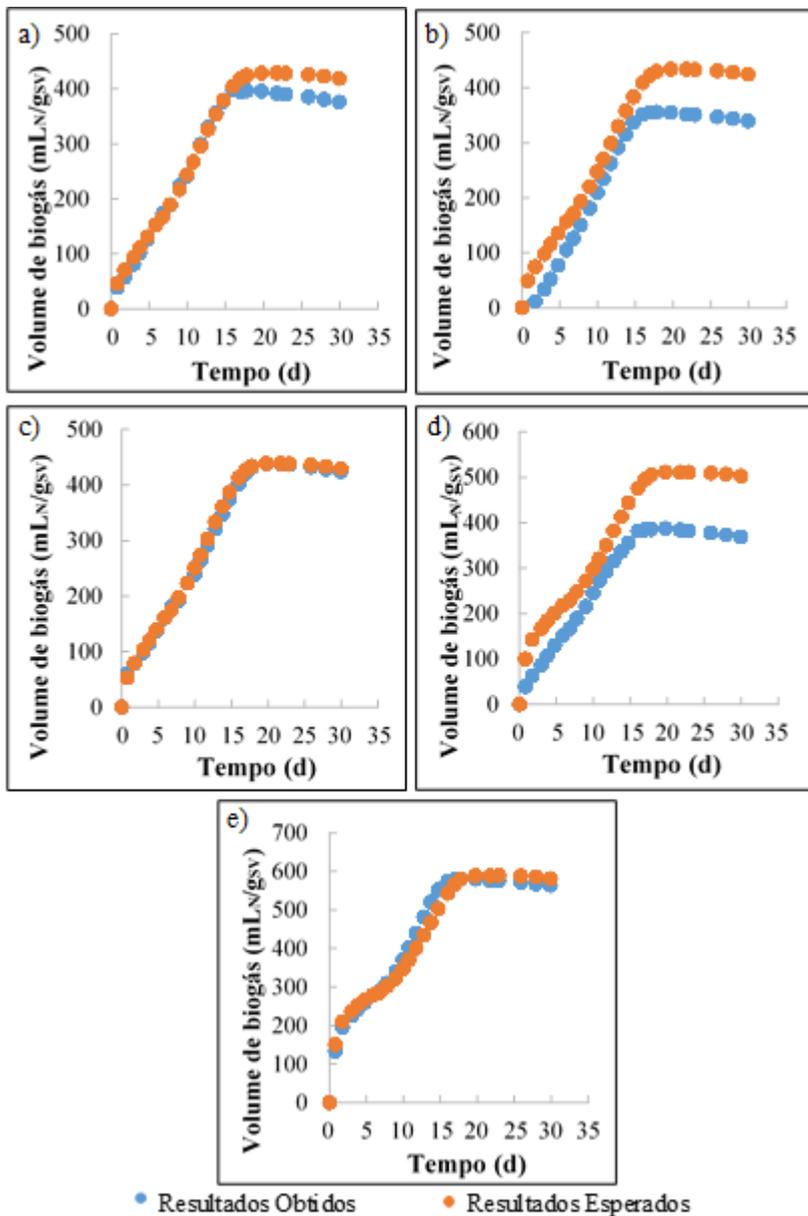


Figura 5.9 Perfil dos rendimentos de biogás esperados e obtidos na codigestão com inóculo de lodo disperso referentes ao percentual de LE de: a) 90%, b) 87,5%, c) 85%, d) 50% e e) 12,5%.

Comparando-se os valores mínimos esperados com os valores experimentais os resultados não indicam efeitos sinérgicos. Portanto, os resultados desse ensaio não permitem encontrar vantagens da mistura dos dois substratos estudados, dado que nenhuma fração testada apresentou contribuição como consequência da codigestão. Na realidade, o rendimento obtido com todos os ensaios ficou abaixo do volume de biogás esperado, sendo os valores foram 8%, 21,9%, 0,3%, 32,2% e 1,6% menor que os rendimentos esperados a partir do resultado alcançado na monodigestão do lodo de esgoto para as frações de 90,0%, 87,5%, 85,0%, 50,0% e 12,5% de LE, respectivamente.

