



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL**

SOLAINE RAMOS SAMPAIO

**AVALIAÇÃO DE FONTES DE NITROGÊNIO SUPLEMENTARES DA DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES COM VISTAS A PRODUÇÃO DE
BIOMETANO**

VITÓRIA

2019

SOLAINÉ RAMOS SAMPAIO

**AVALIAÇÃO DE FONTES DE NITROGÊNIO SUPLEMENTARES DA DIGESTÃO
ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES COM VISTAS A PRODUÇÃO DE
BIOMETANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof.D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA

2019

SOLAINE RAMOS SAMPAIO

**AVALIAÇÃO DE FONTES DE NITROGÊNIO SUPLEMENTARES DA
DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES COM VISTAS A
PRODUÇÃO DE BIOMETANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Aprovada em _____

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – UFES

Dr. Mario Rodrigues Peres
Examinador Externo – UFES / Campus
Vitória

Prof^a. Dr^a. Rosane Hein de Campos
Examinador Interno – PPGES/UFES

Dedico esse trabalho aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Concluir essa etapa é motivo para agradecer muito, a muitos.

À UFES que me propiciou a expansão da mente e dos horizontes.

Ao Núcleo Água pela oportunidade de vivenciar uma engenharia ambiental cheia de possibilidades.

Às amigas que a pesquisa me proporcionou: Gabi Bouchat, Lud Azeredo, Luiza Azevedo, Gabriel Bouez, Thais Rebello, Izabel Perin, Mary Sevillano, Tati Izato, Breno Ramos, Const Valadares, Átila, Laris Paulino, Heleno Mariane, Natan Blanco, Marina Memelli, Natt Lopes, Carol Garcia, Milene Nobrega e Giseli Lamberti.

Um agradecimento especial a minha dupla de convívio diário: Jana Simões e Regi – a parceria de vocês tornou o meu mestrado muito mais leve e alegre.

À todos os técnicos e colegas do LABSAN.

Ao meu orientador Ricardo Franci, que, desde o primeiro dia, me recebeu e me acolheu com muita cordialidade. Obrigada por me permitir realizar esse sonho e por compartilhar tantos ensinamentos, serei eternamente grata.

Ao apoio técnico e fundamental de Rodrigo Oss, Mario Peres e Caio Rebuli.

À Renate e ao Leonardo da NPVolta que, gentilmente, me forneceram os resíduos orgânicos para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos meus grandes amores e incentivadores, minha família: minha mãe, meu pai, minhas irmãs, meus sobrinhos e meus cunhados. Vocês são meus tesouros.

Ao meu parceiro de todas as horas, Ciro Vilar. Que fez esse mestrado comigo, ajudando, orientando e dando força para continuar firme. Nessa trajetória, você foi meu grande exemplo.

A vida pode ser, de fato, escuridão se não houver vontade. Mas a vontade é cega se não houver sabedoria, a sabedoria é vã se não houver trabalho, e o trabalho é vazio se não houver amor.

Khalil Gibran

RESUMO

O avanço dos estudos sobre a digestão anaeróbia (DA) de resíduos orgânicos se deve, sobretudo, à demanda por fontes limpas de energia, crescimento da geração de resíduos e seus impactos, demanda por biofertilizantes e esgotamento de recursos naturais. Contudo, os métodos e as interações microbiológicas envolvidas, ainda precisam avançar. Inserida neste contexto, a relação carbono nitrogênio (C:N) assume papel crucial no desempenho e na eficiência do processo. Por esse motivo, a presente pesquisa buscou investigar o equilíbrio da relação C:N na DA de resíduos alimentares (RA) (ricos em carbono) utilizando diferentes alternativas de resíduos ricos em nitrogênio (lodo de tanque séptico, urina humana e ureia). Foram explorados e estudado aspectos de dosagem, geração de biogás, teor de metano, patogenicidade e inibição por amônia. Os resíduos codigeridos tiveram desempenho relativamente parecidos quando utilizada a relação C:N 17. Todos permitiram a redução significativas de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV), geraram biogás e não apresentaram patogenicidade nos materiais digestados. Porém, observou-se uma composição de baixo poder calorífico no biogás e um desempenho relativamente limitado, principalmente para a mistura com urina humana (UH). No intuito de investigar uma possível toxicidade sofrida pelo excesso de amônia, foi testada a variação da relação C:N (17, 23, 29 e 35) para as misturas de RA+UH. A menor relação (17) confirmou a composição do biogás com elevado teor de CO₂ e menor teor de CH₄. O melhor desempenho foi identificado para a relação 23, com valores superiores de ml CH₄/ gSV (288,18±13). Quando avaliada as relações mais alta (29 e 35), houve um decaimento do rendimento, apontando uma possível fuga da dosagem ideal de nitrogênio. Portanto, apesar do aporte de nitrogênio, equilíbrio do pH e da umidade propiciado pela codigestão, mostra-se imprescindível a adoção de dosagens ideais, para a obtenção de maior qualidade no biogás e no digestado. Por fim, realizou-se o estudo da viabilidade econômica do projeto de um biodigestor para tratamento de resíduos orgânicos suplementados com UH, o qual apresentou VPL>1 e período de retorno de investimento de seis anos e onze meses.

