



**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

NARA PAULA SCHMEIER

**AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DE BIODIGESTOR NO PROCESSO DE
DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.**

São Leopoldo

2017

NARA PAULA SCHMEIER

**AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DE BIODIGESTOR NO PROCESSO DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.**

Dissertação apresentada como requisito parcial
para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS

Orientador(a): Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo

2017

S347a Schmeier, Nara Paula.

Avaliação da operação de biodigestor no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos / Nara Paula Schmeier. – 2017.

94 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, 2017.

“Orientadora: Profa. Dr^a. Luciana Paulo Gomes.”

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. 3. Biodigestores. I.
Título.

CDU 620.9

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Bruna Sant'Anna – CRB 10/2360)

NARA PAULA SCHMEIER

**AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DE BIODIGESTOR NO PROCESSO DE DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em 20 de novembro de 2017.

BANCA EXAMINADORA

Dr^a. Luciana Paulo Gomes – Orientadora
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS

Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS

Dr. Valderi Duarte Leite
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por todo o amor e apoio, mesmo que inúmeras vezes silencioso, e principalmente pela formação ética e moral que me proporcionaram. Em especial a minha mãe Nair, pelos exemplos e por me mostrar sempre que, a todo momento, temos a opção de escolher qual caminho seguir e que cabe, única e exclusivamente, a nós essa decisão.

Ao meu namorado Éder, pelo amor, compreensão e amizade ao longo desses anos.

À minha orientadora Dr^a. Luciana Paulo Gomes, por me receber e pela confiança depositada para desenvolver esse projeto. Agradeço a paciência, o apoio, o encorajamento e ensinamentos ao longo desse período.

Ao professor Dr. Luis Miranda, pelos ensinamentos nas disciplinas e contribuições ao longo do estudo. Aos demais professores do PPGEC e todos os outros que fizeram parte de minha formação acadêmica, transmitindo conhecimentos e compartilhando experiências.

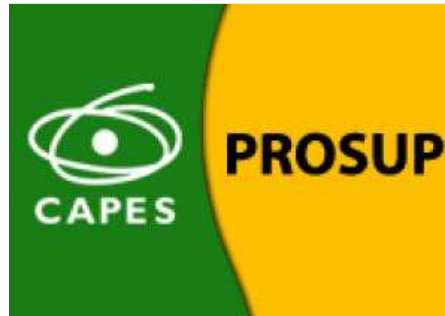
Aos colegas de Mestrado e amigos que fiz durante o curso, pela amizade, experiências e aprendizado, meu especial agradecimento. Sem vocês esse período não teria sido tão prazeroso, apesar da angústia de alguns momentos.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos (bolsistas, laboratoristas e mestrandos), pelo imenso auxílio e paciência comigo durante a etapa experimental deste trabalho. Sem vocês este trabalho não teria sido possível.

À todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para minha formação. A todos amigos e professores que fizeram com que eu conseguisse avançar mais um degrau.

Aos órgãos de fomento à pesquisa, CAPES - Prosup, pela concessão da bolsa de estudos e à Unisinos pelo financiamento da pesquisa.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA



PROGRAMA DE SUPORTE À PÓS-GRADUAÇÃO DE INSTITUIÇÕES DE
ENSINO PARTICULARES



PETROBRAS



RESUMO

SCHMEIER, Nara Paula. **Avaliação da operação de biodigestor no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos**. São Leopoldo, 2017. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

O processo de digestão anaeróbia tem sido empregado com destaque no tratamento de resíduos sólidos orgânicos, por tratar-se de uma alternativa para amenizar problemas ambientais e também por uma questão energética, visto que possibilita a produção de energia para auxiliar a suprir a alta demanda, em consequência do elevado crescimento populacional e industrial. No entanto, questões relativas a escalas de trabalho, formas de operação, carga orgânica e influência de parâmetros como AGV, alcalinidade e nitrogênio amoniacal (NA) perduram. Desta forma o presente trabalho objetivou avaliar a operação de biodigestor, ao longo de 340 dias, mediante variação de frequências de adição de RSO e cargas orgânicas volumétricas (COV) de 7,98, 7,80, 9,64, 3,28, 4,10 e 5,00 kg STV/m³.d., com média de ST: 339,6 mg/g e umidade: 64%, frente a produção de biogás e CH₄. Ademais, também buscou avaliar a influência de parâmetros como AGV, alcalinidade e nitrogênio amoniacal sobre o processo de DA. O sistema experimental foi composto por um biodigestor de câmara única, com volume de 0,28 m³, alimentado com RSO do restaurante universitário e inoculo ambientado a digestão de RSO. O monitoramento do processo experimental foi realizado por meio de caracterização físico-química (pH, DQO, DBO, alcalinidade, AGV, ST, STF, STV, NT, NA, PT e COT) das frações sólidas e líquidas, além da quantificação do biogás (volume e percentual de CH₄). O processo de digestão revelou que aplicações de COVs de 3,28, 4,10 e 5,00 kg STV/m³.d. possibilitaram maiores rendimentos de biogás e CH₄, em relação a COVs de 7,98, 7,80 e 9,64 kg STV/m³.d. A aplicação contínua da COV de 4,10 kg STV/m³.d. apresentou o maior rendimento de biogás e CH₄ em função dos STV aplicados, sendo 94,63 NL/kg STV e 45,42 NL/kg STV, respectivamente. No decorrer do processo de digestão, elevadas razões de AGV/Alcalinidade, baixas razões de C/NT e elevadas concentrações de AGV e NA levaram a uma condição de digestão que representou rendimentos reduzidos de biogás e metano.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia. Resíduos sólidos orgânicos. Biogás. COV. AGV/ALC. Nitrogênio amoniacal.

ABSTRACT

SCHMEIER, Nara Paula. **Evaluation of the biodigester operation in the anaerobic digestion process of organic solid waste.** São Leopoldo, 2017. 94 f. Dissertation (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

The anaerobic digestion (AD) process has been used in the treatment of organic solid waste, for being an alternative to ease environmental problems and also an energy issue, since it allows the production of energy to help supplying the high demand, as a result of high population and industrial growth. However, issues concerning work scales, operation forms, organic loads and influence of parameters such as VFA, alkalinity and ammonia nitrogen (AN) to linger. In this way, the objective of this work was to evaluate the biodigester operation, during 340 days, by varying the frequencies of organic solid waste (OSW) and organic loading rate (OLR), of 7,98, 7,80, 9,64, 3,28, 4,10 e 5,00 kg STV/m³.d., with mean de TS: 339,6 mg/g and humidity: 64%, against production of biogas and CH₄. In addition, it also sought to evaluate the influence of parameters such as VFA, alkalinity and AN on the DA process. The experimental system consisted of a single chamber biodigester with a volume of 0.28 m³, fed with OSW from a university restaurant and inoculum set to the digestion of OSW. The monitoring of the experimental process was carried out through physicochemical characterization (pH, COD, BOD, alkalinity, VFA, TS, TFS, TVS, TN, AN, PT and TOC) solid and liquid fractions, in addition to the quantification of biogas (volume and percentage of CH₄). The digestion process revealed that OLRs applications of 3,28, 4,10 e 5,00 kg TVS/m³.d. allowed higher yields of biogas and CH₄, in relation to OLRs of 7,98, 7,80 e 9,64 kg TVS/m³.d. The continuous application of OLR of 4,10 kg TVS/m³.d. showed the highest biogas yield and CH₄ as a function of the VTS applied, being 94,63 NL/kg TVS and 45,42 NL/kg TVS, respectively. During the digestion process, high AGV/Alkalinity ratios, low C/N ratios and high concentrations of VFA and AN led to an digestion condition which represented reduced yields of biogas and methane.

Key-words: Anaerobic digestion. Organic solid waste. Biogas. OLR. VFA/Alk. Ammonia nitrogen.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de digestão anaeróbia e organismos microbianos envolvidos	32
Figura 2 – Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa	49
Figura 3 – Biodigestor utilizado na pesquisa	50
Figura 4 – RSO adicionado ao biodigestor.....	53
Figura 5 – Medidor de biogás.....	56
Figura 6 - Acompanhamento das variações de pH e STV e ocorrência de extravase de espuma nas Etapas 2, 4 e 5.	63
Figura 7 - Acompanhamento das quantificações de biogás e CH ₄ nas Etapas 2, 4 e 5.	65
Figura 8 - Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de DBO e DQO	67
Figura 9 – Acompanhamento das variações de pH e STV e ocorrência de extravase de espuma nas Etapas 6, 7 e 8.	70
Figura 10 - Acompanhamento das quantificações de biogás e CH ₄ nas Etapas 6, 7 e 8.	72
Figura 11 - Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de DBO e DQO nas Etapas 6, 7 e 8	74
Figura 12 – Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de pH, alcalinidade e AGV	76
Figura 13 – Acompanhamento relação AGV/Alcalinidade e geração de CH ₄ das Etapas 2, 4 e 5	79
Figura 14 – Acompanhamento relação AGV/Alcalinidade e geração de CH ₄ das Etapas 6, 7 e 8	79
Figura 15 – Acompanhamento dos resultados de Nitrogênio Amoniacal e produção de biogás	81

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Exemplos básicos de cada categoria de resíduos sólidos urbanos.....	28
Quadro 2 - Dados técnicos do biodigestor	51
Quadro 3 – Dados operacionais de cada Etapa.....	52
Quadro 4 – Parâmetros e frequência de monitoramento da unidade experimental.....	55
Quadro 5 – Especificações técnicas do medidor de vazão de biogás.....	56
Quadro 6 – Especificações técnicas do medidor de vazão de biogás.....	57
Quadro 7 – Características do inoculo utilizado no processo de DA	59
Quadro 8 – Características dos RSO utilizados na alimentação do Biodigestor.....	60
Quadro 9 – Dados operacionais de cada Etapa.....	61
Quadro 10 – Resumo dos resultados de STV e pH das Etapas 2, 4 e 5.....	62
Quadro 11 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais de STV das Etapas 2, 4 e 5..	64
Quadro 12 – Geração de biogás e rendimento de CH ₄ em função dos STV adicionados nas Etapas 2, 4 e 5.....	65
Quadro 13 – Geração de biogás e rendimento de CH ₄ nas Etapas 2, 4 e 5 e comparação com dados da literatura que reportam o rendimento a partir da digestão anaeróbia de RSO.....	66
Quadro 14 – Resumo dos resultados de DBO e DQO nas Etapas 2, 4 e 5.....	67
Quadro 15 – Relação C/NT e C/PT das Etapas 2, 4 e 5	68
Quadro 16 – Dados operacionais de das Etapa 6,7 e 8.....	69
Quadro 17 – Resumo dos resultados de STV e pH das Etapas 6, 7 e 8.....	69
Quadro 18 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais de STV das Etapas 6, 7 e 8..	71
Quadro 19 – Geração de biogás e rendimento de CH ₄ em função dos STV adicionados nas Etapas 6, 7 e 8.....	71
Quadro 20 – Geração de biogás e rendimento de CH ₄ nas Etapas 6, 7 e 8 e comparação com dados da literatura que reportam o rendimento a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	73
Quadro 21 – Resumo dos resultados de DBO e DQO nas Etapas 6, 7 e 8.....	74
Quadro 22 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais das Etapas 6, 7 e 8	75
Quadro 23 – Relação C/NT e C/PT das Etapas 6, 7 e 8	75
Quadro 24 – Resumo dos resultados dos parâmetros de alcalinidade e AGV e relação AGV/Alcalinidade.....	76
Quadro 25 – Relação AGV/Alcalinidade e a geração de biogás e CH ₄	78
Quadro 26 – Resumo dos resultados de Nitrogênio Amoniacal.....	80

Quadro 27 – Comparativo da geração de biogás e CH ₄ das etapas estudadas.....	83
Quadro 28 – Comparativo da geração de biogás e CH ₄ das Etapas 5 e 7.....	83

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABERC	Associação Brasileira das Empresas de Refeições Coletivas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ALC	Alcalinidade
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás Carbônico
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GEE	Gases de Efeito Estufa
H ₂ O	Água
H ₂ S	Gás Sulfídrico
NT	Nitrogênio Total
NA	Nitrogênio Amoniacal
PERS/RS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
UAN	Unidades de Alimentação e Nutrição

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	23
1.1 Objetivos.....	25
1.1.1 Objetivo Geral	25
1.1.2 Objetivos Específicos	25
1.2 Estrutura da Pesquisa	26
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	27
2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.....	27
2.1.1 Resíduos Sólidos Orgânicos.....	30
2.2 Digestão anaeróbia	31
2.2.1 Processo de digestão.....	31
2.2.2 Fatores que influenciam na DA.....	35
2.2.3 Produtos da Digestão Anaeróbia	43
2.3 Experiências com digestão anaeróbia.....	45
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.1 Unidade experimental	50
3.2 Operação do biodigestor	51
3.3 Substrato e RSO digerido	53
3.3.1 Substrato.....	53
3.3.2 RSO digerido (inóculo)	54
3.4 Monitoramento da unidade experimental.....	54
3.4.1 Volume de Biogás	55
3.4.2 CH ₄ e CO ₂ (%).....	56
3.5 Tratamento estatístico dos dados.....	57
4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	59
4.1 Caracterização do inoculo e substratos	59
4.2 Resultados em atendimento ao Objetivo a) Analisar a influência da frequência de alimentação do biodigestor no processo de digestão anaeróbia e Objetivo b) Identificar a carga orgânica volumétrica ideal, que potencializou maior geração de biogás na operação do biodigestor.....	60
4.2.1 Etapas 2, 4 e 5	62
4.2.2 Etapas 6, 7 e 8	68

4.3 Resultados em atendimento ao Objetivo c) Avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia frente ao comportamento da alcalinidade e ácidos graxos voláteis (AGV).....	76
4.4 Resultados em atendimento ao Objetivo d) Avaliar a influência do nitrogênio amoniacal no processo de digestão anaeróbia.	80
4.5 Comparação entre as etapas	83
5 CONCLUSÃO.....	85
5.1 Sugestões para Trabalhos Futuros	85
REFERÊNCIAS	86
ANEXOS.....	94

1 INTRODUÇÃO

A recente escassez hídrica e o conseqüente comprometimento da geração de energia elétrica, aliada ao aumento do preço em decorrência do uso de energia advinda de termelétricas, vem estimulando a busca por outras fontes de geração de energia no Brasil. Ademais, mundialmente, o desenvolvimento econômico da sociedade moderna se estabeleceu basicamente sobre a utilização de fontes energéticas de origem fóssil que, a cada dia, tornam-se insustentáveis em razão dos custos e impactos que causam. Portanto, a necessidade em reduzir a dependência fóssil tem estimulado a busca por energia oriunda de fontes alternativas, em especial àquelas renováveis, que se sustentem na valorização de aspectos sociais, econômicos e ambientais.

Aliado a este quadro, em decorrência do desenvolvimento econômico, crescimento populacional e a revolução tecnológica, que proporcionaram alterações no estilo de vida e nos modos de produção e consumo da população, existem as demandas pelas soluções relacionadas a destinação dos resíduos sólidos gerados. Segundo Gouveia (2012), em razão do desenvolvimento alcançado nas últimas décadas, houve um crescimento na geração de resíduos sólidos, tanto em quantidade como em diversidade, principalmente nos grandes centros urbanos.

Estudos revelam que mais da metade da população mundial situa-se em áreas urbanas e, se assim continuar, maior será a produção de resíduos sólidos urbanos (RSU). (VOJNOVIC, 2014). Além de acréscimos na quantidade, os resíduos gerados também passaram a ter em sua composição elementos sintéticos e perigosos aos ecossistemas e à saúde humana, em virtude das novas tecnologias incorporadas aos processos e cotidiano (GOUVEIA, 2012). Estes, por sua vez, quando coletados ou dispostos inadequadamente, trazem significativos impactos à saúde e elevada degradação ambiental.

Dos resíduos sólidos gerados nas áreas urbanas brasileiras, chama atenção o elevado percentual de resíduos sólidos orgânicos (RSO) que possuem como destino principal aterros sanitários e/ou locais impróprios como aterros controlados e lixões. A grande problemática desta tipologia de resíduo está relacionada com seu elevado potencial de contaminação, que implica em distintos impactos socioambientais, dos quais cabe citar: as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e de odores, bem como a contaminação de águas superficiais e subterrâneas causada pelo lixiviado. (FERREIRA, 2015).

Outro fator a se considerar são os custos de limpeza dos recicláveis quando em contato com os resíduos orgânicos e a diminuição do tempo de vida útil dos aterros sanitários, que

deveriam ser ocupados apenas pelos resíduos que não têm condições de serem reciclados ou reaproveitados. Somente a reciclagem da fração orgânica já proporcionaria redução de pelo menos 50% dos resíduos destinados a tal método de disposição. (VIANA *et al.*, 2006).

Os restos de alimentos putrescíveis tornam-se um excelente substrato para a digestão anaeróbia (DA), uma vez que representam parcela significativa dos RSO, além de serem facilmente biodegradáveis, de modo geral, em relação aos RSU. A DA possibilita a produção de uma energia renovável e limpa, através do uso biogás. Além disso, proporciona diversas vantagens socioambientais, visto que possibilita a redução do consumo de combustíveis fósseis, minimiza os impactos causados pela sua queima, possibilita a diversificação da matriz energética brasileira e representa uma fonte de recursos financeiros (ZANETTE, 2009; JACOBI; BESEN, 2011; KARLSSON *et al.*, 2014; GALIZA; CAMPOS, 2015; VIERA *et al.*, 2015).

Na DA algumas espécies de bactérias que atuam na ausência de oxigênio, atacam a estrutura de materiais orgânicos complexos para produzir compostos simples: CH₄, CO₂, N₂, NH₃, H₂S, nova biomassa, dentre outros, extraindo simultaneamente a energia e os compostos necessários para o seu próprio crescimento. A transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no transcorrer da DA, processa-se através de uma cadeia de degradações sucessivas (hidrólise, acidogênese e metanogênese), devido aos diferentes tipos de bactérias envolvidas no processo de degradação. (VIERA, *et al.*, 2015).

Para que a digestão transcorra de maneira satisfatória, é necessário que os processos envolvidos ocorram de maneira interativa e sequencial nos grupos de microrganismos envolvidos, além da necessidade de um controle das características físicas e químicas do ambiente, visto que influenciam o crescimento microbiano. (CHERNICHARO, 1997). Em vista disso, tem-se buscado estabelecer parâmetros operacionais e de monitoramento ambiental que subsidiem práticas operacionais que, simples e econômicas, garantam o rendimento máximo de produção de metano e a eficiência energética do sistema.

Sob essa perspectiva, é indispensável o conhecimento e domínio de tecnologias que garantam o adequado tratamento dos RSO, de forma simples e robusta, que contribuam à geração de energia e que tenham simplicidade operacional, disseminando o tratamento descentralizado de resíduos. Com tecnologias de baixo custo operacional e elevada eficiência energética, os biodigestores podem se configurar numa solução interessante para cidades e fontes geradoras de resíduos orgânicos (por exemplo, restaurantes, feiras, supermercados, centrais de abastecimento de alimentos, etc.).

Inúmeros estudos têm buscado estabelecer padrões para manutenção da estabilidade operacional de biodigestores, predominando abordagens em escala de bancada. Entretanto, conseqüentemente, surgem questionamentos a respeito da obtenção de resultados semelhantes e promissores em situações de escala piloto e/ou real. Se a dificuldade de reproduzir todos os aspectos e controles aplicados aos sistemas em escala reduzida, poderia diminuir ou, de alguma forma, impactar o sucesso da DA e produção de biogás.

Ademais, também se tornam eminentes questões relativas a frequência de alimentação e cargas orgânicas volumétricas (COV) a ser administradas no tratamento de RSO (resíduos alimentares) por DA. Se a adoção de distintas frequências de alimentação pode proporcionar maiores rendimentos em termos de geração de biogás e metano. Ou então, se as COVs apontadas na literatura, ao serem aplicadas, proporcionariam comportamentos e resultados semelhantes aos já reportados.

Diante do exposto, em linhas gerais, o estudo aqui proposto avaliou a operação de biodigestor alimentado com resíduo sólidos orgânicos, visando o rendimento máximo na produção de biogás, mediante aplicação de distintas COV e frequências de alimentação.

1.1 Objetivos

No interesse em responder as questões motivadoras desta pesquisa, estabeleceu-se os objetivos apresentados a seguir.

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a operação de biodigestor no processo de digestão anaeróbia de resíduo sólidos orgânicos – RSO, frente ao rendimento de biogás e CH₄.

1.1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- a) Analisar a influência da frequência de alimentação do biodigestor no processo de digestão anaeróbia;
- b) Identificar a carga orgânica volumétrica ideal, que potencializou maior rendimento de biogás e CH₄ na operação do biodigestor;

- c) Avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia frente ao comportamento da alcalinidade e ácidos graxos voláteis;
- d) Avaliar a influência do nitrogênio amoniacal no processo de digestão anaeróbia.

1.2 Estrutura da Pesquisa

A presente Dissertação está dividida em 4 capítulos principais, conforme estrutura apresentada a seguir.

O primeiro capítulo “Introdução” apresenta a contextualização do trabalho, caracterizando o tema desta pesquisa, justificativa da escolha deste tema e os objetivos do estudo. No capítulo 2 encontra-se a revisão bibliográfica, a qual abrange assuntos relacionados à resíduos sólidos, processo da digestão anaeróbia, no qual foram abordadas questões a respeito de pH, temperatura, sobrecarga orgânica, COV, alcalinidade, ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio amoniacal, fatores intervenientes e produtos gerados, e faz ainda, menção a outros trabalhos semelhantes desenvolvidos. No capítulo 3 encontram-se a apresentados os procedimentos metodológicos a serem empregados no desenvolvimento da pesquisa. No capítulo 4, serão apresentados os resultados, discussão e análise dos mesmos. Por fim, no capítulo 5, são apresentadas as conclusões da pesquisa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A gestão e o tratamento eficaz dos resíduos biodegradáveis vem sendo um tema de crescente importância para todas as autoridades mundiais. O tratamento dos resíduos orgânicos, por meio de DA, além de representar uma alternativa para amenizar problemas ambientais, promovendo o controle da poluição do solo, do ar e do sistema hídrico, é também uma questão energética, por possibilitar a produção de energia para suprir a alta demanda, em consequência do elevado crescimento populacional e industrial. Logo, o tratamento de resíduos com o objetivo de produzir biogás pode ser uma prática ambiental, econômica e socialmente rentável.

2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

A problemática da geração de resíduos sólidos e o seu gerenciamento inadequado é tida atualmente como um problema mundial, visto que a quantidade de resíduos gerados aumenta a cada dia em decorrência de crescimento populacional e mudanças de hábitos de consumo e produção. (AIRES, 2013).

No Brasil, a geração de resíduos aumentou em 29% de 2003 a 2014, o equivalente a cinco vezes a taxa de crescimento populacional no período, que foi 6%, de acordo com levantamento divulgado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE. A quantidade de resíduos com destinação adequada, entretanto, não acompanhou o crescimento da geração de resíduos, visto que em 2016, apenas 58,4% do total foram direcionados a aterros sanitários (ABRELPE, 2016).

Segundo a ABRELPE, mais de 41% das 71,3 milhões de toneladas de resíduos sólidos gerados no país em 2016 tiveram como destino lixões e aterros controlados, locais tidos como inadequados por oferecerem riscos ao meio ambiente e à saúde. No ano anterior, o percentual foi 41,3%. Dados semelhantes, porém, relativos ao ano de 2015, são apresentados pelo Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS, no qual 60,9% dos resíduos foram destinados de forma adequada, subentendendo-se aterros sanitários, 37% para aterros controlados e lixões e apenas 2,3% para unidades de triagem e compostagem. (SNIS, 2016).