Nesse caso a composição percentual de 85,0% de lodo de esgoto foi a que se aproximou mais do valor esperado com apenas 0,3% de inferioridade.

5.3 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DOS ENSAIOS COM INÓCULO DISPERSO E GRANULAR

Ao planejar os experimentos de codigestão anaeróbia para ambos os inóculos utilizados, esperava-se que, ao menos em alguma proporção, misturando os substratos, os rendimentos de biogás aumentariam. Em função das suas características de biodegradabilidade, durante a codigestão, microrganismos poderiam degradar os resíduos de frutas e verduras primeiro e mais tarde lodo de esgoto e/ou haver uma complementação nutricional.

Embora a série de experimentos com inóculo granular tenha apresentado bons rendimentos, observa-se certo atraso na partida dos reatores de aproximadamente 5 dias para celulose microcristalina e até 10 dias para os ensaios contendo grandes proporções de lodo de esgoto. Esse atraso se deve, provavelmente, ao período de desenvolvimento das enzimas necessárias à degradação das macromoléculas pelo inóculo, uma vez que o mesmo não estava adaptado a degradação de tais resíduos.

Já o inóculo disperso apresentou a problemática do longo período de manutenção, de certa forma, limitando a diversidade de microrganismos no reator.

Em relação aos resultados obtidos em ambas séries de ensaios, apesar do atraso observado na partida dos reatores com o inóculo granular, os experimentos apresentaram tendências semelhantes.

Para as curvas de monodigestão do inóculo granular, mesmo com o atraso inicial, os potenciais máximos de produção de biogás, para

celulose microcristalina e RFV foram alcançados em apenas 11 dias de digestão. Já o lodo de esgoto precisou de um período de 24 dias de digestão para atingir o volume máximo de biogás no experimento, sendo que foram necessários 08 dias para o arranque dos reatores.

Quanto aos resultados obtidos na monodigestão anaeróbia com o inóculo disperso percebe-se que, independente do resíduo digerido, foram necessários pelo menos 17 dias de experimento para alcançar o volume máximo de biogás.

No que se refere a comparação dos rendimentos de biogás obtidos a partir da monodigestão dos resíduos proporcionada por cada um dos inóculos, Figuras 5.3 e 5.7, observa-se que o inóculo de lodo granular apresentou percentuais de 16,4%, 13,7% e 15,7% superior aos volumes obtidos com inóculo de lodo disperso, para a celulose microcristalina, resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto, respectivamente.

A respeito dos resultados da coDA, observados nas Figuras 5.5 e 5.8, percebe-se que o processo desenvolvido com o inóculo granular apresentou rendimentos superiores em todas as proporções estudadas. A Tabela 5.2 apresenta os rendimentos máximos alcançados a partir da monoDA e coDA proporcionada pelos inóculos de lodo granular e disperso.

Tabela 5.2 Rendimentos máximos obtidos na mono e codigestão anaeróbia do Lodo proporcionada pelos inóculos de lodo granular e disperso.

Proporção de lodo de esgoto (%)	Rendimento de biogás (mL_N/g_{SV})	
	Inóculo Granular	Inóculo Disperso
100,0	472	408
90,0	546	397
87,5	535	356
85,0	522	438
50,0	631	387
12,5	699	580

A análise comparativa dos rendimentos obtidos apresentados na tabela nos permite verificar que o aumento percentual na produção de biogás foi de 34,8%, 53,4%, 19,2%, 63,0%, 20,5% para as composições de 90,0%, 87,5%, 85,0%, 50,0%, 12,5% de lodo de esgoto, respectivamente.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitem concluir que:

- A metodologia de desenvolvimento e manutenção de inóculo termofílico ativo a partir de inóculo mesofílico foi eficiente. Possibilitando 95% e 82% de recuperação de biogás por meio da monodigestão anaeróbia do substrato padrão proporcionada pelos inóculos granular e disperso, respectivamente. Ao mesmo tempo, destaca-se ainda a capacidade do lodo granular mesofílico na rápida reestruturação da comunidade microbiana que ocorre em resposta a elevação de temperatura.
- Confirma-se a elevada biodegradabilidade dos resíduos de frutas e verduras evidenciando-se um ligeiro e possível sinergismo nutricional positivo quando codigerido com elevadas concentrações de lodo de esgoto para o inóculo de lodo granular.
- Não foi possível observar efeitos sinérgicos na codigestão dos substratos pelo inóculo de lodo disperso.
- A proporção ideal dos substratos é a fração de 87,5% de lodo primário de esgoto, pois proporcionou a maior produtividade de biogás sob condições termofílicas, com incremento de 7,4% no rendimento de biogás.
- A produção cumulativa de biogás obtida sob condições termofílicas com inóculo de lodo granular apresentou um incremento de 11% e 21% para a monodigestão, de RFV e LE, respectivamente em comparação aos resultados obtidos por Neitzel (2015) em mesofilia.

Sugestões para trabalhos futuros:

Ao longo do desenvolvimento do trabalho e durante a análise dos resultados obtidos, foram observadas algumas questões não esclarecidas por não constituírem objetivos do trabalho ou por não corresponderem aos resultados esperados. Portanto, para trabalhos futuros com codigestão anaeróbia termofílica de RFV e LE, sugere-se:

- Estudar a otimização do processo, realizando em escala piloto a codigestão anaeróbia de LE e RFV na proporção de 87,5:12,5, definindo a frequência de agitação, pH, condições de temperatura na faixa termofílica, dentre outras condições operacionais visando a produtividade de biogás.
- Acompanhar a composição do biogás ao longo do processo de digestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduos de frutas e verduras.
- Estudar a viabilidade técnica e econômica da implantação da codigestão anaeróbia de RFV e LE sob condições termofílicas em instalações que apresentem excedente de energia térmica.

7 REFERÊNCIAS

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, 1995.

AMERICAN Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVO, V.; MATA-ALVAREZ, J. Thermophilic co-digestion of pigmanure and crude glycerol: Process performance and digestate stability. **Journal of Biotechnology**, v. 166, p. 97–104, 2013.

BRASIL, Portal. Pesquisas da Embrapa buscam formas de evitar o desperdício de alimentos. Disponível em:
<<http://www.brasil.gov.br/ciencia-e-tecnologia/2014/08/pesquisas-da-embrapa-buscam-formas-de-evitar-o-desperdicio-de-hortalicas-e-frutas>>
Acesso em: jul. 2017.

BRYANT, M.P. Microbial methane production. Theoretical aspects. **Journal of Animal Science**. New York, v. 48, n. 1, p. 193-201, 1979.

CAPORGNO, M.P.; TROBAJO, R.; CAIOLA, N.; IBÁÑEZ, C.; FABREGAT, A.; BENGUA, C. Biogas production from sewage sludge and microalga e co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 75, p. 374–380, 2015.

CASTRILLÓN, L.; MARAÑÓN, E.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ORMAECHEA, P.; QUIROGA, G. Thermophilic co-digestion of cattle manure and food waste supplemented with crude glycerin in induced bed reactor (IBR). **Bioresource Technology**, v. 136, p. 73–77, 2013.

CAVINATO, C.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; FATONE, F.; CECCHI, F. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. **Renewable Energy**, v. 55, p. 260–265, 2013.