Palavras chaves: digestão anaeróbia; resíduo orgânico; biometano; codigestão; relação carbono nitrogênio; viabilidade econômica.

ABSTRACT

The progress of studies on anaerobic digestion (AD) of organic waste is mainly due to the demand for clean energy sources, growth of waste generation and its impacts, demand for biofertilizers and depletion of natural resources. However, the methods and microbiological interactions involved still need to move forward. Inserted in this context, the carbon nitrogen (C: N) ratio plays a crucial role in process performance and efficiency. For this reason, the present research sought to investigate the equilibrium of the C: N ratio in the AD (carbon rich) food waste using different nitrogen rich waste alternatives (septic tank sludge, human urine and urea). Aspects of dosage, biogas generation, methane content, pathogenicity and ammonia inhibition were explored and studied. The codigested residues performed relatively similarly when the C: N 17 ratio was used. All allowed significant reduction of total solids (ST) and volatile solids (SV), generated biogas and showed no pathogenicity in the digested materials. However, a low calorific power composition in biogas and a relatively limited performance were observed, especially for human urine (UH) mixing. In order to investigate a possible toxicity suffered by ammonia excess, the variation of C: N ratio (17, 23, 29 and 35) for the RA + UH mixtures was tested. The lower ratio (17) confirmed the composition of biogas with high CO₂ content and lower CH₄ content. The best performance was identified for ratio 23, with higher values of ml CH₄ / gSV (288.18 ± 13). When the highest ratios (29 and 35) were evaluated, there was a yield decay, indicating a possible leakage of the optimal nitrogen dosage. Therefore, despite the nitrogen intake, pH and moisture balance provided by the co-digestion, it is essential to adopt optimal dosages to obtain higher quality in biogas and digestate. Finally, the economic feasibility study of the design of a biodigester for the treatment of organic waste supplemented with UH was carried out, which presented VPL > 1 and investment period of six years and eleven months.

Keywords: anaerobic digestion; organic waste; biomethane; codigestion; carbon nitrogen ratio; economic viability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Geração de RSU no Brasil em 2016 e 2017.	22
Figura 2- Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia).	23
Figura 3 - Percentual da fração dos resíduos orgânicos no mundo.	24
Figura 4 – Percentual de desperdício de alimentos por setor no Canadá.	24
Figura 5 - Relação entre a comida desperdiçada e a comida produzida expressa em porcentagem.	25
Figura 6 – Hierarquização adotada pela União Europeia para a gestão de seus resíduos.	26
Figura 7– Esquema comparativo entre os tratamentos de combustão, gaseificação, pirólise e torrefação.	27
Figura 8 - Evolução da capacidade instalada das plantas de metanização de resíduos orgânicos na Europa.	28
Figura 9 - Alternativas de gerenciamento dos resíduos e sua hierarquização.	29
Figura 10 - Esquema das principais etapas da digestão anaeróbia.	30
Figura 11 – Digestão Anaeróbia como modelo de valorização dos resíduos orgânicos.	32
Figura 12 - Proposta de romper com o processo linear para circular.	32
Figura 13 -Capacidade instalada de plantas europeias ao longo dos anos.	35
Figura 14– Potencial calorífico do biogás em função da concentração do metano.	40
Figura 15 - Fluxograma dos filtros aplicados conforme metodologia do PROKNOW-C.	47
Figura 16 - Quantificação das publicações por nacionalidade.	49
Figura 17 - Quantificação das publicações por revistas.	50
Figura 18 - Quantificação das variáveis mais estudadas.	51
Figura 19: Quantificação das publicações conforme o tipo de abordagem (Mono e Codigestão).	53