De acordo com Zanta e Ferreira (2003), os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas municipais, abrangendo resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda e outros), da construção civil e, finalmente, os agrícolas (Quadro 1).

Quadro 1 - Exemplos básicos de cada categoria de resíduos sólidos urbanos.

Categoria	Exemplo
Matéria Orgânica Putrescível	Restos alimentares, flores, podas de árvores.
Plástico	Sacos, sacolas, embalagens de refrigerantes, água e leite, recipientes de produtos de limpeza, esponjas, isopor, utensílios de cozinha, látex, sacos de ráfia.
Papel e Papelão	Caixas, revistas, jornais, cartões, papel, pratos, cadernos, livros, pastas.
Vidro	Copos, garrafas de bebidas, pratos, embalagens, espelho, embalagens de limpeza, embalagens de produtos de beleza, embalagens de alimentícios.
Metal Ferroso	Palha de aço, alfinetes, agulhas, embalagens de produtos alimentícios.
Metal não ferroso	Latas de bebidas, restos de cobre, restos de chumbo, fiação elétrica.
Pano, Trapo, Couro e Borracha	Caixas, tábuas, palitos de fósforo, palitos de picolé, tampas, móveis, lenha.
Madeira	Roupas, panos de limpeza, pedaços de tecidos, bolsas e mochilas, tapetes, luvas cintos, balões.
Contaminante Biológico	Pilhas medicamentos, lâmpadas, inseticidas, raticidas, colas em geral, cosméticos, vidro de esmalte, embalagens de produtos químicos, latas de óleo de motor, latas de tinta, embalagens pressurizadas, canetas com cargas, papel-carbono, filme fotográfico.
Contaminante Químico	Papel higiênico, cotonetes, algodão, curativos, gases e panos com sangue, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, seringas, lâminas de barbear, cabelos, pelos, embalagens de anestésicos, luvas.
Pedra, Terra e Cerâmica	Vasos de flores, pratos, restos de construção, terra, tijolos, cascalho, pedras decorativas.
Diversos	Velas de cera, restos de sabão e sabonete, carvão, giz, pontas de cigarro, rolhas, cartões de crédito, lápis de cera, embalagens longa-vida, embalagens metalizadas, sacos de aspirador de pó, lixas, outros materiais de difícil identificação.

Fonte: Adaptado de Pessin *et al.* (2002) *apud* Zanta e Ferreira (2003),

Nos termos da Lei Federal nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, os RSU, são englobados apenas pelos resíduos domiciliares, isto é, aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, quais sejam, os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, bem como de outros serviços de limpeza urbana. (BRASIL, 2010). Demais categorias, conforme Brasil (2010) são divididos em:

- a) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os resíduos de limpeza urbana, de serviços públicos de saneamento básico, de serviços de saúde, da construção civil e de serviços de transportes;
- b) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os resíduos domiciliares e de limpeza urbana;

- c) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- d) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- e) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- f) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- g) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- h) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

Classificação semelhante a Brasil (2010) também é adotada no Plano Estadual de Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul – PERS/RS – 2015-2034. (PERS, 2014). No referido Plano, os RSU são compreendidos ainda, além dos resíduos originados nas atividades domésticas em residências urbanas e na limpeza urbana, pelo resíduo constante na alínea “a” acima, ou seja, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, com suas exceções.

Para o presente estudo, será adotada a definição de RSU apresentada no PERS/RS. (PERS, 2014). De modo geral, de acordo com Gomes (2016), os RSU, podem ser divididos em quatro categorias: material biodegradável (restos de alimentos putrescíveis, podas e restos de vegetação), material reciclável (plásticos, papéis, metais e vidros), rejeitos (contaminantes biológicos) e contaminantes químicos e classe I diversos.

Os RSU são compreendidos majoritariamente por material orgânico, que representa aproximadamente 50% do total de resíduos gerados no país, segundo a estimativa do Plano Nacional do Resíduo Sólidos Brasil, com base em 93 estudos realizados entre 1995 e 2008 e baseados em dados da coleta de resíduos sólidos. (PNRS, 2012). No PERS/RS, a estimativa do percentual de matéria orgânica chegou a 63,2% na mesorregião Noroeste Rio-grandense. (PERS, 2014).

O elevado percentual de material orgânico torna ainda mais problemática as questões relacionadas a gestão e disposição dos resíduos. Uma vez que esta parcela possui alto potencial de contaminação do meio ambiente e não há ou ocorre uma segregação adequada dos resíduos

gerados, ela acaba por dificultar ou até inviabilizar a reciclagem de outros materiais (papel, plástico, metais, vidros, ...) e, conseqüentemente, aumenta o volume de resíduos a descartar.

2.1.1 Resíduos Sólidos Orgânicos

Conforme apresentado anteriormente, os RSU são constituídos principalmente por resíduos sólidos orgânicos (RSO), representados por restos de alimentos putrescíveis, podas e restos de vegetação. Reis *et al.* (2006) e Viana *et al.* (2005) destacam que os restos de alimentos gerados nas cozinhas das residências são abundantemente encontrados junto aos RSU, em proporções de até 65% dos orgânicos totais dependendo da região. Já os demais orgânicos, as folhas e galhos de árvores, restos de poda de jardim, etc., representam uma menor porção destes orgânicos.

Quanto aos restos de alimentos putrescíveis gerados fora dos domicílios da população, nas Unidades de Alimentação e Nutrição (UAN), poucos são os dados disponíveis. Segundo a Associação Brasileira das Empresas de Refeições Coletivas (ABERC) a dimensão e a importância do setor de alimentação coletiva na economia nacional podem ser medidas a partir dos números gerados pelo segmento no ano 2014, que forneceu 12,2 milhões de refeições/dia e consumiu diariamente um volume de 6,5 mil toneladas de alimentos. (ABERC, 2015).

O crescente aumento da população e da urbanização das áreas urbanas, vem afetando diretamente a geração de RSO fora dos domicílios da população. Segundo Carneiro *et al.* (2010) e Alves e Ueno (2016), em uma UAN, a geração de resíduos é em média de 0,20kg/comensal¹.dia e 1,77kg/comensal.dia, que abrange também a porção proveniente do pré-preparo e preparo dos alimentos. Já Spinelli e Cale (2009) encontraram uma média de 0,45kg/comensal.dia, sendo que desses 0,199kg/comensal.dia eram oriundos do descarte de sobras e resto de ingestão. Lafuente Jr. (2012), em um restaurante comercial, encontrou um *per capita* médio de 0,652 kg/comensal.dia de resíduos sólidos, sendo também a maioria proveniente de sobras e restos de ingestão (0,345 kg/comensal.dia), demonstrando o elevado desperdício de alimentos prontos para o consumo naquela unidade.

Conforme pode ser constatado, tanto os restos de alimentos putrescíveis gerados nos domicílios da população quanto os gerados fora dela, representam uma parcela considerável e similar de resíduos que é disposta de maneira inadequada. A solução mais coerente deveria concentrar-se em reduzir o desperdício, no entanto, como isso não ocorre haja vista que a cada

¹ Comensal = consumidor em alimentação coletiva.

ano o percentual de resíduos gerados se eleva, tornam-se necessárias tecnologias de tratamento cada vez mais eficientes.

Atualmente, vários métodos de tratamento desta tipologia são comumente utilizados, destacando-se a compostagem, disposição em aterro e digestão anaeróbia (DA). Devido as crescentes preocupações sobre a crise energética, a DA tem atraído mais interesse, pois ela pode gerar energia renovável através da recuperação do biogás produzido, atuar como uma fonte de energia alternativa, reduzir as emissões de gases de efeito estufa com a redução do consumo de combustíveis fósseis, além de reduzir sua destinação para aterros sanitários e disposição inadequada a céu aberto. (CHIU e LO, 2016).

2.2 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo através do qual resíduos orgânicos são biologicamente convertidos, por um consórcio microbiano, na ausência de oxigênio (LASTELLA *et al.*, 2002). Além de estabilizar a carga orgânica de resíduos, gera produtos como o biogás composto principalmente por metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2) e, em menor proporção, água (H_2O), gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3) (MOLINO *et al.*, 2013; CHERNICHARO, 1997), e um resíduo orgânico rico em nitrogênio passível de ser utilizado como fertilizante (LANSING *et al.*, 2008).

2.2.1 Processo de digestão

O processo de DA se divide em diversas etapas (Figura 1), sendo ela hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, que devem estar perfeitamente harmonizadas entre si para que todo o processo se realize com êxito. Em todas as etapas estão envolvidos diferentes grupos de bactérias anaeróbias obrigatórias ou facultativas: as fermentativas, as acetogênicas, as metanogênicas e as sulforedutoras. As bactérias fermentativas estão envolvidas na hidrólise e na acidogênese e as bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas, na acetogênese e na metanogênese, respectivamente, enquanto que as sulforedutoras na sulfetogênese.

Segundo Pratas (2011), as bactérias degradam os substratos por meio de enzimas, que são moléculas proteicas que aceleram as reações bioquímicas, sendo elas endoenzimas e exoenzimas. As endoenzimas são produzidas na célula, e degradam o substrato solúvel dentro da célula. As exoenzimas são também produzidas dentro da célula, mas são libertadas para entrarem em contato com os substratos coloidais e em suspensão, que após serem solubilizados podem entrar no interior da célula para serem degradados. Todas as bactérias produzem endoenzimas, mas nem todas produzem exoenzimas. Como não existe nenhuma bactéria que produza todas as exoenzimas necessárias para degradar a grande variedade de substratos existentes em lodos, substratos e águas residuais, é necessária a existência de uma comunidade diversificada de bactérias para assegurar a degradação dos substratos presentes.

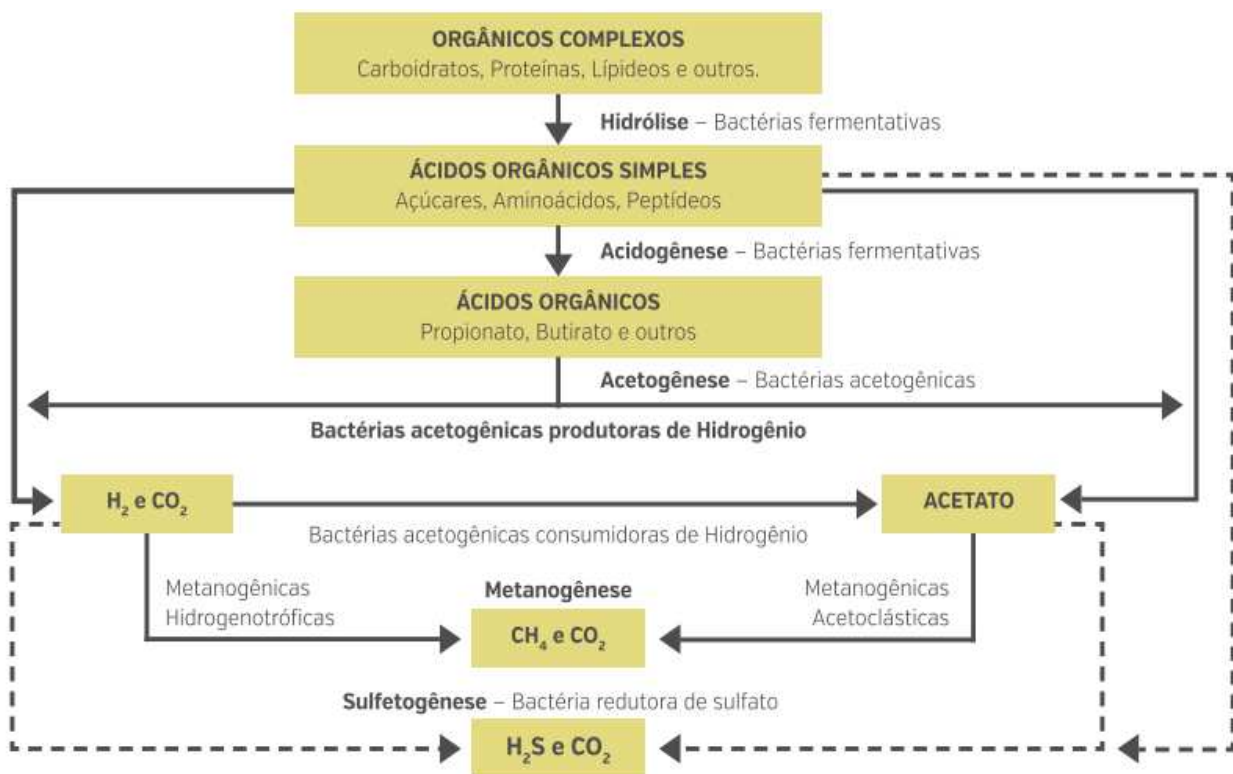


Figura 1 – Processo de digestão anaeróbia e organismos microbianos envolvidos

Fonte: Adaptado de McCarty (1964), Gujer e Zehnder (1983), Lettinga *et al.* (1996) *apud* Colturato *et al.* (2015)

Acidogênese

O primeiro estágio da DA é a hidrólise, no qual os compostos orgânicos complexos, tais como carboidratos, proteínas e lipídios, são decompostos em substâncias menos complexas como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos, que podem passar pelas paredes celulares das

bactérias fermentativas. Esta reação é catalisada por exoenzimas como proteases, celulasas e lipases, que são segregadas por bactérias fermentativas. (COLTURATO *et al.*, 2015); CHERNICHARO, 1997).

A hidrólise do material particulado, bem como de material solúvel de maior tamanho, é uma etapa essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato às células microbianas, inclusive de grupos bacterianos distintos, mas que dependem das etapas anteriores para o seu desenvolvimento. (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). Em certas situações, a complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão. (REIS, 2012).

No caso de os resíduos sólidos serem constituídos por celulose, proteínas, lignina e lipídeos, a hidrólise ocorrerá de uma forma mais lenta, o que poderá levar à não formação de monómeros suficientes para o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelas restantes etapas da digestão anaeróbia. (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

Quando os resíduos sólidos são constituídos por matéria orgânica pobre em celulose, logo mais facilmente biodegradável, como é o caso dos RSO, segundo diversos autores, a hidrólise ocorre de uma forma mais rápida, sendo o processo de DA limitado pela etapa da metagênese, caso se verifique a acumulação de ácidos graxos voláteis. (COLTURATO *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2014; CHERNICHARO, 1997).

Acetogênese

No segundo estágio do processo de DA, os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são metabolizados, no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são posteriormente excretados por um grupo diversificado de bactérias (bactérias acetogênicas ou sintróficas e homoacetogênicas), das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV) (principalmente ácido acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e hidrogênio, ou seja, os precursores do biogás, para além de novas células bacterianas. Adicionalmente, em menor quantidade, também são produzidos amônia, sulfeto de hidrogênio, álcoois e ácido láctico. (COLTURATO *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2014; CHERNICHARO, 1997)

Segundo Colturato *et al.*, 2015, Aquino e Chernicharo, 2005, dentre outros autores, uma concentração de hidrogênio muito elevada impede a conversão dos compostos intermediários da acidogênese e, por consequência, ocorre o acúmulo de ácidos que inibem a metanogênese. O hidrogênio em excesso, decorrente da formação do acetado, pode acarretar a redução do pH no meio, tornando-o excessivamente ácido. Caso as arqueas metanogênicas não estejam em

quantidade suficiente ou estejam em condições desfavoráveis de metabolização para realizar o consumo do H_2 , a produção de gases será alterada.

O hidrogênio produzido pelas bactérias acetogênicas pode ser consumido diretamente pelas arqueas metanogênicas na produção de metano e dióxido de carbono, ou ainda pode reagir com o dióxido de carbono e com o ácido acético, produzindo outros ácidos orgânicos, como o propiônico e o butírico. (AIRES, 2013, CHERNICHARO, 1997; AQUINO E CHERNICHARO, 2005). Segundo Pratas (2011), as bactérias acetogênicas crescem em relação simbiótica com as arqueas metanogênicas.

Em razão à atividade metabólica que se desenvolve nesta etapa do processo, o grupo de bactérias acetogênicas funciona como um intermediário, ligando a atividade do grupo de bactérias fermentativas, responsáveis pelas fases iniciais do processo, ao grupo de arqueas metanogênicas. O tempo de geração para estes organismos é lento, normalmente superior a três dias. (PRATAS, 2011)

Metanogênese

Neste estágio da DA, a metanogênese, as arqueas metanogênicas estritamente anaeróbias convertem principalmente o ácido acético, o H_2 e o CO_2 , gerados na etapa anterior, em CH_4 e CO_2 . Trata-se da fase mais longa, onde a presença de ácidos decresce com o decaimento da população de bactérias acidogênicas e o pH tende a neutralidade, na qual ocorre a participação de dois grupos de arqueas chamadas de acetoclásticas, que produzem metano a partir do acetato e produzem 60% a 70% de CH_4 e as hidrogenotróficas, que produzem CH_4 a partir do hidrogênio. (McCARTY, 1964, CHERNICHARO, 1997).

As arqueas hidrogenotróficas consomem o hidrogênio originado nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás, tornado possível que as bactérias do grupo das acidogênicas e acetogênicas se desenvolvam mais plenamente. Além disso, também utilizam o CO_2 como fonte de carbono e acceptor de elétrons. (CHERNICHARO, 1997; DUARTE, 2014).

Sulfetogênese

O consumo do hidrogênio resultante de todo o processo é de responsabilidade das das arqueas metanogênicas e das bactérias redutoras de sulfato, caso existam sulfatos nos substratos submetidos ao processo de DA. (TENÓRIO, 2015).

Em reatores anaeróbios com presença de sulfatos, um grupo de bactérias que reduzem os sulfatos a sulfeto podem se encontrar no meio. Esses microrganismos são conhecidos como bactérias “sulfato – redutoras” e anaeróbias estritas e utilizam o sulfato como acceptor final de

elétrons. A redução do sulfato em um reator anaeróbio pode trazer complicações para o sistema, visto que quando ocorre oxidação do material orgânico, o mesmo deixa de ser transformado em metano, gerando assim uma competição entre as arqueas metanogênicas e as bactérias sulfato redutoras. (ELFERINK, et al, 1994; CHERNICHARO, 1997).

Outro dos problemas ocasionados pela redução do sulfato é a toxicidade e a inibição de grupos bacterianos gerados pela presença do sulfeto no meio anaeróbio. (SOUZA, 1984; CHERNICHARO, 1997). O sulfeto é também o causador de odor desagradável, além de ser uma substância corrosiva e reduzir a qualidade e a quantidade de biogás. (CHERNICHARO, 1997; VINCKE et al, 2001; LENS; KUENEN, 2001).

Segundo FORESTI *et al.* (1999), para um bom desempenho dos reatores anaeróbios é imprescindível que os compostos orgânicos sejam convertidos em precursores imediatos de metano. Caso essa conversão não aconteça, a metanogênese não ocorrerá, acarretando no acúmulo dos produtos da fase de hidrólise e fermentação no reator.

2.2.2 Fatores que influenciam na DA

Para manter a atividade metabólica dos microrganismos envolvidos no processo de digestão elevada, é necessário ter controlado das condições ambientais. Os microrganismos são muito sensíveis a condições ambientais adversas, por isso é muito importante manter as condições ideais para os mesmos. A taxa de produção de biogás depende: temperatura, pH, teor de sólidos, relação carbono/nitrogênio, alcalinidade, acidez, carga orgânica volumétrica (COV), ácido graxos voláteis (AGV), toxicidade, nutrientes, concentração de lodo, o tempo de retenção, da natureza do substrato e o tipo digestor, entre outros (McCARTY, 1964, SOUZA, 1984; CHERNICHARO, 1997, REICHERT, 2005; AQUINO e CHERNICHARO, 2005, KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014; ZHANG *et al.*, 2014).

Temperatura

A temperatura é um dos fatores de maior influência na digestão anaeróbia, pois está diretamente relacionada com a atividade biológica dos microrganismos envolvidos no processo. Para uma temperatura de 35°C, a atividade biológica é de cerca de três dias, enquanto para uma temperatura de 10°C é de cinquenta dias. (PRATAS, 2011).

Três faixas aproximadas de temperatura podem ser associadas ao crescimento microbiano nos processos biológicos: faixa psicrófila (0 a 20°C), mesófila (20 a 40°C) e termófila (acima de 40°C), e dois níveis ótimos de temperatura têm sido encontrados na

literatura, um na faixa mesofílica (35 a 40°C) e outro na faixa termofílica (50 a 60°C). (McCARTY, 1964, SOUZA, 1984; CHERNICHARO, 1997, ARSOVA, 2010; AQUINO e CHERNICHARO, 2005, KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014; ZHANG *et al.*, 2014).

Devido às condições climáticas, a maioria dos processos têm sido realizada na faixa mesofílica, entretanto, algumas pesquisas e projetos de sistemas operados em faixa termofílica vêm sendo conduzidos nos últimos anos. ZHANG (2014), Bolzonella *et al.* (2012) e Kim *et al.* (2006) afirmam que o desempenho da DA aumenta com o aumento da temperatura em razão à elevação de taxas metabólicas e crescimento específico mais elevadas. Arsova (2010) e Fricke *et al.* (2007) destacam ainda maiores taxas de destruição de agentes patogênicos e maior produção de biogás dentre as vantagens.

Bolzonella *et al.* (2012), avaliando faixas de temperatura mesofílica e termofílica, observou um aumento em termos de remoção de sólidos voláteis e DQO quando a temperatura passou de mesófila para termofílica, as taxas de remoção aumentaram de 36% para 48% e de 35% para 45% para DQO e STV, respectivamente. A produção de biogás passou de 0,88 para 1,23 m³/d., enquanto que a produção de CH₄ variou apenas 63% para 64% na condição mesófila e termófila, respectivamente.

Embora diversas vantagens sejam observadas na condição termofílica, inúmeras desvantagens também têm sido relatadas. Termodinamicamente, uma temperatura mais elevada é vantajosa para reações endógenas (por exemplo, a quebra de propionato em CO₂, H₂), mas não favorável para reações exógenas como as reações hidrogenotróficas e metanogênicas. (ZHANG *et al.*, 2014). Outra desvantagem de operação termofílica é que as atividades de bactérias termófilas são altamente sensíveis a pequenas variações de temperatura. (CHIU e LO, 2016; APPELS *et al.*, 2011). Appels *et al.* (2011) traz que falhas no processo podem ocorrer quando taxas de mudança de temperatura forem superiores a 1 °C/dia e que as alterações de temperatura devem ser inferiores a 0,6 ° C/dia para manter uma digestão estável. Ademais, a operação em temperatura termofílica representa um gasto maior de energia no processo de digestão.

No Brasil, o clima tropical, predominante em maior parte do território, favorece os ciclos biológicos que promovem a DA, tanto em relação à biodiversidade de matéria prima (resíduos urbanos, dejetos animais e restos de cultura), quanto das próprias condições climáticas em si, com temperaturas médias anuais que garantem os processos biológicos. (GALINKIN, BLEY (2009).

Dentre as regiões mais favoráveis em termos climáticos, destacam-se a o norte e nordeste, nas quais predominam temperaturas mais elevadas durante o ano todo. No caso do

Rio Grande do Sul (RS), e outras regiões, onde o clima é temperado, as temperaturas de inverno atingem com frequência valores inferiores a 10°C. Estas temperaturas baixas, características do RS e outros estados da região sul, não são benéficas ao processo de DA e podem representar necessidade de aquecimento, elevando os custos do tratamento.

pH e Alcalinidade

Para se obter êxito com o tratamento anaeróbio, os reatores devem ser operados adequadamente, identificando-se com rapidez e segurança distúrbios no seu desempenho por meio do monitoramento de determinados parâmetros, tal como a capacidade tampão do sistema (capacidade de uma solução em evitar mudanças no pH). (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

O pH é um parâmetro fundamental para o monitoramento da estabilidade dos sistemas anaeróbios. Está intrinsecamente relacionado com a alcalinidade e os ácidos orgânicos formados no sistema, valendo-se como um indicador de acúmulo de ácidos e íons de H⁺ no reator. (FERREEIRA, 2015). De acordo com Chernicharo (1997), o monitoramento da alcalinidade é muito mais eficaz do que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear. Dessa maneira, um pequeno abaixamento do pH implica em considerável consumo de alcalinidade e, portanto, implica em diminuição da capacidade tampão.