CAVINATO, C.; FATONE, F.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P. Mesophilic to thermophilic conditions in codigestion of sewage sludge and OFMSW: evaluation of effluente stability using dynamic respirometric index (DRI) and biochemical methane potential (BMP). **Chemical Engineering Transactions**, v. 20, p. 175–180, 2010.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG., p.380, 2007.

CHIU, S.F.; CHIU, J.Y.; KUO, W. C. Biological stoichiometric analysis of nutrition and ammonia toxicity in thermophilic anaerobic co-digestion of organic substrates under different organic loading rates. **Renewable Energy**, v. 57, p. 323–329, 2013.

CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento **Informativo da classificação anual de comercialização por quantidades da Ceasa no período: 2015/2016**. Disponível em:

<http://www3.ceasa.gov.br/siscomweb/?page=reports.relatorio_classificacao_hortigranjeiro_ranking&retTO=consulta_relatorio_classificacao_hortigranjeiro_ranking> Acesso em: jul. 2017.

CREAMER, K. S.; CHEN, Y.; WILLIAMS, C. M.; CHENG, J. J. Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air flotation (DAF) sludge by co-digestion with swine manure. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 3020–3024, 2010.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN). **DIN 384140-8** German standard method for the examination of water, waste water and sludge. Sludge and sediment (group S). Determination of amenability to anaerobic digestion (S8), 1985.

FERNANDES, C. H. R. **Biodegradabilidade Termofílica dos resíduos sólidos urbanos e potencialidade em biogas**. 2013. 56p. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia da Energia e do Ambiente) – Programa de Pós Graduação da Faculdade de Ciências, Departamento

de Engenharia Geográfica, Geofísica e Energia, Universidade de Lisboa, Lisboa.

GIULIANO, A.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; CAVINATO, C.; CECCHI, F. Co-digestion of livestock effluents, energy crops and agro-waste: Feeding and process optimization in mesophilic and thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 612–618, 2013.

GROSSER, A.; NECZAJ, E. Enhancement of biogas production from sewage sludge by addition of grease trap sludge. **Energy Conversion and Management**, v. 125, p. 301–308, 2016.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** (2016) <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>>

JIMÉNEZ, J.; GUARDIA-PUEBLA Y.; CISNEROS-ORTIZ, M.E.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; GUERRA, G.; NOYOLA, A. Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. **Chemical Engineering Journal**, v. 259, p. 703–714, 2015.

JUNIOR, A. E. S. **Produção de metano a partir de vinhaça e melaço em reatores UASB termofílicos, em dois estágios**. 2013. 84p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) – Programa de Pós Graduação em Ciências Agrárias e Veterinárias, Unesp, Jaboticabal.

LEE, M.; HIDAKA, T.; HAGIWARA, W.; TSUNO, H. Comparative performance and microbial diversity of hyperthermophilic and thermophilic co-digestion of kitchen garbage and excess sludge. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 578–585, 2009.

LEITE, W. R. M. **Digestão Anaeróbia Mesofílica de Lodo Adensado de Estação de Tratamento de Esgoto**. 2011. 143p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis.

LIU, K.; TANG, Y.Q.; MATSUI, T.; MORIMURA, S.; WU, X.L.; KIDA, K. Thermophilic anaerobic co-digestion of garbage, screened

swine and dairy cattle manure. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v.107, n. 1, p. 54–60, 2009.

LIU, X., GAO, X., WANG, W., ZHENG, L., ZHOU, Y., SUN, Y. Pilot-scale anaerobic codigestion of municipal biomass waste: focusing on biogas production and GHG reduction. **Renew. Energy**, v. 44, p. 463–468, 2012.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **Brock Biology of Microorganisms**. 8th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996.

MARAGKAKI, A.E.; FOUNTOULAKIS, M.; GYPAKIS, A.; KYRIAKOU, A.; LASARIDI, K.; MANIOS, T. Pilot-scale anaerobic co-digestion of sewage sludge with agro-industrial by-products for increased biogas production of existing digesters at wastewater treatment plants. **Waste Management**, v. 59, p. 362–370, 2017.

MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; CASTRO, R.; PEREIRA, M. A.; ALVES, M. M.; FONT, X.; VICENT, T. Thermophilic co-digestion of organic fraction of municipal solid wastes with FOG wastes from a sewage treatment plant: Reactor performance and microbial community monitoring. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4734–4741, 2011.

MONTAÑÉS, R.; SOLERA, R.; PÉREZ, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 177–184, 2015.

NEITZEL, J. **Potencial de produção de biogás da codigestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras e lodo de esgoto primário**. 2015. 87p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, UFSC, Florianópolis.

O-THONG, S.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Thermophilic anaerobic co-digestion of oil palm empty fruit bunches with palm oil mill effluent for efficient biogas production. **Applied Energy**, v. 93, p. 648–654, 2012.

PAP, B.; GYÖRKEI, Á.; BOBOESCU, I. Z.; NAGY, I. K.; BÍRÓ, T.; KONDOROSI, É.; MARÓTI, G. Temperature-dependent transformation of biogas - producing microbial communities points to the increased

importance of hydrogenotrophic methanogenesis under thermophilic operation. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 375–380, 2015.

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

PEIXOTO, M. & Pinto, H. S. Desperdício de Alimentos: questões socioambientais, econômicas e regulatórias. Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisas / CONLEG / Senado, fevereiro /2016 (Boletim Legislativo nº 41, de 2016). Disponível em: <<http://www12.senado.leg.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-de-estudos/boletins-legislativos/bol41>> Acesso em jul. 2017.

RIBAS, M. M. F. **Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio operado em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada sob condições termofílicas e mesofílicas**. 2006. 198p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SAGULA, A. L. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em co-digestão com caldo de cana**. 2012. 56p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós Graduação em Ciências Agrônômicas, Unesp, Botucatu.

SANTOS, N. O. **Produção de biogás a partir de biomassa da microalga *Isochrysis Galbana***. 2013. 129p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, UFRJ, Rio de Janeiro.

SARKER, S.; MØLLER, H. B. Regulating feeding and increasing methane yield from co-digestion of C5 molasses and cattle manure. **Energy Conversion and Management**, v. 84, p. 7–2, 2014a.

SARKER, S.; MOLLER, H. B.; BRUHN, A. Influence of variable feeding on mesophilic and thermophilic co-digestion of *Laminaria digitata* and cattle manure. **Energy Conversion and Management**, v. 87, p. 513–520, 2014b.

SCHMIDELL, W.; SOARES, H. M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; BERTOLA, N. C.; CONTRERAS, E. M. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v. 11, ed. Florianópolis (SC): Gráfica Paper Print, 2007. 720 p.

SILVESTRE, G.; ILLA, J.; FERNÁNDEZ, B.; BONMATÍ, A. Thermophilic anaerobic co-digestion of sewage sludge with grease waste: Effect of long chain fatty acids in the methane yield and its dewatering properties. **Applied Energy**, v. 117, p. 87–94, 2014.

SHARMA, D.; SOLARES, T. E.; HUBER, D. H. Thermophilic anaerobic co-digestion of poultry litter and thin stillage. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 251–256, 2013.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B.; KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 21–28, 2016.

STEINMETZ, R. L. R. **Avaliação do efeito de drogas veterinárias na produção específica de biogás de substratos agropecuários**. 2016. 168p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, UFSC, Florianópolis.

TYAGI, V. K.; CAMPOY, R. A.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.J.; GARCÍA, L.I. R. Enhancement in hydrogen production by thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge – Optimization of treatment conditions. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 408–415, 2014.

VALERO, D.; MONTES, J. A.; RICO, J.L.; RICO, C. Influence of headspace pressure on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, v. 48, p. 193–198, 2016.

VDI. **VDI 4630** – Fermentation of organic materials characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 2006.