O pH varia em resposta às conversões biológicas durante os diferentes processos da DA. Quando ocorrem valores baixos de alcalinidade, um pH estável indica equilíbrio e estabilidade do sistema, por outro lado, a queda do pH pode indicar o acúmulo de ácido e, conseqüentemente, instabilidade do digestor (ZAHER *et al.*, 2007).

Em se tratando de pH, segundo McCartney (1964), a DA ocorre em faixas entre 6,6 e 7,6; cuja faixa ótima situa-se entre 7,0 e 7,2. Souza (1984) reporta-se a faixas entre 5,0 a 6,0 para as bactérias acidogênicas e 6,8 a 7,2 para arqueas metanogênicas, destacando ainda que quando não há uma alcalinidade suficientemente elevada no sistema, há a possibilidade de predominância de produção de ácidos voláteis e conseqüente queda do pH. Lee *et al.* (2009) mencionam faixas de pH entre 6,5 e 8,2 para a metanogênese e 5,5 e 6,5 para acidogênese.

Chernicharo (1997) também traz valores distintos: faixas entre 6,6 e 7,4 para as arqueas metanogênicas, embora seja possível a formação de metano de maneira estável em faixa mais ampla, de 6 a 8. Afirma ainda que pH abaixo de 6 e acima de 8 devem ser evitados, visto que podem inibir completamente a formação de metano. No entanto, o autor ressalta que o pH irá depender do tipo de microrganismo envolvido na DA, bem como do tipo de substrato em uso.

Quanto a faixa de alcalinidade, Metcalf e Eddy (2016) mencionam que quando o processo de digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória ela apresentará valores situados entre 2000 e 5000 mg/L. Valores semelhantes também são reportados por McCartney (1964). Chernicharo (1997) faz menção a valores entre 1500 a 2500 mg/L para que seja possível a ocorrência do tamponamento do pH no sistema.

Ácido Graxos Voláteis (AGVs)

Nas etapas de acidogênese e acetogênese, é onde os AGV são produzidos, e servem de substrato para os micro-organismos responsáveis pela metanogênese produzirem o biogás. De acordo com Chernicharo (1997), quando as condições ambientais no interior do sistema anaeróbio são favoráveis, bem como a população de metanogênicas contida no sistema estejam em quantidade suficiente, as mesmas utilizam os AGVs produzidos tão rapidamente quanto estes são formados. Em baixas concentrações, os AGV não causam efeitos sobre os micro-organismos, enquanto que, em altas concentrações, podem se tornar inibidores do processo fermentativo (TREVISAN, 2010).

Em situações de um aumento de carga orgânica, as bactérias acidogênicas produzem uma maior quantidade de ácidos voláteis, que se não forem consumidos pelas arqueas metanogênicas a uma velocidade semelhante à sua formação pode levar a uma acumulação dos ácidos e, conseqüentemente, ao consumo de alcalinidade, redução no valor do pH e redução da atividade das arqueas metanogênicas. (PRATAS, 2011; AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Tenório (2015), Chernicharo (1997) e diversos outros autores explicam que as bactérias acidogênicas possuem taxas de crescimento de população muito mais elevadas do que as arqueas metanogênicas. Em outras palavras, os microrganismos responsáveis pela formação de AGVs encontram-se em maior número em comparação aos formadores de metano, logo, a condição de acidez prevalece no ambiente o que provocará a diminuição da atividade das arqueas metanogênicas, provocando a inibição do processo.

A relação entre a alcalinidade a bicarbonato e a alcalinidade dos ácidos orgânicos (ou AGV, como são costumeiramente denominados), tem sido reportada na literatura como um método eficaz para detecção do acúmulo de ácidos metabólitos, em razão da estreita correlação dos ácidos orgânicos com a destruição da capacidade de tamponamento do sistema (DILALLO e ALBERTON, 1961; McCARTY, 1964; RIPLEY *et al.*, 1986; MARTIN-GONZALEZ *et al.*, 2013). Quando ocorre acidificação, parte da alcalinidade a bicarbonato é convertida em alcalinidade dos ácidos orgânicos, substancialmente mais forte que os bicarbonatos.

O valor da relação AGV/Alcalinidade em sistemas anaeróbios fornece indicação sobre o estado de equilíbrio no conteúdo do reator. Segundo Leite *et al.* (2004), para valores situados em torno de 0,5 o estado de equilíbrio é atingido e o biogás produzido passa a conter em média 60% (porcentagem em volume) de gás metano. Entretanto, Liu *et al.* (2012) e Scano *et al.* (2014) citam valores menores, de 0,3-0,4 para a relação de AGV/alcalinidade, como referência segura para indicar a estabilidade do processo.

Ferreira (2015) destaca que o estudo da relação entre AGV/Alcalinidade visa avaliar, de modo simples e econômica, a estabilidade biológica da digestão anaeróbia, fornecendo dados válidos para o prognóstico de eventuais falhas do sistema, permitindo desta forma a adoção de medidas preventivas ou corretivas antes que a falha do sistema seja pronunciada e, por vezes, irreversível.

Segundo Chernicharo (1997), quando as condições ambientais no interior do sistema anaeróbios são favoráveis, bem como a população de metanogênicas contida no sistema encontra-se em quantidade suficiente, as mesmas utilizam os AGV produzidos tão rapidamente quanto estes são formados. Caso estas condições sofram um desequilíbrio, isto resultará em um acúmulo de ácido no sistema. Nestas condições, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos livres não neutralizados, provocam a queda do pH.

Teor de sólidos

Outro importante parâmetro nos processos de digestão anaeróbia é a concentração de sólidos introduzida nos reatores anaeróbios. Concentração muito baixas, representam redução da atividade metabólica dos microrganismos e conseqüentemente menor produção de biogás. Entretanto, se for muito elevada, poderá ocorrer sobrecarga orgânica e conseqüente acidificação do reator (RAPOSO *et al.*, 2012).

Os processos de DA costumam ser classificados quanto ao teor de umidade dos resíduos afluentes aos reatores, que são definidos como processos de via úmida ou via seca. Reatores operados em via úmida operam com teores de sólidos inferiores a 15% e são dotados de misturadores que garantem a mistura completa do conteúdo do reator. Por vezes, para que se consiga obter a concentração de sólidos característica desta faixa, uma etapa de diluição do resíduo é necessária. Essa diluição apresenta como vantagem a minimização dos riscos de choque de carga e de compostos tóxicos ou inibidores ao processo, devido à redução das concentrações destes. (FIR, 2010; NAGAO *et al.*, 2012).

Nos processos via seca, que operam com teor de sólidos superiores a 15%, a adição de água geralmente é dispensável, acarretando em menores volumes de reatores e menos efluentes

líquidos. No entanto, os reatores necessitam de sistemas robustos e potentes de mistura interna, devido à elevada densidade do substrato. (FIR, 2010; NAGAO *et al.*, 2012).

Entretanto, determinação do teor de matéria seca a partir da matéria fresca a ser digerida tem gerado dúvidas, uma vez que frequentemente são utilizados diversos substratos com diferentes teores de matéria seca. Fir (2010) esclarece que o teor de matéria seca dos substratos separadamente não é o fator determinante para a classificação do processo, e sim o teor de matéria seca da mistura de substratos com a qual o biodigestor é alimentado. Por essa razão, a classificação do processo em digestão úmida ou seca deve se dar com base no conteúdo da massa seca no biodigestor. O autor lembra ainda que em ambos os casos (via seca ou úmida) os microrganismos necessitam estar em contato direto com a água.

Carga Orgânica Volumétrica (COV)

Um importante parâmetro operacional é a carga orgânica volumétrica (COV), ou taxa de carregamento orgânico, aplicada nos biodigestores. Ela indica a massa de matéria orgânica seca adicionada no biodigestor por unidade de volume e tempo. (FIR, 2010).

Nos biodigestores operados por via úmida podem ser observadas maiores taxas de conversão de matéria orgânica em metano em relação biodigestores de via seca, devido ao maior fluxo de transferência de ácidos orgânicos, gerados na fermentação, para a fase metanogênica. Entretanto, essa elevada taxa de transferência entre fases pode ocasionar o acúmulo de AGV e, conseqüentemente, a acidificação do meio. Em vista disso, as COV relacionadas a RSU costumam variar de 1 a 4 kg STV/m³.d. (MATA-ALVAREZ *et al.*, 1990; MATA-ALVAREZ *et al.*, 1992; HEO *et al.*, 2004; FERREIRA, 2015). Por outro lado, Nagao *et al.* (2012) e Liu *et al.* (2012) obtiveram uma operação estável e com alto rendimento de metano aplicando cargas diárias de 9,2 kg STV/m³.d. e 8 kg STV/m³.d., respectivamente, em biodigestor operado em via úmida com RSO.

Nos biodigestores operados em via seca as cargas aplicadas costumam ser mais elevadas, variando entre 7 e 15 kg STV/m³.d. Apesar desta forma operacional predominar nos países europeus, Nagao *et al.* (2012) e Ferreira (2015) trazem que o baixo teor de umidade pode dificultar a transferência de metabólitos orgânicos entre as fases, o que pode resultar em menor acúmulo de ácidos orgânicos no reator e, conseqüentemente, menores taxas de conversão de STV em metano.

A COV está diretamente relacionada a formação de espuma que ocasionalmente ocorre em plantas de produção de biogás, causando graves problemas, tais como o bloqueio de

medidores de gás, colapso de bombas, inversão do perfil de sólidos que resulta na formação de zonas mortas e redução do volume ativo do biodigestor. (KOUGIAS *et al.*, 2013a).

Ganidi *et al.* (2009), Dalmau *et al.* (2010) e Boe *et al.* (2012) *apud* Kougias *et al.* (2013a) apontam que os fatores mais dominantes que contribuem para a formação de espuma nos biodigestores são parâmetros operacionais (ou seja, sobrecarga orgânica - COV acima da capacidade do biodigestor), flutuações de temperatura, mistura inadequada), a composição de matéria-prima e a presença de microrganismos específicos. Já Kougias *et al.* (2013b) apontou que a combinação de COV acima da capacidade e a composição orgânica, tal como o conteúdo de proteínas ou de lipídeos são os fatores principais.

Nutrientes

Os distintos grupos de microrganismos envolvido na digestão anaeróbia tem sua necessidade própria de vitaminas, micro e macronutrientes, de modo que a taxa de crescimento e a atividade das diversas grupos estão condicionadas à concentração e a disponibilidade desses nutrientes. Os limites máximo e mínimo de concentração típicos de cada espécie são difíceis de definir, uma vez que existe uma grande diversidade de culturas, em parte caracterizadas por uma excepcional capacidade adaptativa. A fim de que se produza o máximo de metano do substrato utilizado, a disponibilidade dos nutrientes para os microrganismos deve ser mantida em níveis ótimos. (FIR, 2010).

A falta de nutrientes ou de equilíbrio entre estes pode perturbar ou abrandar consideravelmente a produção de metano. O intervalo para a razão C:N (relação entre carbono e nitrogênio) para uma boa performance no digestor situa-se entre 25 e 32, ainda que a produção de metano possa ocorrer em razões C:N superiores ou inferiores. (PRATAS, 2011). Em relação às necessidades em termos de carbono (C), Nitrogênio (N) e Fósforo (P) é recomendada uma relação C/N/P de 600/7/1. (COELHO, 2014).

Depois do carbono, o nitrogênio é o nutriente mais importante para a formação de enzimas que executam o metabolismo. Portanto, uma relação equilibrada entre macronutrientes e micronutrientes é necessária para garantir uma gestão estável do processo (PATERSON, 2010).

Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio contido na matéria orgânica é convertido em amônia livre (NH_3) durante a decomposição, que se dissocia na água formando o amônio (NH_4^+). (FIR, 2010). É considerado

primordial no processo de DA devido a sua necessidade para a síntese proteica e para os microrganismos, que assimilam amônia convertida para produção de novas células.

Segundo Mata-Alvarez (2000), a presença de amônia ou do íon de amônia durante a DA e a sua toxicidade relativa é dependente do pH, com a forma mais tóxica dominante em pH mais elevados. Para elevadas concentrações do íon hidrogênio ($\text{pH} \leq 7,2$), o equilíbrio é deslocado para a esquerda, de forma que a inibição é relacionada a concentração de N-NH_4 . Caso ocorra a elevação da concentração dos íons OH^- ($\text{pH} > 8$), tornando o pH do meio alcalino, o equilíbrio se desloca para direita e a concentração da NH_3 aumenta.

A amônia livre (NH_3) tem capacidade de difundir-se na membrana celular e prejudicar as relações de equilíbrio de potássio e de prótons dentro da célula microbiana, ocasionando na redução da atividade metanogênica do sistema. (McCARTY, 1964; CHEN *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2014).

Em concentrações acima de 3000 mg/L, o NA é considerado tóxico para as arqueas, podendo conduzir à inibição da metanogênese. (McCARTY, 1964; METCALF & EDDY, 2003; CHERNICHARO, 1997). Entretanto, ainda há incertezas quanto à concentração em que a amônia se torna inibitória ao processo, e isso se reflete nos vários valores-limite indicados na literatura. (ZHANG, *et al.* 2014).

De acordo com Mata-Alvarez (2000), a inibição ocorre com concentrações de NA de 1200 mg/L ou superiores. Hartmann e Ahring (2005) mostraram que a inibição por amônia livre começou em concentrações de 650 mg/L, enquanto Angelidaki e Ahring (2005) só encontraram diminuições na eficiência com valores superiores a 4000 mg/L.

Lay *et al.* (1997), observaram que numa faixa de pH variando de 6,5 – 8,5 a atividade metanogênica decresceu com o aumento da concentração do NA, reduzindo em 10% quando as concentrações variaram de 1760 a 3720 mg/L de nitrogênio amoniacal. Em concentrações variando de 4090 a 5550 mg/L de NA, a atividade metanogênica decaiu em 50% e quando as concentrações estiveram no intervalo de 5880 a 6600 mg/L de NA não se observou nenhuma atividade metanogênica.

Para Chen *et al.* (2008), esta vasta gama de concentrações inibitórias de amônia é provavelmente devido às diferenças de natureza dos substratos, inóculos, condições ambientais (temperatura, pH), períodos de aclimação e também a diferentes condições operacionais dos biodigestores.

Zhang *et al.*, (2014) salientam que, o acúmulo de nitrogênio amoniacal no biodigestor pode, além da redução do rendimento de metano e eventual falha do sistema, ocasionar emissões de amônia gasosa, dissolvida no efluente final, que devem ser tratados a fim de

garantir a qualidade final do efluente digerido. Ademais, Resch *et al.*, (2011) também afirmam de níveis elevados de amônia facilitam a formação de espuma, bem como indicam uma atividade microbiológica desequilibrada.

Apesar de ter sido comprovado que a amônia cria dificuldades operacionais nos digestores anaeróbios, é reconhecido também que as populações de microrganismos podem se adaptar, tornando difícil de prever a concentração exata em que pode ocorrer instabilidade ou falha do processo. (FRICKE *et al.*, 2007; CHEN *et al.*, 2008; PRATAS, 2011; ZHANG *et al.*, 2014; FERREIRA, 2015).

Agitação/mistura

Outro fator importante é a agitação. Esta favorece o contato entre as bactérias e o substrato, proporcionando maior uniformidade na formação de produtos intermediários e finais da biodigestão. Segundo Verma (2002) um sistema de agitação excessiva pode desintegrar os consórcios microbianos estabelecidos sendo, portanto, preferível uma mistura lenta.

A tipologia a ser utilizada para o processo pode variar em função do tipo de reator e do teor de sólidos no digestor. Para obter níveis elevados de produção de biogás é necessário um contato intenso entre bactérias e o substrato, o qual é geralmente obtido pela mistura completa no tanque de digestão. As bactérias que formam o ácido acético, ativo na acetogênese e, as arqueas responsáveis pela metanogênese, formam uma comunidade unida que é extremamente importante para o processo de formação de biogás. Se esta comunidade biótica é destruída por forças de cisalhamento excessivas como resultado da agitação intensa, a decomposição anaeróbia pode ser afetada negativamente. Portanto, na prática, o equilíbrio deste processo pode ser obtido através de uma rotação lenta dos agitadores que exercem baixas forças de cisalhamento (PATERSON, 2010, FIR, 2010).

Lindmark (2014), ao avaliar os efeitos da intensidade de mistura no tratamento resíduos orgânicos de RSU, observou que menores intensidades (25 rpm) proporcionaram maior produção de biogás quando comparado à maiores intensidades (150 rpm). Intensidade semelhante de agitação foi utilizada por Schulz (2015) e Rempel (2014) que optaram por 29 rpm e Velho (2016), que optou por 27 rpm, em intervalos de 2 horas.

2.2.3 Produtos da Digestão Anaeróbia

O processo de DA pode resultar na produção de um gás rico em energia (o biogás) e um efluente rico em nutrientes (biofertilizante). A quantidade e a composição do biogás produzido

dependem do substrato adicionado ao biodigestor e das condições ambientais e parâmetros de operação.

O biogás é uma mistura gasosa composta principalmente CH_4 e CO_2 , bem como vapor d'água e diversos gases traço (sulfeto de hidrogênio, enxofre, amônia, nitrogênio). De todos os componentes, o de maior importância é o CH_4 , pois ele representa a parte combustível do biogás e, portanto, seu teor influencia diretamente o poder calorífico. (FIR, 2010). A digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos domésticos produz geralmente 50 - 100 m^3 de biogás por tonelada de substrato, com concentração de CH_4 típica entre 54% e 75%. Silva (2009) afirma que o poder calorífico do biogás varia de 5000 a 7000 kcal/m^3 , dependendo da variação da concentração do metano, entretanto, se todos os contaminantes, impurezas e dióxido de carbono forem retirados da mistura o poder calorífico pode atingir 12000 kcal/m^3 .

As iniciativas para a produção do biogás no Brasil ainda são lentas e bastante tímidas, principalmente quando é feito um comparativo com o panorama internacional. De acordo com dados da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), apenas 0,0723% da matriz energética brasileira é advinda de RSU (ANNEEL, 2016), demonstrando o pouco aproveitamento desta fonte energética, frente a quantidade de RSU gerados diariamente. Para Duarte (2014), a expectativa é que investimentos neste setor resultem em reflexos significativos na matriz energética do país.

Além de biogás tem-se ainda o biofertilizante como produto deste processo. Da fração de STV retidos no interior do reator, parte é convertida para biogás e o restante se transforma em material parcialmente bioestabilizado, que pode ser convertido em biossólido e aplicado em solos agrícolas. (LEITE, *et al.*, 2009). Entretanto, são quase que unânimes na literatura os relatos da necessidade de pós-tratamento do lodo gerado durante o processo de DA, antes da sua aplicação no solo. Reis (2012) evidenciou em seu estudo a necessidade de pós-tratamento do lodo, haja vista que as concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes no mesmo ainda foram elevadas, impossibilitando a disposição no meio ambiente e até mesmo a sua utilização como biofertilizante. Da mesma forma, Velho (2016) também evidenciou que o biofertilizante produzido ao longo de seu estudo não atendeu a imposições normativas vigentes. Constatou umidade acima da especificada, sendo seu uso possível apenas por aspersão, carência de macronutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio, capacidade de troca catiônica abaixo da média para este tipo de tratamento, porém ainda adequado para uso como condicionador de solo.

2.3 Experiências com digestão anaeróbia

Inúmeras pesquisas com digestão anaeróbia de resíduos sólidos são realizadas em todo o mundo, analisando distintos tipos de resíduos e sua relação com o processo de geração de biogás. De modo geral, predominam as publicações cujos estudos foram desenvolvidos em escala laboratorial, em reatores de até 5 litros. Alguns dos trabalhos semelhantes são brevemente destacados a seguir:

- Velho (2016), que avaliou a partida de um reator de $0,28\text{m}^3$, alimentado com a fração orgânica dos resíduos sólidos provenientes do preparo e pós consumo das refeições de um restaurante universitário, ao longo de 10 bateladas e TDH de 22 dias. Além da partida, também avaliou o biofertilizante gerado ao fim de cada batelada. Observou que dentre as partidas testadas, a proporção de 2:1 de Inoculo:Substrato se mostrou satisfatória ao processo, no entanto, o TDH adotado foi considerado insuficiente para degradação e consequente remoção da matéria orgânica. A análise física do biofertilizante gerado no final de cada ensaio apontou umidade acima do permitido pela legislação, sendo indicado apenas para uso via aspersão. Quimicamente o biofertilizante apresentou insuficiência de nitrogênio, evidenciada nas elevadas relações C:N iniciais e finais obtidas e carência de macronutrientes como fósforo.

- Pieri (2016), avaliou o aproveitamento energético da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Putrescíveis (RSP) a fim de obter o biogás. O sistema experimental foi o mesmo operado por Velho (2016). Consistiu, assim, em um reator com capacidade de $0,28\text{m}^3$, sendo que o substrato utilizado foi constituído de resíduos sólidos putrescíveis oriundos do restaurante universitário e lodo do reator UASB da Estação de Tratamento de Esgotos da Unisinos. O reator foi operado em batelada, TDH de 22 dias e alimentado com diferentes proporções de inoculo e resíduo calculado em termos de STV. A proporção que apresentou melhores resultados foi a 2:1, a qual obteve maior produção de biogás, sendo esta de 2416,12 NL, com teor médio de metano igual a 77,8% e, consequentemente, maior potencial energético.

- Schulz (2015), que buscou determinar as condições operacionais adequadas para a obtenção do melhor rendimento na produção de biogás, utilizando como substrato a fração orgânica rejeitada pela operação da central de triagem do aterro sanitário do município de São Leopoldo - RS. O experimento foi executado em um reator anaeróbio de mistura intermitente com volume de $0,05\text{m}^3$, ao longo de 6 bateladas cujos TDH variaram entre 25 e 34 dias. Observou que a fração orgânica de RSU possui potencial de degradação e produção de biogás (mínimo de 6,71 e máximo de $22,45\text{ m}^3/\text{ton RSU}$) e que teores de metano ficaram entre 70% e 80% ao final das bateladas, mesmo com pH ácidos (5,5-5,6).

- Ferreira (2015), avaliou a operacionalidade de um sistema de metanização de resíduos alimentares, visando aproveitamento energético do biogás, de forma a propiciar o correto gerenciamento desta fração dos resíduos sólidos no Campus Pampulha da UFMG. O estudo foi desenvolvido em biodigestor de 18,8 m³ que, ao longo de 396 dias, foi alimentado com os resíduos alimentares triturados, cuja concentração de STV foi ajustada entre 35 e 55 g STV.L⁻¹, resultando na aplicação de COV entre 1,1 e 2,9 kg STV/m³.d. As concentrações efluentes de STV foram da ordem de 10 g STV/L e a eficiência média de conversão de STV igual a 83%. Rendimentos de produção de CH₄ elevados (entre 233 e 601 m³ CH₄/t STV) e, por consequência, em maior capacidade de tratamento de resíduos orgânicos e maior potencial de geração energética.

- Liu *et al.* (2012), estudaram a co-digestão de resíduos alimentares com resíduos de sistemas de lodo ativado, em biodigestor de 2 m³, com diferentes cargas de alimentação, buscado a melhor condição de estabilidade do sistema para a produção de biogás. Quando aplicadas as máximas cargas de alimentação, de 8 kg STV/m³.d., as maiores taxas de produção foram alcançadas, apesar de o biodigestor apresentar maior risco de acidificação. Segundo o autor, mesmo com as grandes concentrações de AGV encontradas, a capacidade de tamponamento devida à alcalinidade, foi responsável pela estabilidade do sistema, evidenciada pela relação AGV/Alcalinidade com valores na faixa de 0,4.

- Nagao *et al.* (2012), avaliaram o processo de DA de resíduos alimentares a partir da aplicação de distintas COV, que variaram de 3,7 a 12,9 kg STV/m³.d., ao longo de um período experimental de 225 dias, em reatores de capacidade de 0,003m³ e operados com TDH de 8 e 16 dias simultaneamente. O reator operado com TDH de 8 dias quando alimentado com COV de 5.5 kg STV/m³.d., apresentou redução acentuada do pH 55º dia e cessação da geração de biogás no 60º dia, quando a concentração de AGV atingiu 8149 mg/L. Já o reator operado com TDH de 16 dias foi alimentado com COV que chegou a 12,9 kg STV/m³.d. a uma concentração de AGV próximos a 18000 mg/L, sem apresentar quedas no pH. Os autores concluíram que uma operação estável e com alto rendimento de metano fora atingida a uma COV de 9,2 kg STV/m³.d.

- Reis (2012), avaliou a tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, em biodigestor anaeróbio com capacidade de 0,5m³, foi monitorado por um período aproximado de 600 dias. Foi avaliada a eficiência do processo de remoção de matéria orgânica e produção de biogás (metano e dióxido de carbono). A taxa de produção de gás máxima foi de 0,9 m³ por semana, com média de 66% de metano em sua composição. Apesar de bons níveis de eficiência de remoção de poluição terem sido alcançados

(70% de DQO), as características do efluente gerado indicaram necessidade de pós-tratamento tanto para disposição no ambiente, como para utilização como biofertilizante. Entretanto, o autor destaca que superadas as dificuldades de adequação do efluente e de operação do sistema, o tratamento anaeróbio de resíduos alimentares apresentou possibilidade real de se tornar uma alternativa viável de aproveitamento de resíduos, no âmbito doméstico, visando o uso do biogás gerado.

- Banks *et al.* (2011) estudaram a digestão de resíduos orgânicos domésticos, em biodigestor de 900 m³, aplicando COV de 2,5 a 3,36 kg STV/m³.d. Obtiveram um rendimento específico de CH₄ de 402 NL/kg STV adicionado, e a produtividade manteve-se elevada durante todo o período do estudo (426 dias). Segundo os autores, os elevados valores de nitrogênio do resíduo podem ter elevado a concentração de amônia no biodigestor e terem sido responsáveis pela acumulação de AGV no biodigestor. Porém, apesar disso, o processo não sofreu inibição devido a alta concentração de AGV.

- Luna *et al.* (2009) avaliaram o desempenho de reator anaeróbio, com capacidade de 2,2m³, compartimentado em seis câmaras de iguais dimensões e operado com tempo de retenção de sólidos de 90 dias, no tratamento de resíduos sólidos vegetais e de lodo de esgoto sanitário na proporção de 80% e 20%, respectivamente. A eficiência de redução de material carbonáceo situou-se em torno de 80%, com carga orgânica aplicada de 9,3 kg RSO/m³.d. A taxa de produção de biogás obtida foi de 5,6 L/kg substrato (base úmida), com percentagem em volume de 50% de gás metano.

- Leite *et al.* (2009) avaliaram paralelamente tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. O sistema experimental se compunha de dois reatores com capacidade unitária de 2.2 m³, enquanto o substrato utilizado era constituído de resíduos sólidos vegetais e lodo de esgotos sanitários, sendo um dos reatores alimentado com substrato contendo 20% de sólidos totais (80% de umidade) e o outro com apenas 5% de sólidos totais (95% de umidade). Verificaram que quando da utilização de substrato contendo 5% (percentagem em peso) de sólidos totais, que o tempo de retenção de sólidos requerido para que fossem alcançados 80% de redução da massa de DQO aplicada, foi de 90 dias, propiciando uma taxa de produção de gás metano de 0,25 Nm³ CH₄/kg DQO Aplicada. Já em relação ao substrato contendo 20% de sólidos totais, o tempo de retenção de sólidos requerido para bioestabilizar 80% da massa de DQO aplicada, foi de 270 dias, com taxa de produção de gás metano de 0,10 Nm³ CH₄/kg DQO aplicada.

- Leite *et al.* (2001) analisaram o processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos de origem urbana e rural. Os resíduos de origem urbana foram constituídos,

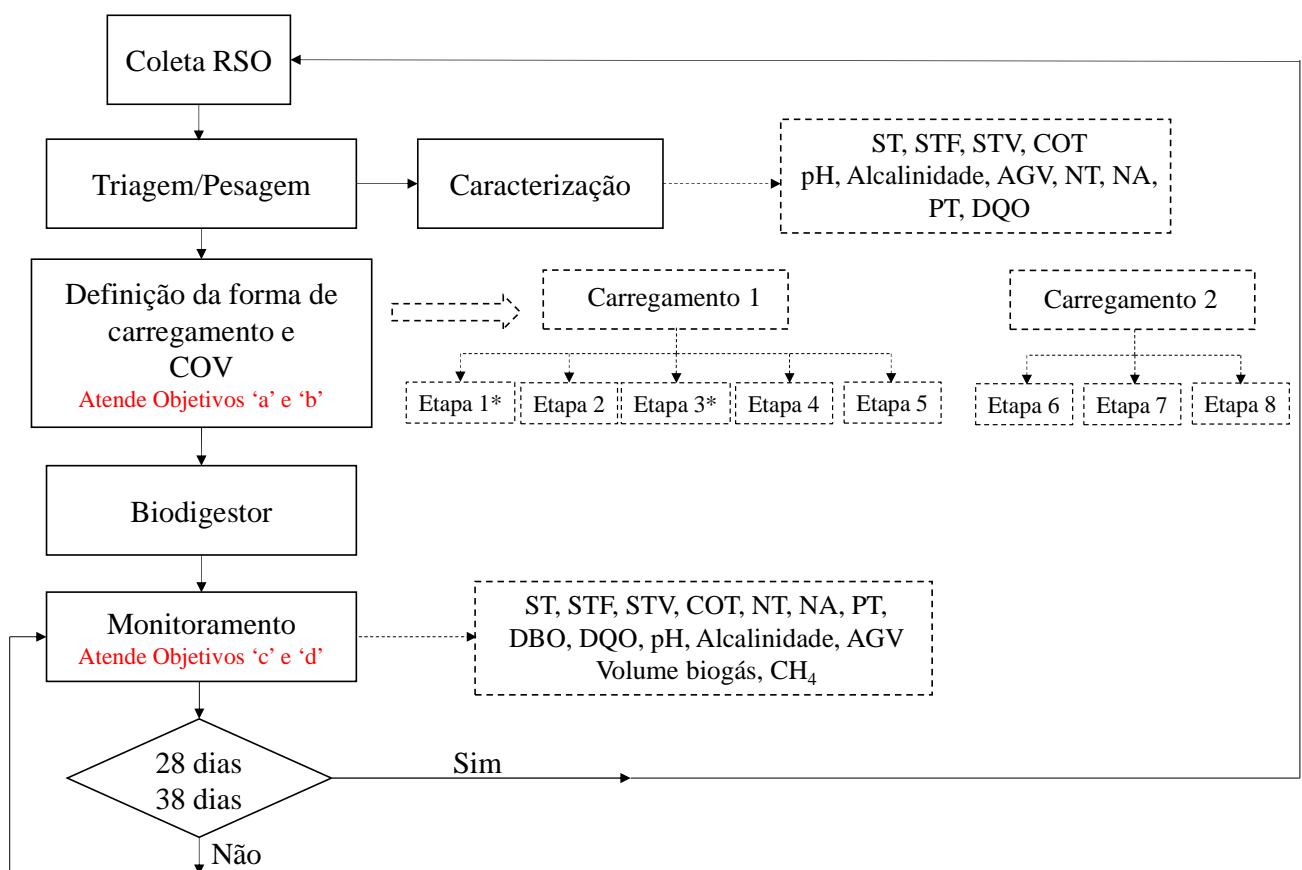
basicamente, de restos de fruta, verduras e folhagens, enquanto o inoculo, rúmen bovino, foi adquirido no matadouro de Campina Grande-PB. As proporções de rúmen empregadas foram de 5, 10 e 15% (percentagem em peso). O trabalho foi realizado em um sistema experimental, constituído basicamente por quatro reatores anaeróbios operados em batelada, com capacidade unitária de 20 L. A eficiência do processo foi determinada por meio do monitoramento dos parâmetros avaliativos, STV, DQO e NT. Dentre os percentuais de inoculo aplicados, o percentual de 15% contribuiu mais significativamente para o desempenho do processo, pois resultou em relação C/N favorável, além de proporcionar maior massa de microrganismos. O processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta concentração de sólidos apresentou possibilidade real de se tornar alternativa promissora de tratamento para esses tipos de resíduos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

No presente capítulo são apresentadas as metodologias empregadas no desenvolvimento do estudo. São apresentados a descrição da unidade operacional, o biodigestor, parâmetros de operação e monitoramento do processo de DA em estudo.

O fluxograma apresentado na Figura 2, ilustra as etapas metodológicas da pesquisa, que são descritas na sequência.

Figura 2 – Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa



*Descartadas/Desconsideradas para a avaliação final

Fonte: Elaborado pela autora.

Objetivos específicos:

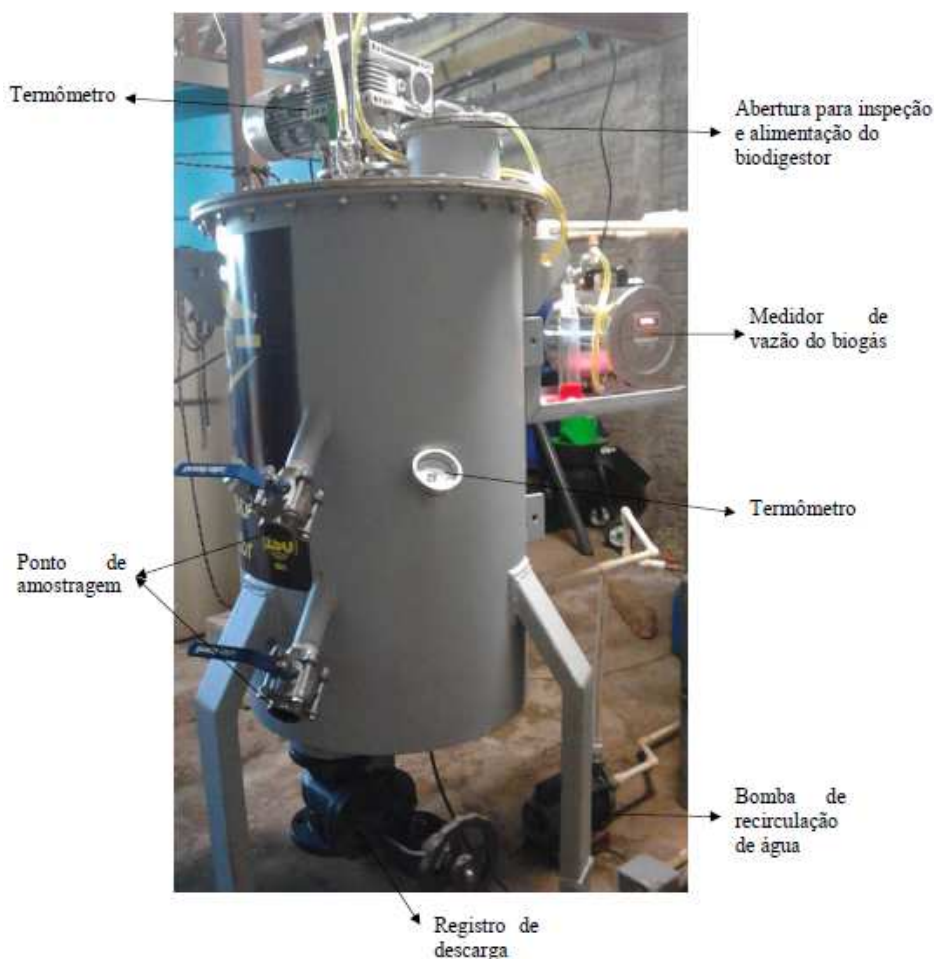
- Analisar a influência da frequência de alimentação do biodigestor no processo de digestão anaeróbia;
- Identificar a carga orgânica volumétrica ideal, que potencializou maior rendimento de biogás e CH_4 na operação do biodigestor;
- Avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia frente ao comportamento da alcalinidade e ácidos graxos voláteis;
- Avaliar a influência do nitrogênio amoniacal no processo de digestão anaeróbia.

3.1 Unidade experimental

A pesquisa foi desenvolvida em biodigestor de aço carbono, de mistura completa, com capacidade de 282 litros (0,28 m³), operado em um único estágio de digestão anaeróbia, sob a via úmida de tratamento. O biodigestor foi equipado com um sistema de mistura composto por: eixo vertical central acoplado ao moto-reductor com controle de rotação; três pás metálicas internas; sistema de controle de temperatura via serpentina metálica; bomba para circulação de água quente; reservatório plástico para armazenamento de 200 litros de água; duas resistências para aquecimento da água; dois pontos localizados nas laterais do corpo do biodigestor para coleta de amostras em digestão; uma abertura cilíndrica superior utilizada durante a adição de RSO ao biodigestor; uma abertura cilíndrica inferior equipada com válvula, para eventual descarga do material digerido.

A unidade experimental estava instalada no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, junto a ETE da UNISINOS. Uma visão geral do equipamento é apresentada na Figura 3.

Figura 3 – Biodigestor utilizado na pesquisa



Fonte: Elaborado pela autora.

Em relação às características do biodigestor utilizado, o Quadro 2 apresenta os dados técnicos do mesmo.

Quadro 2 - Dados técnicos do biodigestor

Item	Descrição
Volume total	282 L
Volume útil	196 L
Volume do reservatório de água quente	200 L
Agitação (RPM)	27 rpm
Frequência de agitação	0,5h a cada 1,5h de repouso
Diâmetro externo do corpo do reator	1,00 m
Altura externa do corpo do reator	0,60 m

Fonte: Elaborado pela autora.

3.2 Operação do biodigestor

O biodigestor foi operado ao longo de 340 dias (Quadro 3). No transcorrer deste período, foram realizadas 8 etapas de adição de RSO, nas quais ocorreram alterações nas frequências da adição, bem como alterações nas cargas orgânicas de cada uma das etapas, a fim de atender aos objetivos da pesquisa.

Conforme pode ser observado na Quadro 3, nas Etapas 1 a 5, a adição de RSO ocorreu durante 5 dias, uma vez ao dia (exceto pela Etapa 1, cuja adição foi suspensa). Já nas Etapas 6 a 8, a forma de alimentação foi modificada para ocorrer 3 vezes na semana (segunda, quarta e sexta-feira), ao longo de 38 dias.

Além de distintas frequências de alimentação, a COV aplicada nas etapas variou de 3,28 a 9,64 kg STV/m³.d., de modo que COV maiores foram aplicadas nas Etapas 1 a 5, enquanto que nas Etapas 6 a 8, as COV foram menores.

Ressalta-se que a escolha pela aplicação de COV mais altas no início do estudo foi baseada nas conclusões de Nagao *et al.* (2012) e Liu *et al.* (2012), que obtiveram uma operação estável e com alto rendimento de metano quando aplicadas COV de 9,2 e 8 kg STV/m³.d., respectivamente. Entretanto, no transcorrer das etapas, em decorrência de extravases de espuma, baixa geração de biogás e metano, optou-se pela aplicação de COV inferiores, reportadas pelos trabalhos de Mata-Alvarez *et al.*, 1990; Mata-Alvarez *et al.*, 1992; Heo *et al.*, 2004 e Ferreira, 2015.

O Quadro 3 traz as COV utilizadas em cada etapa juntamente com o equivalente em massa total de RSO, período de monitoramento, frequência da adição de RSO na etapa e observações pertinentes.

Quadro 3 – Dados operacionais de cada Etapa

ETAPAS	COV aplicada a cada adição de RSO (kg STV/m ³ .d.)	Massa total de RSO adicionada ao biodigestor (kg/d)	Período avaliado (dias)	Frequência de adição do RSO	Observações
Etapa 1	8,80	5	28	4 adições/dia durante 4 dias	Apenas 4 adições de RSO devido a indícios de acidificação.
Etapa 2	7,98	5	28	5 adições/dia durante 5 dias	Extravase de espuma durante e após a adição de RSO.
Etapa 3	6,68	5	21		Extravase de espuma durante a adição de RSO e adição de antiespumante.
Etapa 4	7,80	5	28		-
Etapa 5	9,64	5	57		Extravase de espuma após a adição de RSO.
Etapa 6	3,28 (±0,16)*	2	38		Extravase de espuma após a adição de RSO.
Etapa 7	4,10 (±0,52)*	2,5	38	3 adições/semana (seg, qua e sex)	Extravase de espuma na metade do período de adição de RSO.
Etapa 8	5,00 (±0,62)*	3	38		

Média (desvio padrão)* - Nestas etapas, em decorrência da contínua adição de resíduo e conseqüente necessidade de coletas de RSO ao longo da Etapa, ocorreu variação nas COV aplicadas.

Fonte: Elaborado pela autora.

A COV foi determinada a partir da caracterização do RSO, na qual ocorreu a determinação do valor de STV presente neste, e o valor aplicado na Equação (1).

$$COV = \frac{MS \times CSTV}{V \times 1000} \quad (1)$$

Onde:

COV = Carga Orgânica Volumétrica (kg STV/m³.d.);

MS = Massa de RSO a ser adicionada por dia (kg/d);

CSTV = Concentração de STV por kg de RSO (g/kg);

V = Volume útil do reator (m³).

Quanto a operação mecânica da unidade, destaca-se que a temperatura foi controlada por recirculação de água quente em uma serpentina metálica instalada dentro do corpo do biodigestor, que fica em contato direto com o material digerido. A água foi aquecida com duas resistências elétricas e armazenada dentro de um tambor plástico com capacidade para 200 litros. O monitoramento e controle da temperatura foi feito através de um termostato e a circulação da água operada com o auxílio de uma bomba centrífuga marca Schneider com vazão

de 5,5 m³/h. A faixa de temperatura empregada na operação do biodigestor se concentrou em faixa mesofílica, entre 35°C e 40°C.

A mistura interna foi realizada mecanicamente, através de pás metálicas instaladas em um eixo vertical central, acoplado a um motor externo equipado com moto-redutor e controle de rotação. A forma de agitação utilizada no estudo, foi baseada nas recomendações do Guia Prático de Biogás (FNR, 2010) e nos métodos empregados nos trabalhos de Rempel (2014), Schulz (2015) e Velho (2016). Os referidos autores empregaram uma agitação intermitente, na qual o conteúdo do biodigestor permaneceu sob agitação a 29 rpm durante 0,5 horas e repouso subsequente de 1,5 horas, mantendo este ciclo ao longo de todo o experimento.

3.3 Substrato e RSO digerido

3.3.1 Substrato

O substrato do presente estudo foi RSO, constituído por restos de alimentos putrescíveis (pós-consumo) obtidos no RU da Unisinos. Das parcelas coletadas foram removidos apenas guardanapos, palitos de dente, saches de sal e ossos, sem aplicação de qualquer outro tipo de pré-tratamento (trituração ou diluição, por exemplo).

O substrato era constituído unicamente pelos restos oriundos do descarte pós-consumo, ou seja, a sobra alimentar não consumida/restante nos pratos de cada frequentador do restaurante. Esta tipologia de resíduo é costumeiramente composta por arroz, feijão, lentilha, carne, saladas, frutas, massa e ovos cozidos (Figura 4).

Figura 4 – RSO adicionado ao biodigestor



Fonte: Elaborado pela autora.

A coleta foi realizada até 5 (cinco) dias antes do uso, de modo que o RSO era segregado conforme a porção a ser adicionada no biodigestor e acondicionado, dentro de bandejas plásticas, em câmara fria (temperatura aproximada de 4° C) até o momento da sua utilização.

Após a segregação, realizava-se a caracterização do RSO, o que ocorria no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNISINOS. Embora, para adição no biodigestor, não houvesse trituração do substrato; para a realização dos procedimentos analíticos foi necessário a trituração do mesmo em liquidificador para obtenção de uma fração com granulometria fina e homogenia.

3.3.2 RSO digerido (inóculo)

O inóculo utilizado no carregamento do biodigestor, quando da realização da Etapa 1 (início das atividades de pesquisa), foi oriundo do trabalho de Velho (2016), que utilizou o mesmo biodigestor, previamente a realização deste estudo. No trabalho de Velho (2016) foram utilizados o mesmo tipo de RSO na alimentação do biodigestor.

Durante a realização das etapas seguintes, Etapas 2 a 8, não houve retirada do material digerido (RSO digerido) ou esvaziamento do biodigestor, no intuito de atingir o volume útil de trabalho do equipamento. O RSO digerido permanecia no biodigestor a cada nova etapa de carregamento de RSO, somente eram retiradas as quantidades necessárias para a realização das análises de monitoramento, que também foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNISINOS.

3.4 Monitoramento da unidade experimental

O processo de DA que ocorreu no biodigestor foi monitorado por meio de diversos parâmetros apresentados no Quadro 4, bem como suas respectivas metodologias e frequência da análise.

Quadro 4 – Parâmetros e frequência de monitoramento da unidade experimental

PARÂMETROS	MÉTODO DE ANÁLISE	FREQUENCIA		REFERÊNCIA*
		RSO (substrato)	Biodigestor	
AGV	Titulométrico	Antes do carregamento do biodigestor	2X/Semana	DILALLO E ALBERTSON (1961)
Alcalinidade Total	Titulométrico		2X/Semana	DILALLO E ALBERTSON (1961)
pH	Potenciométrico		Diariamente	APHA (2012) 4500-H ⁺
COT	Analítico (Equipamento Analitikjena MOD: Multi N/C 2100S)		3X/Semana	APHA (2012) 5310-D MAPA (2014) **
NT	Titulométrico		Mensal	APHA (2012) 4500-NH ₃ . C
NA	Titulométrico		Semanal	APHA (2012) 4500-NH ₃ . C
P _T	Colorimétrico		Semanal	MAPA (2014)
Série de Sólidos (ST, STF e STV)	Gravimétrico		3X/Semana	APHA (2012) ST - 2540-B STV/STF - 2540-E
DQO	Colorimétrico		Semanal	APHA (2012) 5220-D
DBO	Manométrico		--	Semanal APHA (2012) 5210-D
Volume de Biogás	Volumétrico	--	Diário	-
CH ₄ (%)	Detector de Gases Eagle 2	--	3X/Semana	-

* Alguns dos procedimentos foram adaptados para ajustarem-se às condições da pesquisa. As adequações são comentadas a seguir e serviram de base à todas as etapas da pesquisa.

** Secagem prévia das amostras a 100° C e posterior trituração das mesmas, conforme procedimento indicado pelo fabricante do equipamento utilizado.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.4.1 Volume de Biogás

A quantidade de biogás produzida durante a DA foi medida instantaneamente por um medidor de vazão do tipo Hyde modelo HM-02 (Hemon Tecnologia Ltda.). O biogás gerado foi direcionado do biodigestor por uma mangueira de silicone até o medidor (Figura 5). Este medidor media o volume de biogás a partir do volume de água deslocada em uma câmara interna, controlada por um sensor infravermelho que gerava pulsos. Cada pulso correspondia a um volume de biogás produzido no biodigestor.