VRIEZE, J. D.; SMET, D.; KLOK, J.; COLSEN, J.; ANGENENT, L. T.; VLAEMINCK, S. E. Thermophilic sludge digestion improves

energy balance and nutrient recovery potential in full-scale municipal wastewater treatment plants. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 1237–1245, 2016.

WANG, F.; HIDAKA, T.; SAKURAI, K.; TSUMORI, J. Anaerobic co-digestion of steam-treated *Quercus serrata* chips and sewage sludge under mesophilic and thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 318–325, 2014.

WANG, X.; ZHANG, L.; XI, B.; SUN, W.; XIA, X.; ZHU, C.; HE, X.; LI, M.; YANG, T.; WANG, P.; ZHANG, Z. Biogas production improvement and C/N control by natural clinoptilolite addition into anaerobic co-digestion of *Phragmites australis*, feces and kitchen waste. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 192–199, 2015.

WANG, W.; XIE, L.; CHEN, J.; LUO, G.; ZHOU, Q. Biohydrogen and methane production by co-digestion of cassava stillage and excess sludge under thermophilic condition. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p. 3833–3839, 2011.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogás production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527–530, 2015.

YU, D.; KUROLA, J.M.; LÄHDE, K.; KYMÄLÄINEN, M.; SINKKONEN, A.; ROMANTSCHUK, M. Biogas production and methanogenic archaeal community in mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion processes. **Journal of Environmental Management**, v. 143, p. 54–60, 2014

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogás production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.

ZHANG, T.; MAO, C.; ZHAI, N.; WANG, X.; YAN, G. Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk. **Waste Management**, v. 35, p. 119–126, 2015.

8 APÊNDICE

Apêndice A – Resultados da determinação da série de sólidos – inóculo disperso.

Amostra	m _a [g]	m _{ase} [g]	m _{cz} [g]	ST [g/kg]	Média [g/kg]	SF [g/kg]	Média [g/kg]	SV [g/kg]	Média [g/kg]
Inóculo disperso	9,3410	0,4779	0,1689	51,1615	18,0816			33,0800	
	10,2178	0,5126	0,1872	50,1674	50,408		18,153	31,8464	32,255
	9,0268	0,4504	0,1630	49,8959	18,0573			31,8385	
Celulose microcristalina	1,0001	0,9558	0,0003	955,7044	0,3000			955,4045	
	1,0075	0,9636	0,0001	956,4268	0,0993		0,299	956,3275	955,938
	1,0019	0,9584	0,0005	956,5825	0,4991			956,0834	
RFV	6,3974	0,7476	0,0553	116,8600	8,6441			108,2158	
	6,7661	0,8125	0,0596	120,0839	118,282		8,688	111,2753	109,594
	6,1661	0,7270	0,0531	117,9027	8,6116			109,2911	
Esgoto	6,5227	1,5829	0,7738	242,6756	118,6319			124,0437	
	10,8930	2,8117	0,3917	258,1199	253,906		118,632	222,1610	124,044
	7,1868	1,8752	0,9361	260,9228	130,2527			130,6701	

Apêndice B – Resultados da determinação da série de sólidos – inóculo granular.

Amostra	m _a [g]	m _{ase} [g]	m _{cz} [g]	ST [g/kg]	Média [g/kg]	SF [g/kg]	Média [g/kg]	SV [g/kg]	Média [g/kg]
Inóculo	9,5169	0,6466	0,2915	67,9423	30,6297	30,6297	30,631	37,3126	37,353
	8,9839	0,5984	0,2693	66,6080	67,984	29,9758	30,631	36,6322	37,353
	10,9017	0,7566	0,3411	69,4020		31,2887		38,1133	
Celulose microcristalina	1,0044	0,9569	0,0000	952,7081		0,0000		952,7081	
	1,0049	0,9564	0,0000	951,7365	952,684	0,0000	0,000	951,7365	952,684
	1,0088	0,9620	0,0000	953,6082		0,0000		953,6082	
RFV	4,8921	0,4742	0,0404	96,9318		8,2582		88,6736	
	8,6135	0,8505	0,0752	98,7403	99,519	8,7305	8,709	90,0099	90,810
	12,5605	1,2923	0,1148	102,8860		9,1398		93,7463	
LE	5,3927	0,5957	0,2828	110,4641		52,4413		58,0229	
	9,1669	0,9533	0,4514	103,9937	106,032	49,2424	52,441	54,7513	58,023
	7,7201	0,8001	0,3809	103,6386		49,3387		54,2998	