Figura 5 – Medidor de biogás



Fonte: Elaborado pela autora.

As especificações e as características técnicas do medidor de vazão utilizado estão apresentadas no Quadro 5.

Quadro 5 – Especificações técnicas do medidor de vazão de biogás

Dados Técnicos	
Faixa de medida de vazão	0,01 a 2 L/h
Precisão de medida	99,5%
Resolução	0,01 L
Pressão de trabalho (absoluta)	1 atm
Material corpo externo	Tubos/chapas de aço inox
Display de volume de gás	Digital

Fonte: Elaborado pela autora.

3.4.2 CH₄ e CO₂ (%)

O percentual de CH₄ e CO₂ presentes no biogás foi através do detector de gases da empresa Nakayama, modelo Eagle 2², que foi conectado a uma saída de gás do biodigestor no momento da medição, e assim efetuados os registros da leitura em planilha.

² Os percentuais de CH₄ obtidos durante a realização das Etapas 2 a 5 foram determinados no Laboratório de Biorreatores da Universidade do Vale do Taquati - Univates, em um sensor específico denominado Advanced Gasmittter.

3.5 Tratamento estatístico dos dados

Os resultados obtidos foram tratados estatisticamente utilizando o software Excel. De modo geral, os dados foram apresentados como média e desvio padrão. Em alguns casos, quando possível, foi realizado o teste ANOVA para verificar a variabilidade e significância dos resultados obtidos. O Quadro 6 apresenta um resumo das análises realizadas.

Quadro 6 – Especificações técnicas do medidor de vazão de biogás

Análise Estatística	Objetivo
Dados obtidos da concentração inicial e final de cada Etapa	Verificar se existiu diferença significativa entre os resultados obtidos

Fonte: Elaborado pela autora.

4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados e discutidos os dados experimentais relativos a operação do biodigestor alimentado com RSO, provenientes da cozinha do RU, tratados em reator anaeróbio. Inicialmente é apresentada a caracterização do inoculo e substrato (RSO) utilizados, seguida da apresentação e discussão dos resultados do monitoramento do RSO digerido e da fração gasosa das etapas realizadas, de acordo com os objetivos propostos.

4.1 Caracterização do inoculo e substratos

As características do inoculo são apresentadas no Quadro 7.

Quadro 7 – Características do inoculo utilizado no processo de DA

ST (mg/g)	59,08
STF (mg/g)	29,41
STV (mg/g)	29,68
STV (%)	50,23
Umidade (%)	94,1
Alcalinidade Total (mg CaCO₃/L)	1085
AGV (mgCH₃COOH/L)	714
pH	7,8
DBO (mg/L)	12575
DQO (mg/L)	8884
COT mg/g)	124,68
NT (mg/L)	3863,33
PT (%)	0,1
Densidade (kg/m³)	1040

Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação às características dos RSO utilizados na alimentação do biodigestor, apresenta-se o Quadro 8, que traz os resultados médios de cada uma das etapas realizadas no decorrer do estudo.

Quadro 8 – Características dos RSO utilizados na alimentação do Biodigestor

ETAPAS	ST (mg/g)	STF (mg/g)	STV (mg/g)	STV (%)	Umidade (%)	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	AGV (mgCH ₃ COOH/L)	pH	DQO (mg/L)	COT (mg/g)	NT (mg/L)	NA (mg/L)	PT (%)
Etapa 1	364,09	18,79	345,29	94,8	63,6	320	600	6,0	-	139,33	-	-	0,14
Etapa 2	335,50	22,49	313,00	93,3	66,5	245	606	5,2	-	135,80	-	-	-
Etapa 3	275,29	12,63	262,66	95,4	72,5	280	636	4,8	-	-	-	172,20	0,15
Etapa 4	327,98	21,68	306,30	93,4	67,2	291	519	5,7	-	172,16	2.217,60	151,20	0,14
Etapa 5	397,20	19,03	378,17	95,2	60,3	247	457	5,6	-	154,60	2.410,80	243,60	0,12
Etapa 6	339,75	15,16	320,69	94,4	66,0	297	422	5,7	356607	181,26	2.721,60	268,80	0,09
Etapa 7	333,35	13,78	319,57	95,9	66,7	257	584	5,8	343270	146,06	4.065,60	221,20	0,11
Etapa 8	343,49	16,25	327,23	95,3	65,7	151	480	5,1	376396	83,08	3.809,40	174,30	0,07

Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação às análises de sólidos do RSO, pode-se notar que os resíduos apresentam um elevado teor de STV (93,3 – 95,9%), evidenciado a potencialidade destes para tratamento biológico, dada a característica de elevada biodegradabilidade em razão do percentual de STV presentes, através da digestão anaeróbia. Estatisticamente, em termos de STV, foi possível constatar que os RSO coletados ao longo da pesquisa não apresentaram variabilidade significativa ($p_{\text{valor}} = 0,93$).

4.2 Resultados em atendimento ao Objetivo a) Analisar a influência da frequência de alimentação do biodigestor no processo de digestão anaeróbia e Objetivo b) Identificar a carga orgânica volumétrica ideal, que potencializou maior geração de biogás na operação do biodigestor.

Conforme já detalhado do Capítulo 3, ao longo do estudo, foram realizadas 8 etapas de adição de RSO no biodigestor. O Quadro 9 apresenta um resumo das características de operação do Biodigestor em cada etapa.

Quadro 9 – Dados operacionais de cada Etapa

ETAPAS	COV aplicada a cada adição de RSO (kg STV/m ³ .d.)	Massa de RSO adicionada ao biodigestor por dia (kg/d)	Período avaliado (dias)	Frequência de adição do RSO	Observações
Etapa 1	8,80	5	28	1 adição/dia durante 4 dias	Apenas 4 adições de RSO devido a indícios de acidificação.
Etapa 2	7,98	5	28	1 adição/dia durante 5 dias	Extravase de espuma durante e após a adição de RSO.
Etapa 3	6,68	5	21		Extravase de espuma durante a adição de RSO e adição de antiespumante.
Etapa 4	7,80	5	28		-
Etapa 5	9,64	5	58		Extravase de espuma após a adição de RSO.
Etapa 6	3,28 (±0,16)*	2	38	3 adições/semana (seg, qua e sex)	Extravase de espuma nos últimos dias de adição de RSO.
Etapa 7	4,10 (±0,52)*	2,5	38		Extravase de espuma na metade do período de adição de RSO.
Etapa 8	5,00 (±0,62)*	3	38		-

Média (desvio padrão)* - Nestas etapas, em decorrência da contínua adição de resíduo e consequente necessidade de coletas de RSO ao longo da Etapa, ocorreu variação nas COV aplicadas.

Fonte: Elaborado pela autora.

Na Etapa 1, na qual era prevista 1 adição de RSO por dia, ao longo de 5 dias consecutivos, foi realizada a adição somente durante 4 dias em razão de indícios de acidificação do sistema, em razão de queda do pH para valores de 6,15. Optou-se pela interrupção da adição de RSO e retomada da adição de RSO após estabilização do pH, o que aconteceu a partir do 26º dia.

A acidificação observada nesta etapa inicial, pode ser relacionada com a COV aplicada. Para Ferreira (2015), em processos de partida do reator, as COV devem ser mantidas próximas a 1 kg STV/m³.d., até que a estabilidade operacional do sistema seja alcançada. Uma baixa COV nesta etapa do processo é justificada em razão da biocenose microbiana ainda estar vulnerável a alterações bruscas, como COV elevadas ou variações de pH, podendo favorecer um acúmulo maior de ácidos da acidogênese e intensificar o desequilíbrio do sistema.

Na Etapa 3, em razão de intenso extravase de espuma do biodigestor, optou-se por testar a adição de um antiespumante, no entanto, o RSO digerido passou a apresentar aspecto gelatinoso, o que pode ter contribuído para a não geração de biogás, que cessou logo após esta adição. O antiespumante empregado foi da marca Faxon AFP 320 (Boletim Técnico do produto constante no Anexo A). A quantidade adicionada ao biodigestor foi de 500mL, em concentração de 1%, em acordo com concentrações empregada por Prá *et al.* (2011).

Em razão ao exposto optou-se por apresentar e discutir, na sequência, somente 6 das 8 Etapas realizadas durante o período do estudo, sendo elas as Etapas 2, 4, 5, 6, 7 e 8. Ademais,

em razão às distintas frequências de adição do RSO adotadas, serão apresentados, conjuntamente os resultados das Etapas 2, 4 e 5 e, conjuntamente, os resultados das Etapas 6, 7 e 8.

4.2.1 Etapas 2, 4 e 5

A frequência de adição de RSO adotado nas Etapas 2, 4 e 5, conforme apresentado no Quadro 3, consistiu em uma adição diária, durante 5 dias, de 5kg de RSO, equivalentes a uma COV de 7,98 kg STV/m³.d., 7,80 kg STV/m³.d. e 9,64 kg STV/m³.d. ao longo das Etapas 2, 4 e 5, respectivamente. Em massa de RSO, foram adicionadas 25kg em cada uma das etapas.

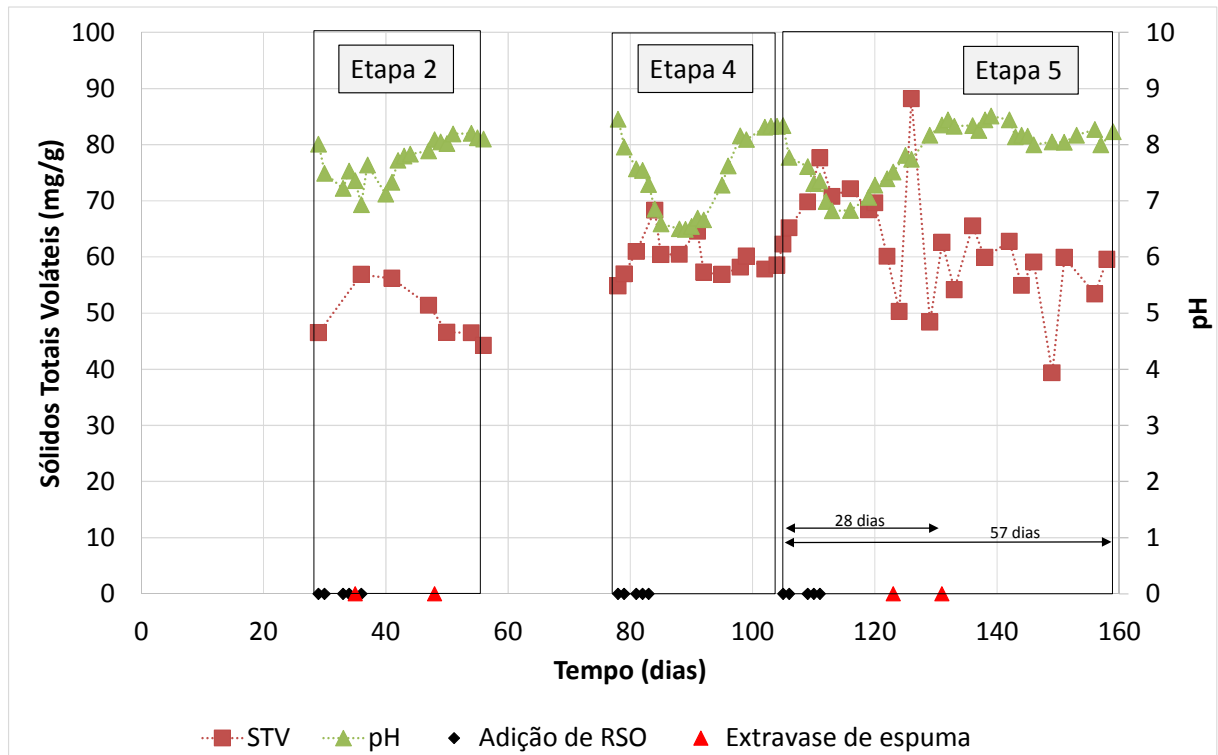
A seguir são apresentadas as variações de pH e STV durante as Etapas 2, 4 e 5 (Quadro 10 e Figura 6).

Quadro 10 – Resumo dos resultados de STV e pH das Etapas 2, 4 e 5

ETAPAS	STV						pH				
	Inicial (mg/g)	Final (mg/g)	Inicial (%)	Final (%)	Média	DP	Inicial	Final	Média	DP	
Etapa 2 (28 dias)	46,51	44,24	63,63	66,58	49,75	5,11	8,01	8,1	7,73	0,89	
Etapa 4 (28 dias)	54,84	58,86	72,47	74,59	59,65	3,57	8,45	8,43	7,53	0,73	
Etapa 5 (28 dias)	62,27	62,60	75,65	75,47	68,68	10,66	8,3		8,4	7,62	0,54
Etapa 5 (57 dias)		59,56		75,55	62,34	10,31		8,3	7,89	0,51	

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 6 - Acompanhamento das variações de pH e STV e ocorrência de extravase de espuma nas Etapas 2, 4 e 5.



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado (Quadro 10 e Figura 6), o comportamento dos STV nas etapas foi típico de DA, pois apresentou uma elevação após a adição de RSO ao biodigestor e posterior redução, à medida que os materiais eram degradados. Entretanto, nas Etapas 2 e 4, a concentração percentual final, foi superior a inicial, podendo indicar que não houve degradação total do RSO adicionado.

Outra hipótese que também deve ser considerada, visto que não ocorreu adição de RSO após os cinco dias iniciais, é a de que ocorreu um aumento da biomassa atuante no biodigestor, que adaptada ao substrato, aumentou em massa, influenciando assim o valor final de STV obtido.

Destaca-se que em razão da hipótese de não ter ocorrido total degradação do RSO adicionado nas Etapas 2 e 4, considerada inicialmente e no transcorrer da pesquisa, o monitoramento da Etapa 5 foi estendido para 57 dias, a fim de se verificar/confirmar a necessidade de adoção de um período superior para digestão do RSO adicionado.

Ao avaliar os resultados da Etapa 5 (Quadro 10), observou-se resultados percentuais de STV praticamente iguais no final dos 57 dias, em comparação aos resultados iniciais. Comportamento semelhante também foi observado quando se avaliou o processo em relação ao

mesmo período (28 dias) das Etapas 2 e 4, demonstrando que nesta Etapa um período maior não seria necessário.

Estatisticamente, o teste ANOVA aplicado (Quadro 11) indica que houve diferenças significativas, comparando as concentrações iniciais e finais das Etapas 2 e 4, o que confirma o aumento de STV ao final de ambas as Etapas. Para a Etapa 5, o teste aplicado, mostra que não houve diferenças significativas para nenhum dos dois tempos de DA avaliados, 28 e 57 dias, evidenciando que todo o RSO adicionado foi consumido pelos microrganismos envolvidos no processo de DA já nos 28 dias iniciais.

Quadro 11 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais de STV das Etapas 2, 4 e 5

Parâmetro	Significância entre início e fim das Etapas (pValor)			
	Etapa 2	Etapa 4	Etapa 5 (28dias)	Etapa 5 (57 dias)
STV (mg/g)	0,0057	0,0080	0,7515	0,0985

OBS.: Resultados abaixo de 0,05 (95% de intervalo de confiança) representam diferenças significativas
 Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado na Figura 6, ocorreram extravases de espuma do biodigestor nas Etapas 2 e 5. Este processo pode ser relacionado as COV mais elevadas aplicadas nestas etapas. KOUGIAS *et al.*, 2013a explica que COV elevadas podem levar a formação de espumas que ocasionalmente ocorrem em plantas de produção de biogás, causando graves problemas, como o bloqueio de medidores de gás, colapso de bombas, inversão do perfil de sólidos que resulta na formação de zonas mortas e redução do volume ativo do biodigestor.

A respeito do pH observado ao longo das três etapas, destaca-se que ambas iniciaram e terminaram com valores de pH acima de 8. Observa-se um decréscimo inicial durante os primeiros dias de operação, que pode ser relacionado a adição de RSO, que possuía um pH na faixa de 5,2 a 5,6, bem como da fase acidogênese, na qual são produzidos maior quantidade de ácidos no início do processo de digestão.

De modo geral, as médias de pH observadas nas três etapas, foram semelhantes as reportadas pela literatura como ideais para o processo de DA (McCARTEY,1962; CHERNICHARO, 1997; LE *et al.*, 2009).

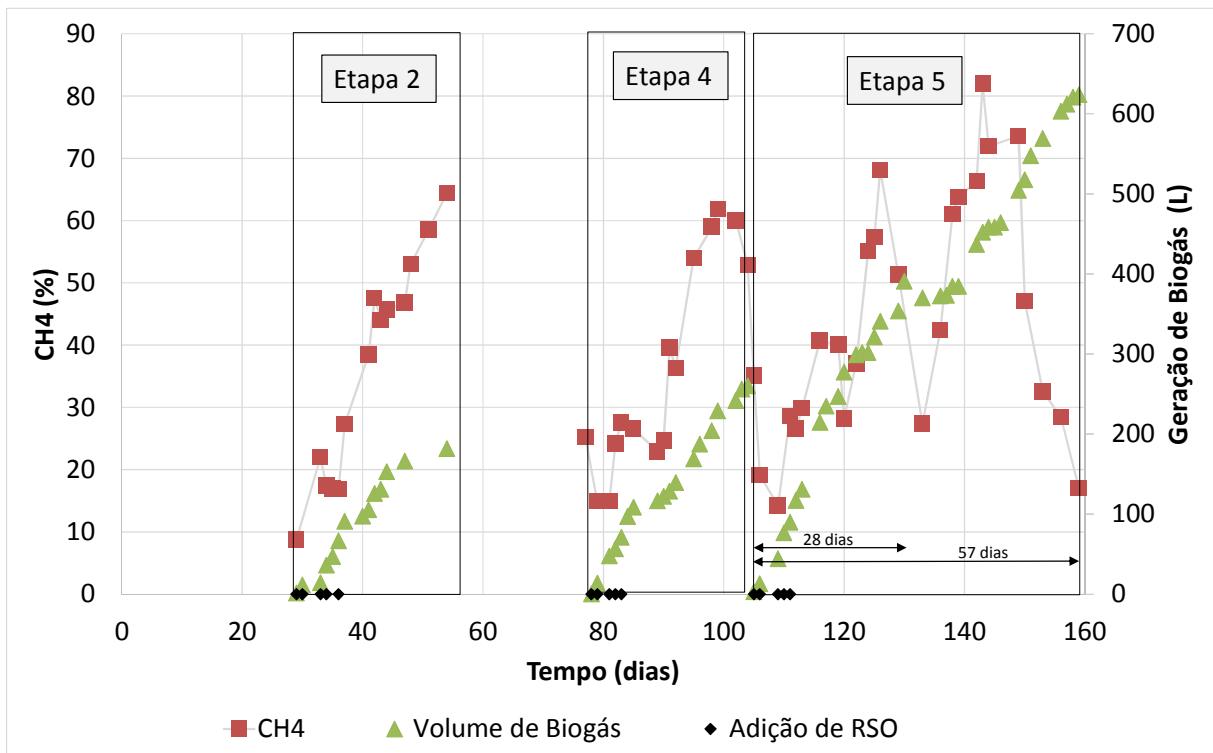
A produção acumulada do biogás e o rendimento do CH₄ é apresentada no Quadro 12 e Figura 7.

Quadro 12 – Produção de biogás e rendimento de CH₄ em função dos STV adicionados nas Etapas 2, 4 e 5

ETAPAS	STV adicionado (kg)	Produção acumulada de Biogás (NL)	Produção de biogás/kg STV (NL/kg STV)	Teor máximo de CH ₄ no biogás (%)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 2 (28 dias)	7,83	181,8	23,2	64	36	8,35
Etapa 4 (28 dias)	7,66	260,2	33,9	62	38	12,88
Etapa 5 (28 dias)	9,45	370	39,1	69	38	14,85
Etapa 5 (57 dias)		623,82	66,0	82	44	29,04

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 7 - Acompanhamento das quantificações de biogás e CH₄ nas Etapas 2, 4 e 5.



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado Quadro 12 e Figura 7, o maior volume de biogás produzido, ao longo de 28 dias de monitoramento, ocorreu na Etapa 5, na qual houve produção de 39,1 NL/kg STV de RSO adicionados. Esta etapa também apresentou maior massa de STV de RSO adicionada (9,45kg).

A respeito dos teores de CH₄ presentes no biogás, valores mais elevados são observados nas Etapas 2 e 5, 64% e 69%, respectivamente, ao longo de 28 dias de monitoramento e 82%, na Etapa 5, ao longo de 57 dias de monitoramento.

Analisando os rendimentos de biogás e CH₄, observa-se que houve baixa produção de biogás e rendimento de CH₄ nas três Etapas avaliadas, em relação a valores reportados por outros pesquisadores, conforme comparativo apresentado no Quadro 13.

Quadro 13 – Geração de biogás e rendimento de CH₄ nas Etapas 2, 4 e 5 e comparação com dados da literatura que reportam o rendimento a partir da digestão anaeróbia de RSO

ETAPA / REFERÊNCIA	Produção de biogás / kg STV (NL/kg STV)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 2 (28 dias)	23,2	36	8,35
Etapa 4 (28 dias)	33,9	38	12,88
Etapa 5 (28 dias)	39,1	38	14,85
Etapa 5 (57 dias)	66,0	44	29,04
Zhang <i>et al.</i> (2007) (Biodigestor de 0,005m ³)	-	73	425 - 445
Banks <i>et al.</i> (2011) (Biodigestor de 900m ³)	642	62	401
Nagao <i>et al.</i> (2012) (Biodigestor de 0,003 m ³)	-	60	455
Ferreira (2015) (Biodigestor de 18,8m ³)	-	59	234-496
Pieri (2016) (Biodigestor de 0,28m ³)	1121,3	79	889,5
Pavi (2016) (Biodigestor de 0,002m ³)	214,84	76,5	163,58

Fonte: Elaborado pela autora.

Essa baixa geração de biogás, pode ser relacionada às relações de AGV/Alcalinidade acima das tidas como ideais que serão discutidos no Item 4.3, aos altos teores de nitrogênio amoniacal (NA) observados no decorrer das etapas realizadas, que serão discutidos no Item 4.4, e ainda às baixas relações de C/NT apresentadas ainda neste item, a seguir.

Os valores de DBO e DQO observados ao longo das etapas é apresentado no Quadro 14 e Figura 8.

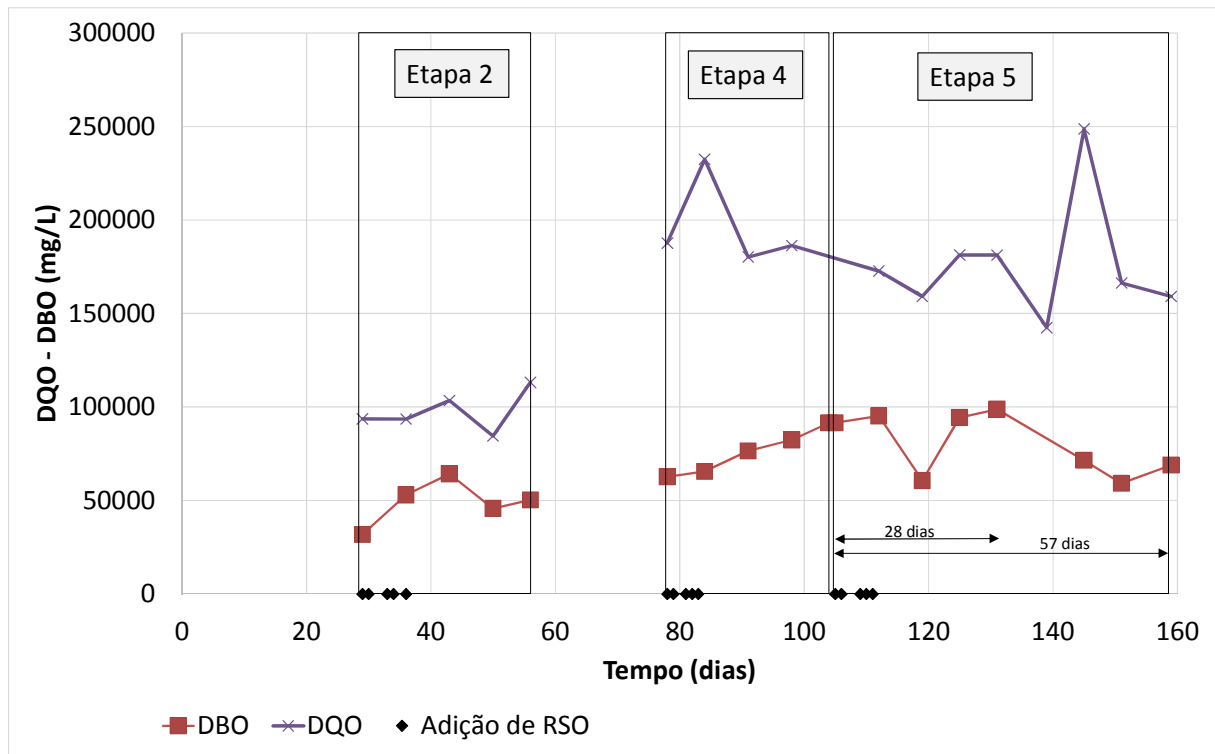
Quadro 14 – Resumo dos resultados de DBO e DQO nas Etapas 2, 4 e 5

ETAPAS	DBO				DQO			
	Inicial (mg O ₂ /L)	Final (mg O ₂ /L)	Média	DP	Inicial (mg O ₂ /L)	Final (mg O ₂ /L)	Média	DP
Etapa 2 (28dias)	31800	50300	48990	11791	93704	113323	97706	11011
Etapa 4 (28dias)	67200	91550	75747	11927	187726	-*	196722	24065
Etapa 5 (28dias)	91550	98800	88116	17831	-	181230	173644	10429
Etapa 5 (57 dias)		68900	80022	16584		159119	176403	31932

-* Ensaio não realizado em razão de problemas com os reagentes utilizados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 8 - Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de DBO e DQO



Fonte: Elaborado pela autora.

A respeito dos valores de DBO nas Etapas 2 e 4, é possível observar um comportamento semelhante ao dos STV, no qual se observou concentrações finais superiores as iniciais. Na Etapa 5, aos 28 dias, tal comportamento também é observado, porém menos acentuado. Entretanto, ao avaliar a concentração aos 57 dias, observa-se um valor final menor (68900 mg O₂/L) que o inicial (91550 mg O₂/L). Em relação aos valores de DQO, na Etapa 2,

observou-se comportamento semelhante ao da DBO, ou seja, concentração final superior a inicial.

Os valores de DBO obtidos vem a confirmar a hipótese a respeito da não degradação total do RSO adicionado, visto que apresentaram concentrações finais superiores às iniciais, exceto pela Etapa 5 (57 dias), que apresentou concentrações finais inferiores.

As relações de C/NT e C/PT das Etapas 2, 4 e 5 são apresentadas no Quadro 15.

Quadro 15 – Relação C/NT e C/PT das Etapas 2, 4 e 5

ETAPAS	C/NT		C/PT	
	Inicial	Final	Inicial	Final
Etapa 2 (28dias)	15,27:1	21,90:1	103,77:1	157,92:1
Etapa 4 (28dias)	22,15:1	13,86:1	216,80:1	102,94:1
Etapa 5 (28dias)	15,28:1	-*	130,13:1	133,82:1
Etapa 5 (57 dias)		14,50:1		137,90:1

-* Ensaio não realizado.

Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado no Quadro 15, as relações de C/NT iniciais e finais variaram entre 13,86 a 22,15:1, prevalecendo relações inferiores ao apontado pela literatura como ideais em um processo de DA (entre 20-32:1, segundo Pratas (2011), Kondusamy e Kalamdhad (2014) e Reis (2012)). Exceção deve ser considerada para o final da Etapa 2 e início da Etapa 4. Da mesma forma, as relações de C/PT também de mostraram inferiores ao apontado na literatura (1:150, segundo Reis (2012)), exceto pelo final da Etapa 2 e início da Etapa 4.

Uma vez que a literatura aponta a relação C/NT com influência crucial no processo da DA, é possível associar que as razões inferiores ao recomendado também tenham sido um fator que influenciou nos baixos níveis de geração de biogás e CH₄ nas etapas avaliadas.

4.2.2 Etapas 6, 7 e 8

Diferentemente das Etapas anteriores, a frequência de adição de RSO adotado nas Etapas 6,7 e 8 (Quadro 16), consistiu em 3 adições semanais (segunda, quarta e sexta-feira) ao longo de 38 dias. Ao longo destas etapas, além de variação da frequência de adição de RSO, também foram aumentadas progressivamente as COV ao longo das Etapas. Durante a Etapa 6, o biodigestor foi operado em uma COV média de 3,28 kg STV/m³.d. Na etapa seguinte, Etapa

7, a COV média de operação foi de 4,10 kg STV/m³.d., e por fim, na Etapa 8, a COV média foi de 5,00 kg STV/m³.d.

Quadro 16 – Dados operacionais de das Etapa 6,7 e 8

ETAPAS	COV aplicada a cada adição de RSO (kg STV/m ³ .d.)	Massa de RSO adicionada ao biodigestor por dia (kg/d)	Período avaliado (dias)	Frequência de adição do RSO	Observações
Etapa 6	3,28 (±0,16)*	2	38	3 adições/semana (seg, qua e sex)	Extravase de espuma nos últimos dias de adição de RSO
Etapa 7	4,10 (±0,52)*	2,5	38		Extravase de espuma na metade do período de adição de RSO
Etapa 8	5,00 (±0,62)*	3	38		-

Média (desvio padrão)* - Nestas etapas, em decorrência da contínua adição de resíduo e consequente necessidade de coletas de RSO ao longo da Etapa, ocorreu variação nas COV aplicadas.

Fonte: Elaborado pela autora.

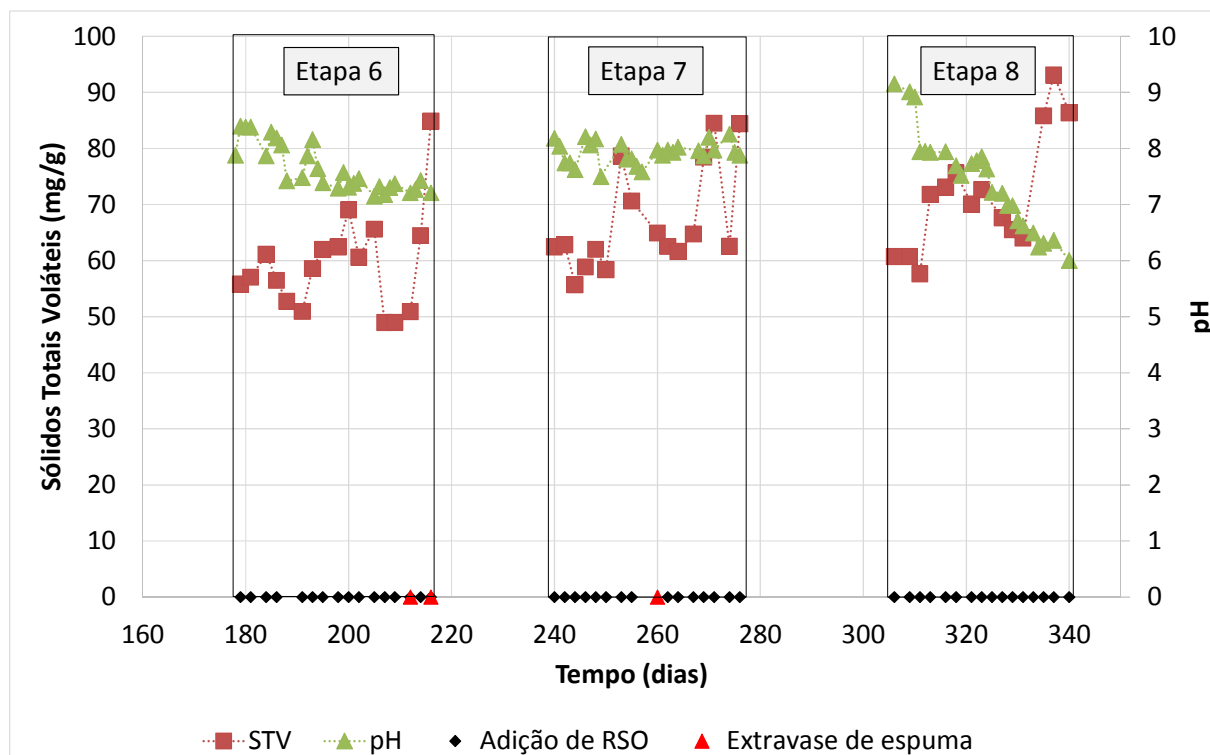
O Quadro 17 e a Figura 9 apresentam as variações de pH e STV durante as Etapas 6, 7 e 8.

Quadro 17 – Resumo dos resultados de STV e pH das Etapas 6, 7 e 8

ETAPAS	STV						pH			
	Inicial (mg/g)	Final (mg/g)	Inicial (%)	Final (%)	Média	DP	Inicial	Final	Média	DP
Etapa 6	55,79	84,87	74,47	80,63	59,43	8,87	8,40	7,21	7,42	0,88
Etapa 7	62,42	84,38	75,98	79,56	67,07	9,30	8,18	7,88	7,64	0,42
Etapa 8	60,71	86,34	75,51	79,10	71,97	10,19	9,15	6,00	7,93	0,20

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 9 – Acompanhamento das variações de pH e STV e ocorrência de extravase de espuma nas Etapas 6, 7 e 8.



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado na Figura 9, nas Etapas 6 e 7 ocorreram eventos de extravase de espuma, que podem ser associados a sobrecarga orgânica, bem como decorrente de instabilidade no processo de DA oriunda de relações de C/NT abaixo das preconizadas na literatura. Ademais, os eventos também podem estar relacionados às relações de AGV/Alcalinidade, que estiveram acima das indicadas como ideais em um processo de DA. As referidas relações (de C/NT e AGV/Alcalinidade) são abordadas com mais detalhe nos capítulos seguintes.

Os resultados de STV observados ao longo das três etapas desta sequência de adição de RSO se mostraram semelhantes, ou seja, apresentaram resultados finais superiores aos iniciais, demonstrando que não houve degradação total da matéria orgânica adicionada ao longo de cada uma das etapas. Na Etapa 6, a diferença da concentração de STV percentual inicial e final foi de 6,16%, em quanto nas Etapas 7 e 8, correspondeu a 3,58 e 3,59%, respectivamente.

Estatisticamente, o teste ANOVA aplicado (Quadro 18) confirma as diferenças observadas. Mostra que houve diferenças significativas em todas as etapas (Etapas 6, 7 e 8), na comparação das concentrações iniciais e finais, confirmando o aumento de STV ao final do período monitorado.

Quadro 18 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais de STV das Etapas 6, 7 e 8.

Parâmetro	Significância entre início e fim das Etapas (pValor)		
	Etapa 6	Etapa 7	Etapa 8
STV (mg/g)	0,0017	0,0007	0,0001

OBS.: Resultados abaixo de 0,05 (95% de intervalo de confiança) representam diferenças significativas
Fonte: Elaborado pela autora.

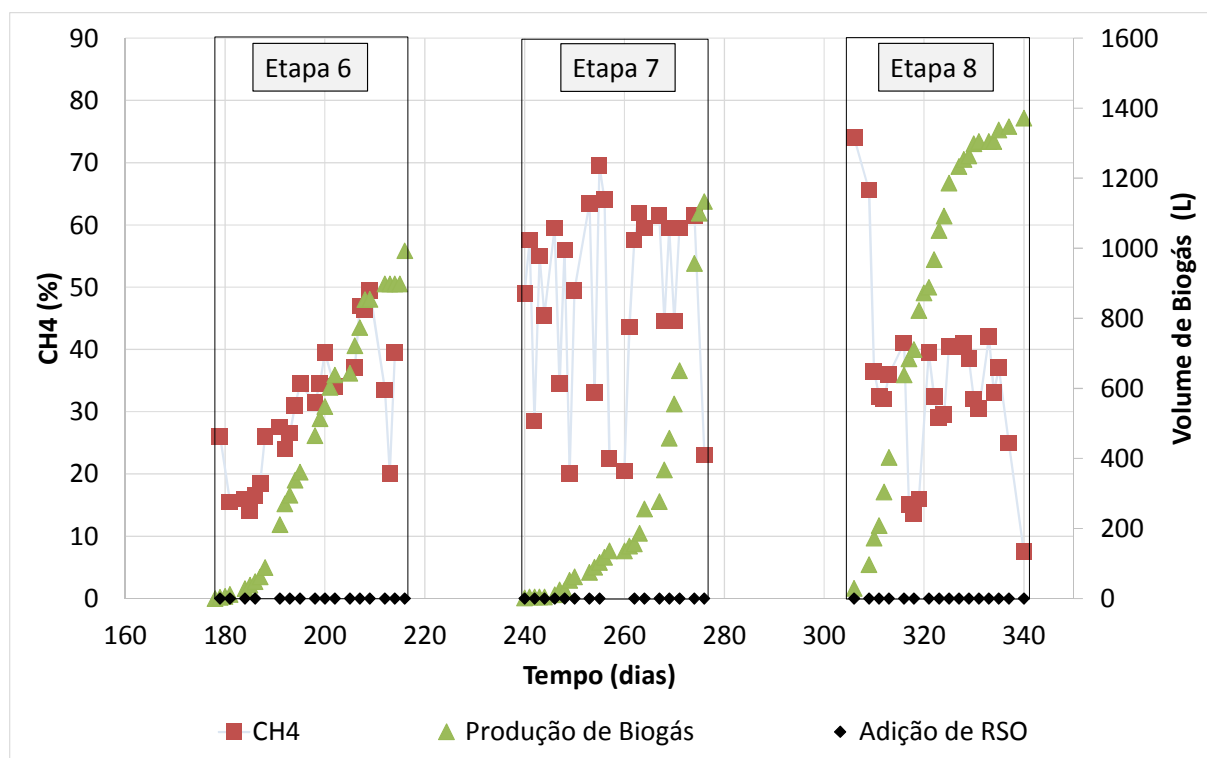
Com relação ao pH observado ao longo das Etapas 6, 7 e 8 (Quadro 17 e Figura 9), destacam-se comportamentos semelhante entre Etapas 6 e 8, nas quais ocorreram quedas mais constantes ao longo do período avaliado, enquanto que na Etapa 7 é possível observar um comportamento mais estável.

Ao avaliar a produção de biogás e rendimento de CH₄ nas etapas avaliadas (Quadro 19), é possível identificar um melhor desempenho da Etapa 7, que pode ser associado ao comportamento mais estável do pH, referido acima. A produção acumulada do biogás e o rendimento do CH₄ é apresentada no Quadro 19 e Figura 10.

Quadro 19 – Produção de biogás e rendimento de CH₄ em função dos STV adicionados nas Etapas 6, 7 e 8

ETAPAS	STV adicionado (kg)	Produção acumulada de Biogás (NL)	Produção de biogás/kg STV (NL/kg STV)	Teor máximo de CH ₄ no biogás (%)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 6	10,90	992,65	91,07	50	30	27,32
Etapa 7	11,98	1133,75	94,63	60	48	45,42
Etapa 8	15,70	1371,94	87,38	74	31	27,09

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 10 - Acompanhamento das quantificações de biogás e CH₄ nas Etapas 6, 7 e 8.

Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado no Quadro 19 e Figura 10, o maior volume de biogás produzido no período ocorreu na Etapa 8. Entretanto, os maiores rendimentos em relação a massa de STV ocorreram na Etapa 7, na qual houve produção de 94,63 NL/kg STV de RSO adicionados, para uma massa STV de 11,98 kg. Na Etapa 8, foram adicionados 15,70 kg de STV de RSO.

Nas Etapas 6 e 8, observou-se comportamento contrário da produção de biogás em relação a massa de STV de RSO adicionada em ambas. Na Etapa 6, obteve-se uma produção de 91,07 NL/kg STV de RSO adicionados para uma adição total de 10,90kg STV de RSO, enquanto que na Etapa 8 houve uma produção de 87,38 NL/kg STV de RSO adicionados para uma adição total de 87,38 kg STV de RSO. Novamente, o baixo rendimento das etapas, conforme já mencionado, pode ser associando sobrecarga orgânica, bem como as relações de C/NT abaixo e relações AGV/Alcalinidade acima das recomendadas como ideais.

De modo geral, constata-se que houve baixa produção de biogás e rendimento de CH₄ nas três Etapas avaliadas, em relação a valores reportados por outros pesquisadores, conforme pode ser observado no comparativo apresentado a seguir (Quadro 20).

Quadro 20 – Produção de biogás e rendimento de CH₄ nas Etapas 6, 7 e 8 e comparação com dados da literatura que reportam o rendimento a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares

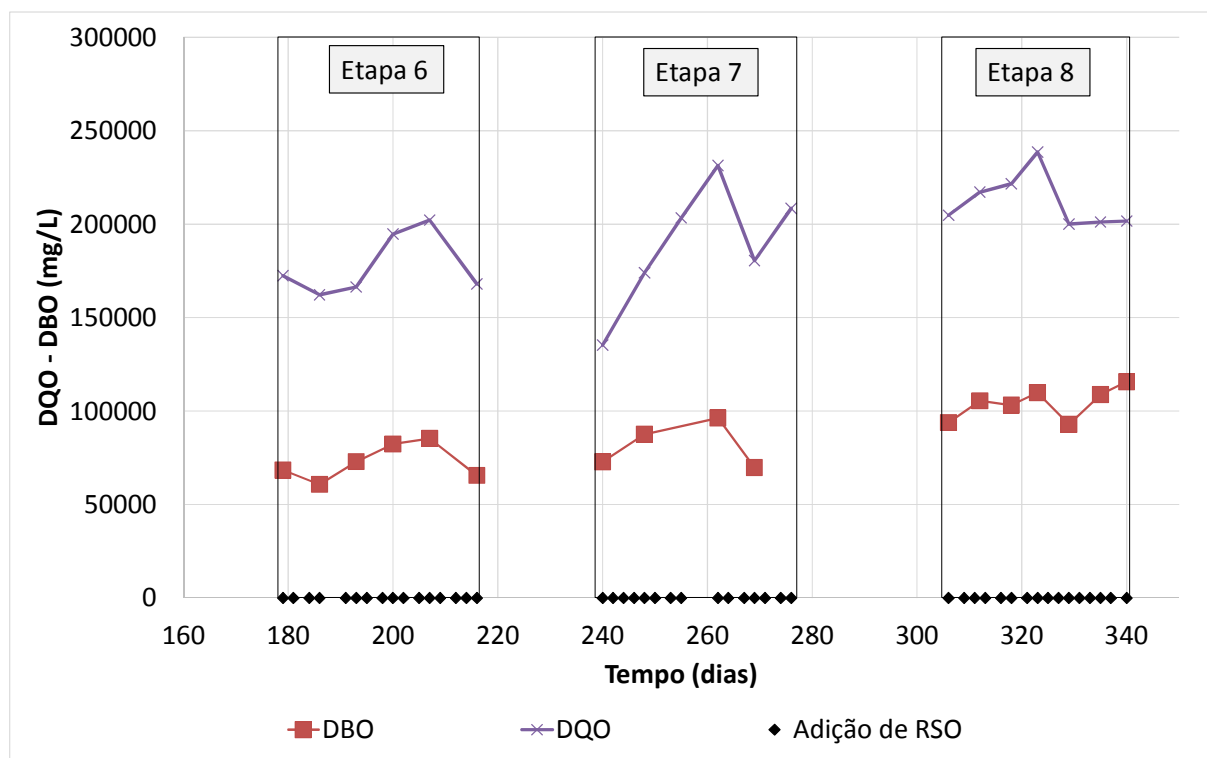
ETAPA / REFERÊNCIA	Produção de biogás / kg STV (NL/kg STV)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 6	91,07	30	27,32
Etapa 7	94,63	48	45,42
Etapa 8	87,38	31	27,09
Zhang <i>et al.</i> (2007) (Biodigestor de 0,005m ³)	-	73	425 - 445
Banks <i>et al.</i> (2011) (Biodigestor de 900m ³)	642	62	401
Nagao <i>et al.</i> (2012) (Biodigestor de 0,003 m ³)	-	60	455
Ferreira (2015) (Biodigestor de 18,8m ³)	-	59	234-496
Pieri (2016) (Biodigestor de 0,28m ³)	1121,3	79	889,5
Pavi (2016) (Biodigestor de 0,002m ³)	214,84	76,5	163,58

Fonte: Elaborado pela autora.

Apesar de desempenho superior em relação às iniciais (Etapas 2, 4 e 5), nas Etapas 6, 7 e 8 também ocorreram rendimentos consideravelmente inferiores aos reportados noutras pesquisas, podendo, assim, estar relacionada às relações de AGV/Alcalinidade acima das tidas como ideais que serão discutidos no Item 4.3, aos altos teores de nitrogênio amoniacal (NA) observados no decorrer das etapas realizadas, que serão discutidos no Item 4.4, e ainda às baixas relações de C/NT apresentadas ainda neste item, a seguir.

Os valores de DBO e DQO observados ao longo das Etapas 6, 7 e 8 são apresentados na Figura 11.

Figura 11 - Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de DBO e DQO nas Etapas 6, 7 e 8



Fonte: Elaborado pela autora.

Quadro 21 – Resumo dos resultados de DBO e DQO nas Etapas 6, 7 e 8

ETAPAS	DBO				DQO			
	Inicial (mg O ₂ /L)	Final (mg O ₂ /L)	Média	DP	Inicial (mg O ₂ /L)	Final (mg O ₂ /L)	Média	DP
Etapa 6	68400	65500	72497	9629	172438	168061	177684	16617
Etapa 7	72766	-*	81608	12542	135338	208496	188904	33353
Etapa 8	93766	115666	104233	8402	204744	201757	212170	14416

*- Sem resultado devido à problemas no equipamento.

Fonte: Elaborado pela autora.

Ao avaliar o gráfico da Figura 8 é possível constatar, em linhas gerais, que os resultados de DBO e DQO observados no decorrer das Etapas 6, 7 e 8, mostraram comportamentos semelhantes. Estatisticamente, diferenças significativas ocorreram na Etapa 8, na qual os valores de DBO finais foram superiores aos iniciais e na Etapa 7, na os valores finais de DQO foram superiores aos iniciais (Quadro 22).

Quadro 22 – Teste ANOVA para os resultados iniciais e finais das Etapas 6, 7 e 8

Parâmetro	Significância entre início e fim das Etapas (pValor)		
	Etapa 6	Etapa 7	Etapa 8
DBO (mg O ₂ /L)	0,5857	-	0,0053
DQO (mg O ₂ /L)	0,7538	0,0031	0,6992

OBS.: Resultados abaixo de 0,05 (95% de intervalo de confiança) representam diferenças significativas.

Fonte: Elaborado pela autora.

Os valores da relação C/NT e C/PT observados ao longo das Etapas 6, 7 e 8 são apresentados no Quadro 23.