Apêndice C – Dados gerais reatores – inóculo disperso.

Nome da amostra	Id. Reator	Estimativa $m_{amostra}$ [g]	Pesagem $m_{amostra}$ [g]	ST amostra [%]	SV/ST [% _{ST}]	SV amostra [%]	m_{SV} reator [g]	V_{reator} [mL]	$m_{Inóculo}$ [g]	ST reator [%]
Inóculo disperso	1.1	0	0,00	5,04	63,99	3,23	0,00	175,00	108,51	5,47
	1.2	0	0,00	5,04	63,99	3,23	0,00	175,00	108,50	5,47
	1.3	0	0,00	5,04	63,99	3,23	0,00	175,00	108,53	5,47
Celulose microcristalina	2.1	2,09	1,05	95,62	99,97	95,59	1,00	175,00	108,51	6,47
	2.2	2,09	1,05	95,62	99,97	95,59	1,00	175,00	108,52	6,47
	2.3	2,09	1,05	95,62	99,97	95,59	1,00	175,00	108,50	6,47
100% RFV	3.1	18,25	9,12	11,83	92,65	10,96	1,00	175,00	108,53	6,47
	3.2	18,25	9,12	11,83	92,65	10,96	1,00	175,00	108,51	6,47
	3.3	18,25	9,12	11,83	92,65	10,96	1,00	175,00	108,51	6,47
100% LE	4.1	16,12	8,05	25,39	48,85	12,40	1,00	175,00	108,53	6,47
	4.2	16,12	8,05	25,39	48,85	12,40	1,00	175,00	108,51	6,47
	4.3	16,12	8,23	25,39	48,85	12,40	1,02	175,00	108,53	6,49
50% RFV + 50% LE	5.1	17,12	8,61	18,61	62,77	11,68	1,01	175,00	108,54	6,48
	5.2	17,12	8,59	18,61	62,77	11,68	1,00	175,00	108,51	6,47
	5.3	17,12	8,63	18,61	62,77	11,68	1,01	175,00	108,58	6,48
87,5% RFV + 12,5% LE	6.1	17,95	9,01	13,52	82,38	11,14	1,00	175,00	108,57	6,48
	6.2	17,95	9,13	13,52	82,38	11,14	1,02	175,00	108,56	6,49
	6.3	17,95	9,06	13,52	82,38	11,14	1,01	175,00	108,51	6,48
12,5% RFV +	7.1	16,36	8,23	23,70	51,59	12,22	1,01	175,00	108,51	6,48

87,5% LE	7.2	16,36	8,23	23,70	51,59	12,22	1,01	175,00	108,54	6,48
	7.3	16,36	8,20	23,70	51,59	12,22	1,00	175,00	108,63	6,48
10% RFV + 90% LE	8.1	16,31	8,16	24,03	51,01	12,26	1,00	175,00	108,53	6,47
	8.2	16,31	8,28	24,03	51,01	12,26	1,01	175,00	108,52	6,49
	8.3	16,31	8,17	24,03	51,01	12,26	1,00	175,00	108,58	6,47
15% RFV + 85% LE	9.1	17,53	8,22	23,36	48,85	11,41	0,94	175,00	108,54	6,41
	9.2	17,53	8,23	23,36	48,85	11,41	0,94	175,00	108,55	6,41
	9.3	17,53	8,25	23,36	48,85	11,41	0,94	175,00	108,54	6,41

Apêndice D – Dados gerais reatores* – inóculo granular.