Quadro 23 – Relação C/NT e C/PT das Etapas 6, 7 e 8

ETAPAS	C/NT		C/PT	
	Inicial	Final	Inicial	Final
Etapa 6	14,55:1	11,81:1	126,70:1	121,15:1
Etapa 7	11,44:1	10,86:1	128,39:1	142,35:1
Etapa 8	10,79:1	4,22:1	105,13:1	43,96:1

Fonte: Elaborado pela autora.

A respeito de relações C/NT e C/PT, pode ser observado no Quadro 23, que novamente as relações de C/NT iniciais e finais prevaleceram inferiores as relações apontadas pela literatura como ideais em um processo de DA. Da mesma forma, as relações de C/PT também se mostraram inferiores (valores já apresentados anteriormente). Desta forma, em acordo ao já mencionado nas Etapas 2, 4 e 5, é possível associar que as razões abaixo do recomendado aos baixos níveis de produção de biogás e CH₄ obtidos ao longo das Etapas 6, 7 e 8.

Ademais, Pang e colaboradores (2008) trazem que inadequadas relações C:NT podem resultar em proporções de nitrogênio amoniacal (NA) elevado e/ou acúmulo de AGV no digestor, fatores que foram observados ao longo da pesquisa e discutidos nos itens 4.3 e 4.4.

Shi *et al.* (2017) explicam que os substratos de baixa relação C/NT contêm uma porcentagem relativamente maior de matéria orgânica nitrogenada. Logo, o NA produzido pela degradação biológica de matéria orgânica nitrogenada ocorre para além do necessário para o uso dos microrganismos. Esse excesso de amônia geralmente se acumula durante o processo e leva a um aumento de pH, efeitos inibitórios e, eventualmente, a ineficiência do processo.

4.3 Resultados em atendimento ao Objetivo c) Avaliar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia frente ao comportamento da alcalinidade e ácidos graxos voláteis (AGV)

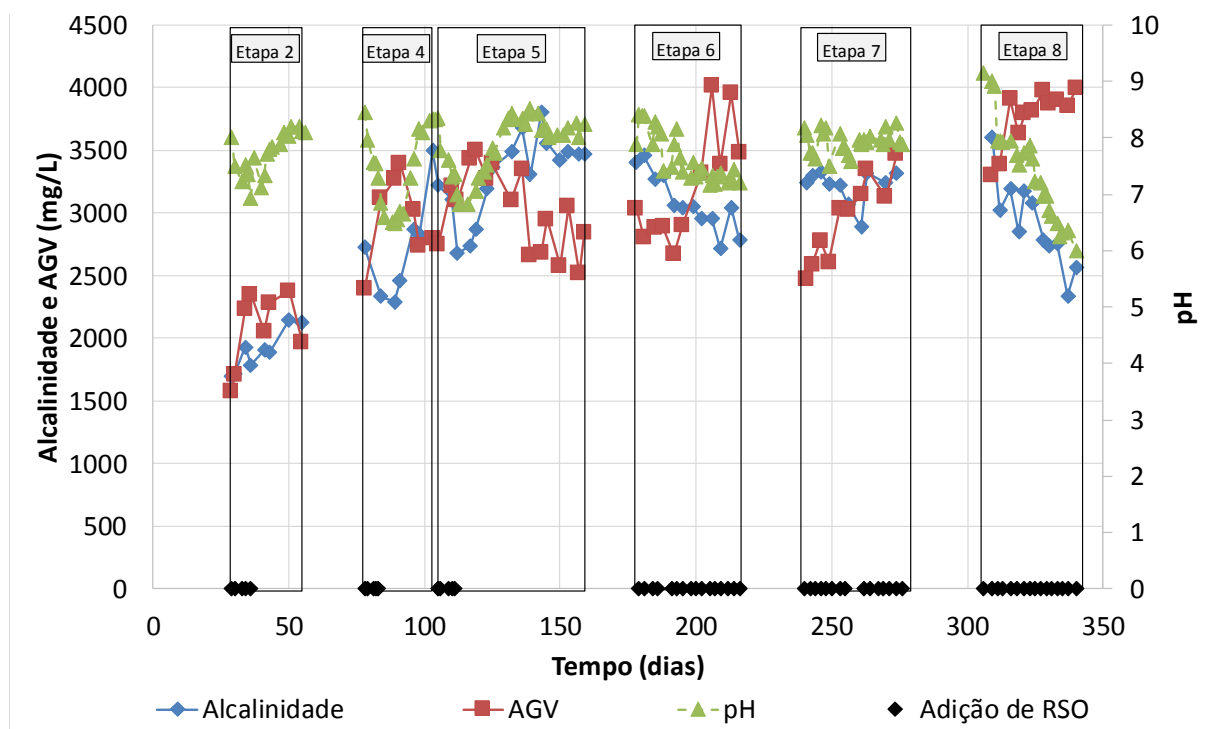
No Quadro 24 e na Figura 12 é apresentado o monitoramento do pH, alcalinidade e AGV nas etapas realizadas.

Quadro 24 – Resumo dos resultados dos parâmetros de alcalinidade e AGV e relação AGV/Alcalinidade

ETAPAS	Alcalinidade (ALC)				AGV				RELAÇÃO AGV/ALC			
	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Média	DP	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Média	DP	Inicial	Final	Média	DP
Etapa 2	1693,90	2124,90	1898,73	170,95	1578	1962	2066,25	299,54	0,93	0,92	1,11	0,13
Etapa 4	2726,26	3494,50	2714,74	299,54	2391,36	2791,80	2959,39	344,57	0,88	0,80	1,12	0,26
Etapa 5 (28 dias)	3218,60	3487,40	3081,61	292,90	2746,70	3102,84	3218,40	240,87	0,85	0,89	1,05	0,15
Etapa 5 (57 dias)		3472,15	3302,80	321,30		2839,68	3022,53	323,05		0,82	0,93	0,17
Etapa 6	3563,1	2782,50	3099,22	254,65	2423,52	3482,90	3153,68	516,02	0,68	1,25	1,03	0,23
Etapa 7	3236,75	3312,80	3213,12	136,78	2472,42	3471,30	2958,14	336,70	0,76	1,05	0,92	0,12
Etapa 8	3356,50	2564,44	2954,45	352,48	3022,38	3991,26	3702,05	307,60	0,90	1,55	1,28	0,23

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 12 – Acompanhamento dos resultados dos parâmetros de pH, alcalinidade e AGV



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado no Quadro 24, os valores médios de alcalinidade ocorridos ao longo das etapas realizadas alcançaram valores mínimos de 1898,73 mg CaCO₃/L na Etapa 2 e máximos de 3213,12 mg CaCO₃/L na Etapa 7.

Metcalf e Eddy (2016) e McCartney (1964) mencionam que quando o processo de digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória ela apresentará valores de alcalinidade situados entre 2000 e 5000 mg/L. Já para Chernicharo (1997), para que seja possível a ocorrência do tamponamento do pH no sistema, os valores de alcalinidade devem se concentrar entre 1500 a 2500 mg/L, condição atendida somente ao longo da Etapa 2.

Na Etapa 2 chama atenção os valores inferiores de alcalinidade e AGVs, quando comparados às demais etapas realizadas. Para Raposo *et al.* (2012), isto pode ser devido ao grau de adaptação da atividade metanogênica do lodo ao substrato, ou ao crescimento de nova biomassa. À medida que este lodo se adapta, ocorre um aumento da atividade em alimentações consecutivas, devido ao crescimento de novas células.

Observa-se também, no Quadro 24, um comportamento contrário nos valores de AGVs em relação a alcalinidade, entre as Etapas 2, 4 e 5 e Etapas 6, 7 e 8. Nas Etapas 2, 4 e 5, observam-se valores de AGVs finais inferiores aos valores finais de alcalinidade, enquanto que nas etapas subsequentes, Etapas 6, 7 e 8, ocorreu comportamento contrário, ou seja, os resultados finais de AGVs foram sempre superiores aos valores finais de alcalinidade.

Tal comportamento pode ser relacionado a sobrecarga orgânica e instabilidade do processo de DA. Pratas (2011) e Aquino e Chernicharo (2005), explicam que em situações de um aumento de carga orgânica, as bactérias acidogênicas produzem uma maior quantidade de ácidos voláteis, que se não forem consumidos pelas arqueas metanogênicas a uma velocidade semelhante à sua formação pode levar a uma acumulação dos ácidos e, conseqüentemente, ao consumo de alcalinidade, redução no valor do pH e redução da atividade metanogênica.

Os valores médios de AGV (Quadro 24) ocorridos ao longo das etapas realizadas alcançaram valores mínimos de 2066,25 mg CaCO₃/L na Etapa 2 e máximos de 3702,05mg CaCO₃/L na Etapa 8. Valores superiores aos de Kondusamy e Kalamdhad (2014), que observaram que concentrações de AGV superiores a 2000 mg CH₃COOH/L inibiram a atividade microbiana afetando a geração de biogás. No entanto, Banks *et al.* (2011), que obteve valores de AGV próximos de 15000 mg/L, relatam que os rendimentos volumétricos de biogás permaneceram inalterados com essa concentração.

Rajagopal, Massé, Singh (2013), em seu estudo, afirmam que a inibição do processo de DA geralmente é indicada pela redução das taxas de produção de metano e pelo aumento nos

produtos de digestão intermediária, como as concentrações de AGV, o que, de fato, aconteceu neste estudo.

A instabilidade durante o processo de digestão ao longo das etapas também fica evidente quando se avalia a relação AGV/Alcalinidade, que deve concentra-se na faixa de 0,3 a 0,5 (LEITE *et al.* (2004); LEITE *et al.* (2009); LIU *et al.* (2012) e SCANO *et al.* (2014) e a produção de biogás e CH₄ (Quadro 25).

Quadro 25 – Relação AGV/Alcalinidade e a produção de biogás e CH₄.

ETAPAS	RELAÇÃO AGV/Alcalinidade				STV adicionado (kg)	Volume de biogás / kg STV (NL/kg STV)	Volume de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)	Teor médio de CH ₄
	Inicial	Final	Média	DP				
Etapa 2	0,93	0,92	1,11	0,13	7,83	23,2	8,35	36
Etapa 4	0,88	0,80	1,12	0,26	7,66	33,9	12,88	38
Etapa 5 (28 dias)	0,85	0,89	1,05	0,15	9,45	39,1	14,85	38
Etapa 5 (57 dias)		0,82	0,93	0,17		66,0	29,04	44
Etapa 6	0,68	1,25	1,03	0,23	10,90	91,07	27,32	30
Etapa 7	0,76	1,05	0,92	0,12	11,98	94,63	45,42	48
Etapa 8	0,90	1,55	1,28	0,23	15,70	87,38	27,09	31

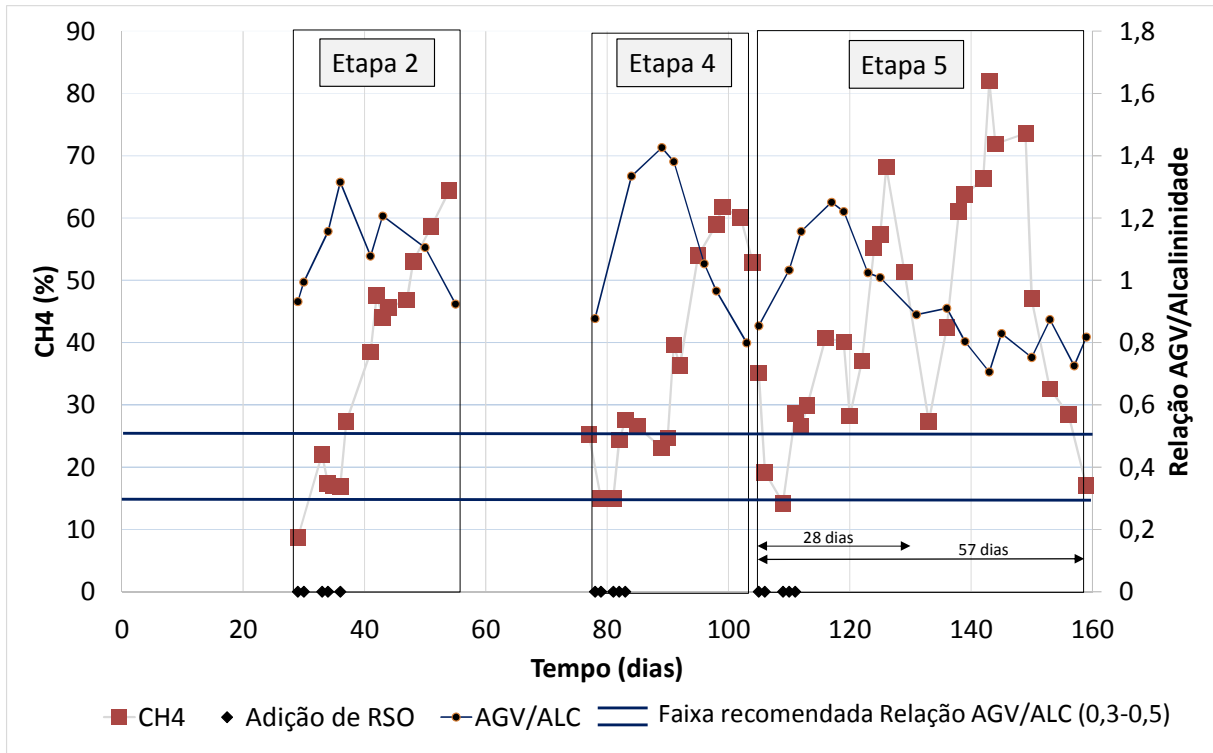
Fonte: Elaborado pela autora.

Ao observar o Quadro 25 observa-se a influência da relação AGV/Alcalinidade no processo de DA. Nas Etapas 5 e 7 foram observadas menores relações, médias de 0,93 e 0,92, respectivamente, o que possivelmente proporcionou um processo de DA mais estável e, conseqüentemente, com maiores rendimentos de biogás e CH₄.

Segundo Leite *et al.* (2004) e Leite *et al.* (2009), para valores de relação AGV/Alcalinidade situados em torno de 0,5 o estado de equilíbrio é atingido e o biogás produzido passa a conter em média 60% (porcentagem em volume) de gás metano. Liu *et al.* (2012) e Scano *et al.* (2014) citam valores menores, de 0,3-0,4, como referência segura para indicar a estabilidade do processo. Liu *et al.* (2012), ainda relata que mesmo com as grandes concentrações de AGV obtidas em seu estudo, a capacidade de tamponamento devida à alcalinidade, foi responsável pela estabilidade do sistema, evidenciada pela relação AGV/Alcalinidade com valores na faixa de 0,4.

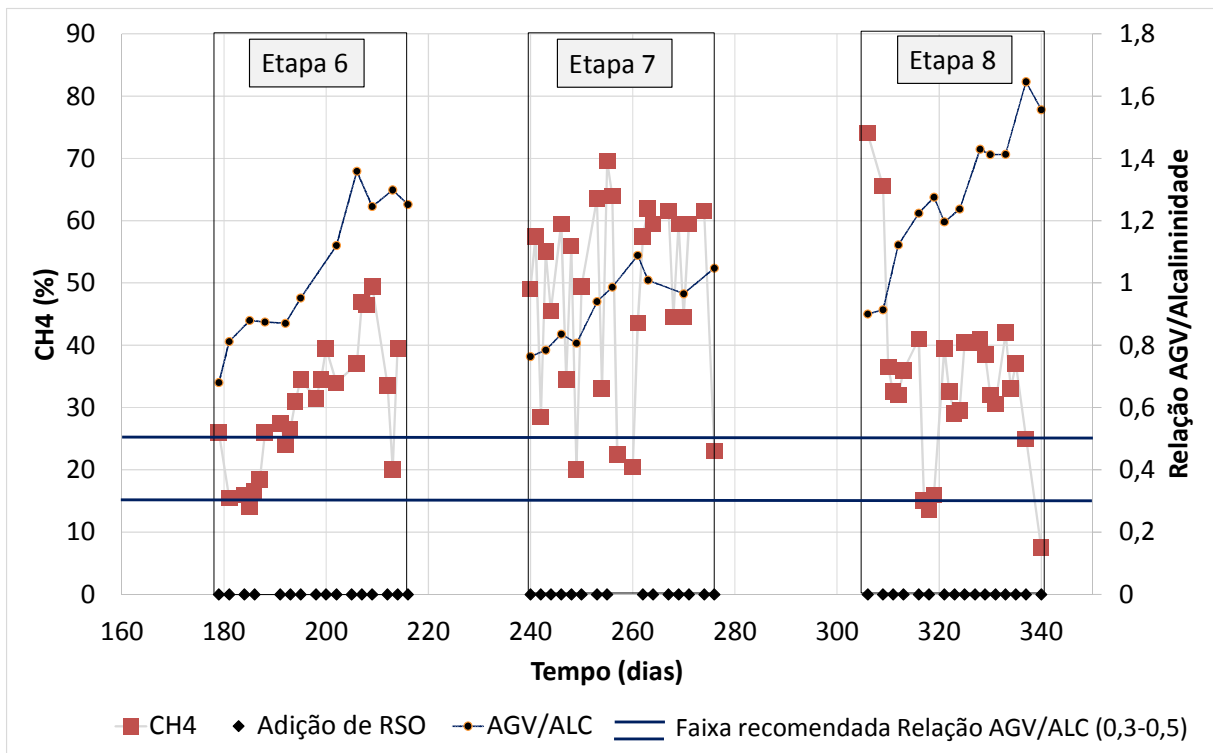
Na Figura 13 e Figura 14 são apresentados os comportamentos da relação AGV/Alcalinidade no transcorrer de cada uma das etapas avaliadas.

Figura 13 – Acompanhamento relação AGV/Alcalinidade e geração de CH₄ das Etapas 2, 4 e 5



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 14 – Acompanhamento relação AGV/Alcalinidade e geração de CH₄ das Etapas 6, 7 e 8



Fonte: Elaborado pela autora.

Da mesma forma, ao avaliar o comportamento da relação AGV/Alcalinidade e produção de CH₄ na Figura 13 e Figura 14, fica evidente que concentrações mais elevadas de CH₄ foram observados em condições nas quais a relação AGV/Alcalinidade apresentava-se em valores mais próximos aos reportados na literatura, ou seja, em faixa de 0,3 a 0,5. De modo geral, observa-se que a medida que a relação AGV/Alcalinidade se aproxima dos valores recomendados, aumentam as concentrações de CH₄ no biogás, demonstrando, desta forma, que um processo de DA que ocorre de forma estável, possibilita maiores rendimento de biogás e CH₄.

4.4 Resultados em atendimento ao Objetivo d) Avaliar a influência do nitrogênio amoniacal no processo de digestão anaeróbia.

Na presente pesquisa, os resultados de NA obtidos ao longo do período monitorado podem ser observados no Quadro 26 e Figura 15, a seguir.

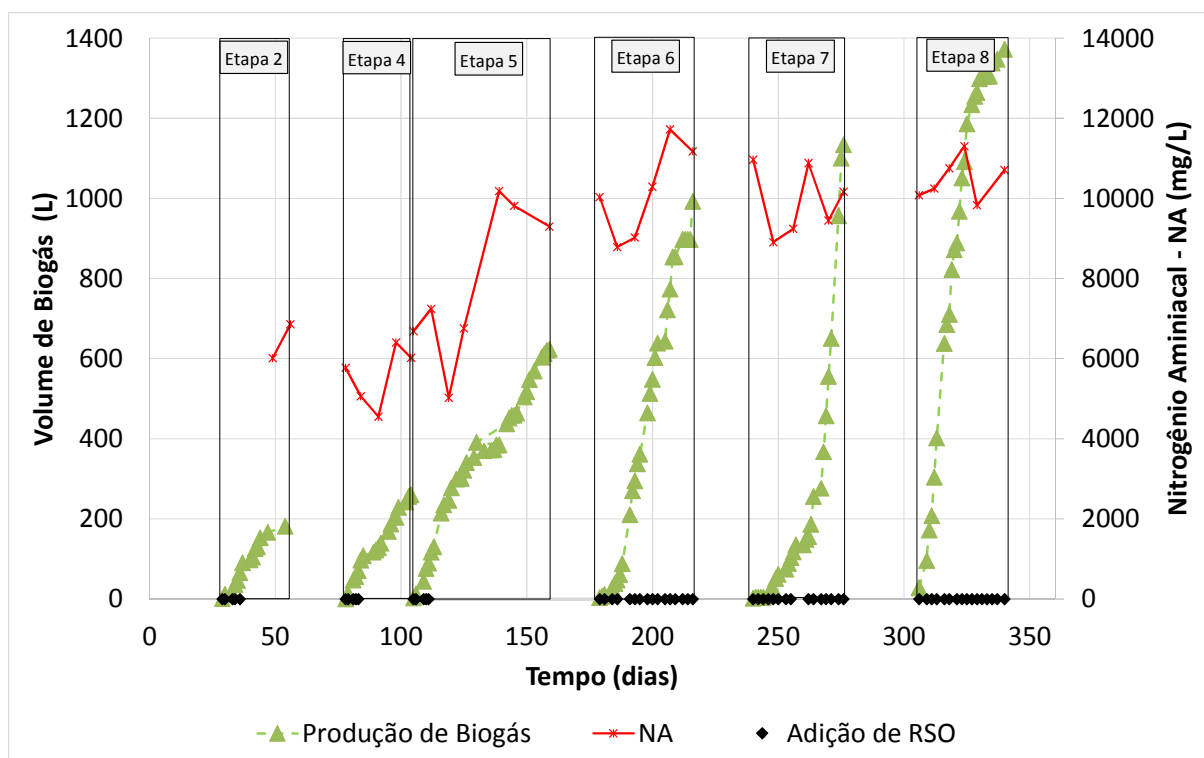
Quadro 26 – Resumo dos resultados de Nitrogênio Amoniacal

ETAPAS	Inicial (mg/L)	Final (mg/L)	Média	DP
Etapa 2	-	6854,40	6432,30	596,94
Etapa 4	5770,80	6022,80	5562,50	745,80
Etapa 5 (28dias)	6686,40	-*	-	-
Etapa 5 (57 dias)		9298,80	7856,40	1927,68
Etapa 6	10029,60	11172,00	10169,60	1154,78
Etapa 7	10962,00	10164,00	9933,00	869,21
Etapa 8	10080,00	10710,00	10486,00	535,67

-* Não realizado.

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 15 – Acompanhamento dos resultados de Nitrogênio Amoniacal e produção de biogás



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado na Quadro 26 e Figura 15, em geral, as concentrações de NA se apresentaram crescentes ao longo das Etapas da pesquisa. Na Etapa inicial, Etapa 2, o monitoramento deste parâmetro trouxe valores médios de 6432,30 mg/L. Na etapa seguinte (Etapa 4) apresentou decaimento, chegando a valores médios de 5562,50 mg/L e na Etapa 5, voltando a apresentar valores mais elevados (7856,40 mg/L).

Nas Etapas 6, 7 e 8, onde ocorreu variação da frequência de alimentação e adoção de COV inferiores, observou-se aumento dos valores de NA, com médias de 10169,60 mg/L, 9933,00 mg/L e 10486,00 mg/L, respectivamente.

Os valores de NA obtidos neste estudo são considerados elevados e inibitórios ao processo de DA, uma vez que em todas as etapas avaliadas foi perceptível um rendimento abaixo de biogás e CH_4 em relação aos reportados por outros estudos. Para McCarty (1964); Chernicharo (1997) e Metcalf & Eddy (2016), em concentrações acima de 3000 mg/L, o NA é considerado tóxico para as arqueas, podendo conduzir à inibição da metanogênese. No estudo de Mata-Alvarez (2000), a inibição ocorreu com concentrações de NA de 1200 mg/L ou superiores. Hartmann e Ahring (2005) mostraram que a inibição por amônia começou em concentrações de 650 mg/L, enquanto Angelidaki e Ahring (2005) só encontraram diminuições na eficiência com valores superiores a 4000 mg/L.

As inibições decorrentes do NA podem ser relacionadas aos valores de pH deste estudo, que em geral estiveram próximos a 8, ou por vezes, superiores a 8 (Quadro 10 e Quadro 17). McCarty (1964), Chen *et al.* (2008) e Zhang *et al.* (2014) trazem que processos de DA nestes valores de pH, favorecem que o NA, em sua forma livre, possa difundir-se passivamente através da membrana e para a célula, resultando em desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio, ocasionando na redução da atividade metanogênica do sistema, e desta forma, comprometer a produção de biogás, conforme observado nesta pesquisa.

Da mesma forma, em relação sobre o pH, Shi *et al.* (2017) trazem que o NA e AGVs são ambos inibitórios para a metanogênese e podem levar à flutuação do pH. As altas concentrações de NA e AGVs geralmente levam o sistema a cair em um "estado estacionário inibido", no qual o digestor funciona de forma estável dentro de um intervalo de pH neutro, mas onde a taxa de produção de metano e as taxas de redução de sólidos voláteis (VS) são bastante baixas.

Ademais, os valores de NA deste estudo também podem ser relacionados as inadequadas relações de C/NT (Quadro 15 e Quadro 23) e ao acúmulo de AGV (Quadro 24) observadas ao longo das etapas realizadas. Constatação semelhante é reportada por Pang e colaboradores (2008) e Duarte (2014), em seus estudos. Os autores trazem que inadequadas relações C:NT podem resultar em proporções de nitrogênio amoniacal total elevado e/ou acúmulo de AGV no digestor. Da mesma forma, Rajagopal, Massé, Singh (2013), trazem que relações de C:NT muito estreitas levam a uma acumulação de NA no lodo do biodigestor que, conseqüentemente, pode levar a uma inibição dos consórcios microbianos e que ajustar a relação C:N da matéria-prima poderia regular a concentração total de amônia do processo de DA.

4.5 Comparação entre as etapas

Em razão aos objetivos deste estudo visarem rendimentos máximos de biogás e CH₄, a comparação entre as etapas realizadas a seguir está concentrada nestes dois parâmetros.

Quadro 27 – Comparativo da produção de biogás e CH₄ das etapas estudadas

ETAPA	STV adicionado (kg)	Produção de biogás / kg STV (NL/kg STV)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ /kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 2	7,83	23,2	36,28	8,35
Etapa 4	7,66	33,9	37,90	12,88
Etapa 5 (28 dias)	9,45	39,1	37,96	14,85
Etapa 5 (57 dias)		66,0	43,54	29,04
Etapa 6	10,90	91,07	29,93	27,32
Etapa 7	11,98	94,63	48,31	45,42
Etapa 8	15,70	87,38	31,33	27,09

Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme pode ser observado no Quadro 27 e destacado em negrito, a produção de biogás e rendimento de CH₄, em função da massa de STV adicionada, ao longo das Etapas 2, 4 e 5, alcançaram valores mais elevados na Etapa 5, tanto aos 28 quando aos 57 dias de monitoramento, etapa na qual a quantidade de STV adicionada foi superior às demais.

Ao longo das Etapas 6, 7 e 8, a etapa que sobressaiu diante as demais da sequência de adição adotada, foi a Etapa 7. Nesta etapa foram observados maiores rendimentos de biogás e CH₄ em função da massa de STV adicionada (11,98 kg), ou seja, 94,63 NL de biogás/kg STV e 45,71 NL de CH₄/kg STV.

Uma vez que o Etapa 5 apresentou melhor desempenho, dentre sua frequência de alimentação, a fim de compará-la diretamente com a Etapa 7, que se destacou dentre as suas (Etapas 6 e 8), efetuou-se o recálculo dos rendimentos de biogás e CH₄ da Etapa 5 para o período temporal adotado na Etapa 7 (38 dias) (Quadro 28).

Quadro 28 – Comparativo da produção de biogás e CH₄ das Etapas 5 e 7

ETAPA	COV aplicada a cada adição de RSO (kg STV/m ³ .d.)	STV adicionado (kg)	Produção de biogás / kg STV (NL/kg STV)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Produção de CH ₄ / kg STV (NL CH ₄ /kg STV)
Etapa 5 (38 dias)	9,64	9,45	46,25	42	19,42
Etapa 7	4,10	11,98	94,63	48	45,42

Fonte: Elaborado pela autora.

Observa-se que para o mesmo período (38 dias), a aplicação de COV menores, porém mais frequentes, dentre as condições estudadas, proporcionaram rendimentos de biogás e CH₄ substancialmente superiores. Enquanto que na Etapa 5, com uma COV de 9,64 kg STV/m³.d., o rendimento de biogás e CH₄ /STV foi de 46,25 NL e 19,42 NL, respectivamente, na Etapa 7, com uma COV de 4,10 kg STV/m³.d., os rendimentos foram de 94,63 NL e 45,42 NL/kg STV adicionada, mais de 100% superiores.

Paralelamente, fica evidente a importância em monitorar o comportamento dos parâmetros de alcalinidade e AGV ao longo do processo de DA. Observando o Quadro 24 e Quadro 25 nota-se que nas etapas em que a relação AGV/Alcalinidade mais se aproximou da faixa recomendada pela literatura (0,3 a 0,5), foram alcançados os rendimentos mais elevados de biogás e CH₄, ou seja, Etapas 5 e 7.

Entretanto, apesar do destaque das Etapas 5 e 7, de modo geral, a produção de biogás e CH₄ se mostrou abaixo dos rendimentos reportados por outros estudos. Possivelmente, devido as baixas relações de C/N e elevados concentrações de NA observadas em todas as etapas, aliados aos também elevados valores de AGV, o processo de DA transcorreu de modo instável.

Ademais, os baixos rendimentos também estão refletidos nos resultados dos parâmetros de STV, DBO e DQO que, de modo geral, apresentaram valores finais superiores aos valores iniciais nas etapas avaliadas (Quadro 10, Quadro 14, Quadro 17 e Quadro 21).

5 CONCLUSÃO

Com o término da etapa experimental e revisão de literatura, puderam ser obtidas as conclusões discriminadas a seguir.

- A adoção de uma adição frequente de RSO e com menor COV na alimentação do biodigestor resultou em uma produção de maiores volumes de biogás e CH₄;
- A aplicação de COV de 4,10 kg STV/m³.d. foi considerada a COV ideal para a operação do biodigestor, dentre as condições estudadas. A etapa na qual foi aplicada esta COV, a Etapa 7, atingiu rendimento de 94,63 NL/ kg STV de biogás e 45,42 NL/ kg STV de CH₄;
- Os rendimentos de biogás e CH₄ foram afetados pela razão AGV/Alcalinidade. Em razão de terem sido observados acúmulos de AGV no biodigestor, em todas as etapas estudadas a razão AGV/Alcalinidade foi superior ao limite de 0,5. Nas condições em que as razões mais se aproximaram do limite ideal (Etapas 5 e 7), maiores rendimentos de biogás e CH₄ foram registrados;
- Um conjunto de fatores (desequilíbrio da AGV/Alcalinidade, baixas razões de C/N e elevadas concentrações de AGV e NA) conduziram a uma degradação ineficiente do substrato no período monitorado em cada etapa e a rendimentos reduzidos de biogás e metano.

5.1 Sugestões para Trabalhos Futuros

- Estudar, além das estudadas, diferentes frequências de alimentação do biodigestor;
- Analisar os AGV produzidos para identificar e quantificar quais são os principais ácidos produzidos;
- Analisar a co-digestão de diferentes categorias de RSO, visando níveis mais estáveis de NA.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Banco de Informações de Geração (BIG)**. 2016. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 25 out. 2016.

AIRES, K. O. **Monitoramento das Concentrações de Gases em uma Célula Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos na Cidade de Campina Grande – PB**. 2013. 118p. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) -- Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2013. Disponível em: <http://www.coenge.ufcg.edu.br/publicacoes/Public_473.pdf>. Acesso em: 25 out. 2016.

ALVES, M.; UENO, M. Identificação de fontes de geração de resíduos sólidos em uma unidade de alimentação e nutrição. **Revista Ambiente e Água**. Taubaté, v. 10, n. 4, p. 874-888, Dez. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2015000400874&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 13 Out. 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22^a ed., Washington: American Public Health Association Pub., 2012. 1935 p.

ANGELIDAKI, I., AHRING, B.K. Establishment and characterization of an anaerobic thermophilic enrichment culture degrading long-chain fatty acids. **Environment Microbiolgy**. n. 61, p. 2442 - 2445. 2005.

APPELS, L.; ASSCHE, A.V.; WILLEMS, K.; DEGRÈVE, J.; IMPE, J. V.; DEWIL, R. Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 4124–30. 2011.

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

ARSOVA, L. **Anaerobic digestion of food waste: Current status, problems and an alternative product**. 2010. 77f. Dissertação (mestrado em Earth Resources Engineering) -- Department of Earth and Environmental Engineering. Foundation of Engineering and Applied Science. Columbia University, 2010. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/arsova_thesis.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE REFEIÇÕES PARA COLETIVIDADE (ABERC). **História e mercado**. 2015. Disponível em: <<http://www.aberc.com.br/conteudo.asp?IDMenu=18>>. Acesso em: 06 ago. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2016.

BANKS, C. J.; CHESSHIRE, M.; HEAVEN, S.; ARNOLD, R. Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: performance assessment by mass and energy balance. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 612. 2011.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. **Waste Management**, v.32, p.1196–1201. 2012.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, Seção 1, 03 ago. 2010.

CARNEIRO, C. M. L.; LIMA, A. M.; AZEVEDO, J. B.; CASTRO, M. G.; SILVA, K. M. B. Diagnóstico dos resíduos sólidos produzidos no restaurante universitário da UFRN. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, out. 2010, São Carlos. **Trabalhos...** Rio de Janeiro: AGEPRO, 2010.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v.99, p. 4044–4064. 2008.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. UFMG, v.5, 246 p. Belo Horizonte/MG, 1997.

CHIU, S. L. H.; LO, I. M. C. Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n.24, p. 24435-24450. 2016.

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

COLTURATO, L. F. DE D. B. *et al.* **O estado da arte da tecnologia de metanização seca / Probiogás**. Org. Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ). 1ª. ed. Brasília. DF: Ministério das Cidades, 2015.

DILALLO, R; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 33, n.4, p.350-364. 1961.

DUARTE, K. L.S. **Interferências das Condições Ambientais e Operacionais nas Concentrações de Biogás em Biorreatores de Bancada com Resíduos Sólidos**. 2014. 131 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) -- Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Ambientais, Campina Grande, 2014.

ELFERINK, S.; VISSER, A.; POL, L.W.H.; STAMS, A.J.M. Sulfate reduction in methanogenic bioreactors. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 15, n. 2-3, p. 119-136. 1994.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR). *Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização*. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos orgânicos alimentares em vista do aproveitamento energético do biogás**. 2015. 117 f. Dissertação (mestrado em Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) -- Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2015.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; van HAANDEL, A. C.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. (1999). Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. CAMPOS, J. R. (coord.). ABES, Rio de Janeiro, pp. 29-52.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R.; HUTTNER, A.; DICHTL, N. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. **Waste Management**, v. 27, p.30–43. 2007.

GALINKIN, M.; BLEY, C. **Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais**. 2 ed. rev. Foz do Iguaçu/Brasília: Itaipu Binacional, Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, TechnoPolitik Editora, 2009.

GALIZA, J. J. M.; CAMPOS, A. F. Regulação de resíduos sólidos urbanos para geração de energia a partir do biogás : estudo de viabilidades em regiões da Grande Vitória / ES. **Revista Augustus**, v. 20, n. 40, p. 56–69. 2015.

GOMES, Luciana Paulo - **Notas de Aula da Disciplina Resíduos Sólidos** – São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 14/10/2016

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1503–1510. 2012.

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

HEO, N.H., PARK, S.C., KANG, H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A 39, 1739–1756. 2004.

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

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N.P.; MARDER, M.; CASARIL, C. E. KOCH, F.F.; PEDROSO, A.G. **Manual básico de biogás**. 1 ed. Lajeado: Univates, 2014.

KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; KIM, S. W. Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 102, n. 4, p. 328–332. 2006.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A.S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production—A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.

KOUGIAS, P.G.; BOE, KANGELIDAKI, I. Effect of organic loading rate and feedstock composition on foaming in manure-based biogas reactors. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 1–7. 2013a.

KOUGIAS, P.G.; TSAPEKOS, P.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Antifoaming effect of chemical compounds in manure biogas reactors. **Water Research**, v. 47, p. 6280e 6288. 2013b.

- LAFUENTE Jr., A. N. A. Resíduos sólidos em restaurante comercial: um estudo de caso na cidade de Santos/SP. **Revista de Tecnologia Aplicada**, v. 6, n. 2, p. 44-61, maio/ago. 2012.
- LANSING, S.; BOTERO, R.; MARTIN, J. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters. **Bioresource Technology**, v 99, p. 5881-5890. 2008.
- LASTELLA, G., TESTA, C. CORNACCHIA, G., NOTOTNICOLA, M., VOLTASIO, F., SHARMA, V.K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion Management**, v 43, n. 1, p. 63-75. 2002.
- LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solid organic waste. **Water Science Technology**, v.36, n. 6-7, p.493-500. 1997.
- LEE, D.H.; BEHERA, S.K.; KIM, J.; PARK, H.S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study. **Waste Management**, v.29, n. 2, p. 876–882. 2009.
- LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduo sólido orgânico com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p. 190-196. 2009.
- LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p.280-284. 2004.
- LENS, P. N. L.; KUENEN, J. G. The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. **Water Science and Technology**, v.44, n.8, p.57-66. 2001.
- LINDMARK, J.; THORIN, E.; FDHILA, R.B.; DAHLQUIST, E. Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.40, p. 1030–1047. 2014.
- LIU, X.; WANG, W.; SHI, Y.; ZHENG, L.; GAO, X.; QIAO, W.; ZHOU, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: effect of organic loading rate. **Waste management**, v. 32, n. 11, p. 2056-2060. 2012.
- LUNA, M. L.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, v.29, n.1, p.113-121, jan./mar. 2009.
- MARTIN-GONZALEZ, L.; FONT, X.; VICENT, T. Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source- sorted organic fraction of municipal wastes. **Biochemical Engineering Journal**, v. 76, p. 1-5. 2013.
- MATA-ALVAREZ J, CECCHI F, LLABRÉS P, PAVAN P. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: experimental study. **Bioresource Technology**, v. 39, p. 39–48. 1992.
- MATA-ALVAREZ J, CECCHI F, LLABRÉS P, PAVAN P. Performance of digesters treating the organic fraction of municipal solid waste differently sorted. **Biology Wastes**; v. 33, p.181–99. 1990.

MATA-ALVAREZ, J., MACE, S., LÁBRÉS, P. Anaerobic Digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**. pp. 3 – 16. 2000.

McCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals – **Public Works** – Parts 1, 2, 3 e 4: 95 nº9, 107-112; nº10, 123-126; nº11, 91-94; nº12, 95-99. 1964

METCALF, E.; EDDY, M. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Tradução Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA/SDA/CGAL, 2014.

MOLINO, A. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. **Fuel**, v. 103, p. 1003-1009. 2013.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F.; TODA, T. Maximun organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of foof waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210-218. 2012

PANG, Y.Z.; LIU, Y.P.; LI, X.J.; WANG, K.S.; YUAN, H.R. Improving biodegradability and biogas production of corn stover through sodium hydroxide solid state pretreatment. **Energy & Fuels**, v.22, p.2761–6, 2008.

PATERSON, M. **Guide to Biogas**. From production to use. 5 th, Gülzow de 2010. Published by the Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection. German Federal Parliament. Disponível em: <https://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/g/u/guide_biogas_engl_2012.pdf> . Acesso em 11 set. 2016.

PAVI, S. **Produção de biogás a partir da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de hortifrutigranjeiros**. São Leopoldo, 2016. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2016.

PERS - RS, 2014. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<http://www.pers.rs.gov.br/oplano.html>>. Acesso em: 15 out. 2016.

PIERI, R. **Avaliação do potencial de geração de biogás com o uso de biodigestor anaeróbio**. São Leopoldo, 2016. 82 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Curso de Engenharia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, São Leopoldo. 2016.

PNRS- 2012. **Plano Nacional DE Resíduos Sólidos** Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/12308/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf/e183f0e7-5255-4544-b9fd-15fc779a3657>. Acesso em: 06 jul. 2016.

PRÁ, M. C. de; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CASAGRANDE, C. G.; SOARES, H. M. Partida e operação de um reator aeróbio de nitrificação parcial para o tratamento de dejetos de suínos com remoção simultânea de COT. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 2., 2011, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. Disponível em:

<<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/914165/partida-e-operacao-de-um-reator-aerobio-de-nitritacao-parcial-para-o-tratamento-de-dejetos-de-suinos-com-remocao-simultanea-de-cot>>. Acesso em 10 out. 2017.

PRATAS, R. S. **Produção de Biogás a partir da Co-Digestão Anaeróbia de Lamas de Suinicultura com Farinhas animais**. 2011. 65f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia da Energia e do Ambiente) -- Universidade de Lisboa, Departamento de Engenharia Geográfica, Geofísica e Energia, Lisboa, 2011.

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

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877. 2012. ISSN 13640321.

REICHERT, G. A. Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. 2005, Campo Grande. **Anais eletrônicos...** Campo Grande:ABES, 2005. Disponível em: <<http://www.ingenieroambiental.com/4014/iii-242.pdf>>. Acesso em: 22 ago. 2016.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Pernambuco, Caruarú, PE. 2012.

REIS, M. F. P.; ELLWANGER, R. M.; HOFFMANN, M. S.; A produção de composto orgânico com qualidade em uma unidade de triagem e compostagem. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Rio Grande do Sul, v. 1, n. 1, p. 1057-1060. 2006.

RESCH, C.; WÖRL, A.; WALTENBERGER, R.; BRAUN, R.; KIRCHMAYR, R. Enhancement options for the utilisation of nitrogen rich animal by-products in anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v.102, p.2503–2510. 2011.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of water pollution control federation**, v. 58, n.5, p. 406-411. 1986.

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 110 f. 2015**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2014.

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

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais. 2009. 175f**. Tese (Doutorado em Química Analítica). Programa de Pós-Graduação em Química. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB. 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS): **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2015**. Brasília: MCIDADES.SNSA,

2016. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>. Acesso em: Outubro de 2017.

SOUZA, E. S. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 44, n. 137, p. 7. jun. 1984.

SPINELLI, M. G. N.; CALE, L. R. Avaliação de resíduos em uma unidade de alimentação e nutrição. **Revista Simbio-Logias**, v. 2, n. 1, p. 21-30. 2009.

TENÓRIO, R. **Estudo para aproveitamento energético de biogás de resíduos sólidos urbanos em Campo Grande/MS**. 2015. 119f. Dissertação (mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade) -- Programa de Pós-Graduação em Eficiência Energética e Sustentabilidade. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS. 2015.

TREVISAN, V. **Proposta de metodologia para determinação da atividade hidrogênica específica**. 2010. 173f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) -- Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2010.

VELHO, D. F. **Digestão anaeróbia de resíduos de restaurantes: partida do reator e avaliação do biofertilizante**. 2016. 110 f. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2016.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of Biodegradable organics in municipal Solid Wastes**. Columbia University, 2002, 56p. Master of Science Degree in Earth Resources Engineering. Department of Earth & Environmental Engineering. Disponível em: <<http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>>. Acesso em 26 ago. 2016

VIANA, E.; SCHULZ, H. E.; ALBUQUERQUE, A.; NORONHA, A. B. Resíduos alimentares do lixo domiciliar: Estudo do uso na alimentação de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.1, p.203–211. 2006.

VIERA, G. E. G.; CAMPOS, C. E. A.; TEIXEIRA, L. F.; COLEN, A. G. N. Produção de biogás em áreas de aterros sanitários : uma revisão. **Revista Liberato**, v. 16, n. 26, p. 193–204. 2015.

VINCKE, E.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Analysis of the microbial communities on corroded sewer pipes - case study. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.57, p.776-785. 2001.

VOJNOVIC, I. Urban sustainability: research, politics, policy and practice. **Cities**, New York, v. 41, n.1, p. 30-44. 2014.

ZAHER, U. Cheong, D. Y.; WU, B.; CHEN, S. **Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste**. Department of Biological Systems Engineering. Washington State University. Ecology Publication N°. 07.07.024. 2007. Disponível em: <<https://fortress.wa.gov/ecy/publications/publications/0707024.pdf>>. Acesso em 17 ago. 2017.

ZANETTE, A. L. **Potencial de Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil. Rio de Janeiro**. 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Programa de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2009.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F.A. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de (Coord.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2003.

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

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

ANEXOS

Anexo A – Boletim Técnico do Antiespumante utilizado no biodigestor



BOLETIM TÉCNICO

Página 1

AFP 320

Revisão: 04

Boletim n°: 013

Data: 31/03/2015

Antiespumante

COMPOSIÇÃO

O Antiespumante AFP 320 é um preparado de álcoois graxos etoxilados e ésteres. Sua formulação possui agentes emulsificantes e parafínicos que agem diretamente na superfície da espuma. Todos os compostos são biodegradáveis, colaborando para o crescimento de microorganismos.

APLICAÇÕES

O produto pode ser utilizado em estações de tratamento de efluentes industriais, reatores biológicos e em sistemas de refrigeração. Sua utilização em processos industriais varia com os equipamentos, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), agitação e dispersão.

Segundo o mecanismo de formação de espumas, as bolhas individualmente formam uma estrutura esférica hermética que a ela está incorporado CO₂ proveniente da decomposição de matéria orgânica, agitação e temperatura. Antiespumantes agem diminuindo a tensão superficial entre a água e esta estrutura formada, fazendo com que o CO₂ seja liberado ao ambiente, quebrando a bolha responsável pela formação da espuma.

As dosagens do produto podem variar bastante em função das características do efluente. Por isso, é recomendável executar testes em planta. Quanto à preparação do produto, são necessárias diluições, que podem variar de 2 a 50% em água, sendo necessária também a agitação para dissolução completa. No inverno,

costuma ser necessária uma maior diluição em relação ao verão.

PROPRIEDADES FÍSICO QUÍMICAS

Análise	Especificação
Aspecto	Líquido pastoso
Cor	Branco a levemente amarelo
Densidade	0,900 – 1,000 g/cm ³
Solubilidade em água	Parcialmente solúvel

MANUSEIO E ARMAZENAGEM

O produto não é classificado como perigoso, porém recomenda-se tomar os cuidados necessários para sua manipulação, como o uso de EPI. O produto deve ser armazenado em local seco e ventilado e fora do alcance de luz solar direta.

EMBALAGENS

Produto disponível em bombonas de 25 e 50 kg, tambor de 200 kg e container de 1.000 kg. Para outras quantidades, consultar um representante Faxon.



- Mais informações na FISPQ.

* Confiamos que a informação aqui veiculada seja do vosso interesse. Está baseada em dados e conhecimentos que se consideram corretos e precisos e são oferecidos aos usuários para seu uso pessoal na investigação e controle.

Téc.Químico Responsável: Fabiano Franco Chitolina CRQ-V n° 05402706

Rua Lopes Trovão, 302 • Bairro Industrial • Novo Hamburgo • RS
CEP 93320-500 • Fone/Fax 51 3036 4030 • www.faxon.com.br

ISO 9001

CERTIFICAÇÃO DE
GESTÃO DA QUALIDADE
ISO 9001:2008

ISO 14001

CERTIFICAÇÃO DE
GESTÃO AMBIENTAL
ISO 14001:2004