Nome da amostra	Id. Reator	Estimativa m _{amostra} [g]	Pesagem m _{amostra} [g]	ST _{amostra} [%]	SV/ST [% _{ST}]	SV _{amostra} [%]	m _{SV Reator} [g]	m _{Inóculo} [g]	ST _{reator} [%]	Inicial	Final
Inóculo	1.1	0	0,00	6,80	54,94	3,74	0,00	93,72	6,37	7,32	8,44
	1.2	0	0,00	6,80	54,94	3,74	0,00	93,75	6,37	7,11	8,40
	1.3	0	0,00	6,80	54,94	3,74	0,00	93,76	6,37	7,02	8,35
Celulose microcristalina	2.1	2,10	1,05	95,27	100,00	95,27	1,00	93,76	7,37	7,21	8,16
	2.2	2,10	1,05	95,27	100,00	95,27	1,00	93,71	7,37	7,18	8,15
	2.3	2,10	1,05	95,27	100,00	95,27	1,00	93,76	7,37	7,21	8,17
100% RFV	3.1	22,02	11,03	9,95	91,25	9,08	1,00	93,73	7,37	6,99	8,15
	3.2	22,02	11,02	9,95	91,25	9,08	1,00	93,77	7,38	7,04	8,17
	3.3	22,02	11,02	9,95	91,25	9,08	1,00	94,16	7,40	7,03	8,15
100% LE	4.1	34,47	17,90	10,60	54,72	5,80	1,04	93,76	7,41	7,30	8,16
	4.2	34,47	17,26	10,60	54,72	5,80	1,00	93,95	7,39	7,35	8,18
	4.3	34,47	17,22	10,60	54,72	5,80	1,00	93,94	7,39	7,32	8,23
50% RFV + 50% LE	5.1	26,88	15,05	10,28	72,41	7,44	1,12	93,77	7,49	7,28	8,09
	5.2	26,88	14,19	10,28	72,41	7,44	1,06	93,71	7,43	7,22	8,13
	5.3	26,88	14,17	10,28	72,41	7,44	1,05	93,79	7,43	7,06	8,08
87,5% RFV + 12,5% LE	6.1	23,06	11,78	10,03	86,42	8,67	1,02	93,82	7,40	7,10	8,11
	6.2	23,06	11,80	10,03	86,42	8,67	1,02	93,76	7,40	7,11	8,26
	6.3	23,06	11,81	10,03	86,42	8,67	1,02	93,78	7,40	7,09	8,28
12,5% RFV + 87,5% LE	7.1	32,20	16,44	10,52	59,04	6,21	1,02	93,70	7,39	7,16	8,15
	7.2	32,20	16,48	10,52	59,04	6,21	1,02	93,74	7,40	7,20	8,14
	7.3	32,20	16,45	10,52	59,04	6,21	1,02	93,74	7,39	7,22	8,18

10% RFV + 90% LE	8.1	32,63	16,71	10,54	58,17	6,13	1,02	93,76	7,40	7,19	8,15
	8.2	32,63	16,63	10,54	58,17	6,13	1,02	93,77	7,39	7,23	8,15
	8.3	32,63	16,66	10,54	58,17	6,13	1,02	93,73	7,39	7,26	8,33
15% RFV + 85% LE	9.1	34,79	16,25	10,51	54,72	5,75	0,93	93,79	7,31	7,19	8,16
	9.2	34,79	16,27	10,51	54,72	5,75	0,94	93,75	7,31	7,16	8,15
	9.3	34,79	16,27	10,51	54,72	5,75	0,94	93,75	7,31	7,21	8,15

* Volume do reator = 175,00 mL.