Figura 20: Relação ao longo dos anos (Mono x Codigestão).....	53
Figura 21 - Tipos de resíduos utilizados para codigerir com os resíduos de alimentos.....	54
Figura 22 - Esquema da digestão anaeróbia em dois estágios.....	60
Figura 23 - Representação das ações conforme os dias do experimento.....	67
Figura 24 – Esquema dos substratos e inóculos utilizados nas três misturas do presente experimento.....	68
Figura 25 - Foto dos seis reatores montados para os experimentos em escala piloto.....	70
Figura 26 - Esquema detalhado dos reatores piloto de digestão anaeróbia. ...	70
Figura 27- Equipamento utilizado para análise do potencial de produção de metano - AMPTS II da Bioprocess Control.....	73
Figura 28 – Comparação dos volumes acumulados para as três misturas testadas.....	79
Figura 29 - Comparação da produção de metano para as três misturas testadas.	80
Figura 30 – Avaliação da relação entre a concentração de sólidos voláteis inicial (SVI) e a produção de biogás.....	81
Figura 31 – Comparação dos sólidos voláteis inicial e final (SVI e SVF), e produção de biogás entre as misturas dos resíduos alimentares com lodo de tanque séptico (LTS), urina humana (UH) e ureia (UR). Linha horizontal = média; caixa branca = 25%-75%; barras = Min-Max.....	82
Figura 32 – Comparação da produção de ml CH ₄ /gSV entre as três misturas testadas.....	83
Figura 33–Representação gráfica do volume acumulado de biogás para as diferentes misturas.....	84
Figura 34 – Produção média de biogás gerado e suas parcelas correspondentes ao metano.	85

Figura 35 – Apresentação comparativa dos resultados dos testes piloto e bancada.	85
Figura 36 – Microscopia óptica da mistura RA+LTS.	87
Figura 37 - Microscopia óptica da mistura RA+UH.	87
Figura 38 - Microscopia óptica da mistura RA+UR.	87
Figura 39 - Comparação da produção acumulada de metano para as diferentes relações de C:N.....	89
Figura 40 - Comparação da produção de biometano por dia (ml/dia) para as diferentes relações de C:N.....	90
Figura 41 – Comparação da produção média em ml de CH ₄ /gSV para as diferentes relações C:N, mais os desvios padrão.	91
Figura 42– Análise da composição do biogás gerado pela mistura de RA+UH com diferentes relações de C:N.	91
Figura 43 – Croqui do sistema proposto para tratamento dos resíduos orgânicos suplementados com urina humana.	98
Figura 44 – Desenho demonstrativo do biodigestor modelo indiano.	99
Figura 45 – Detalhes do projeto do biodigestor modelo indiano.....	106
Figura 46 – Evolução do lucro ao longo de quinze anos.....	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Condições requeridas pelas etapas de hidrólise/acidogênese e de metanogênese.....	33
Tabela 2- Composição do biogás a partir de diferentes substratos.....	38
Tabela 3 - Detalhes das possíveis impurezas do biogás.	39
Tabela 4 – Principais propriedades físicas do gás metano	40
Tabela 5 - Comparação do biogás com outros combustíveis.....	41
Tabela 6 – Resumo das configurações físicas e operacionais dos testes em escala de bancada e piloto.....	69
Tabela 7 – Resumo das configurações físicas e operacionais do teste da iniciação por amônia.	75
Tabela 8 – Métodos adotados para as análises físico-químicas.	75
Tabela 9 - Caracterização dos substratos utilizados no teste de digestão anaeróbia.	78
Tabela 10 – Composição dos reatores a partir das diferentes fontes de nitrogênio e demais resultados da caracterização das misturas.	79
Tabela 11 – Dados microbiológico do material digerido comparados com os limites da CONAMA 375/06.....	86
Tabela 12 – Dados da montagem do experimento de RA+UH variando a relação C:N.	88
Tabela 13 – Comparação da produção de biometano da codigestão (C:N 23) do presente estudo com os resultados da monodigestão trabalhada em outros estudos.....	92
Tabela 14 – Configurações adotadas para o experimento de bancada.	101
Tabela 15 - Custos contabilizados referentes ao CAPEX e OPEX.	104
Tabela 16 – Calculo da produção de metano a partir da quantidade de sólidos voláteis (SV).	107
Tabela 17 – Fluxo de caixa do projeto da central de tratamento.....	108

LISTA DE SIGLAS

AGV	Ácidos graxos voláteis de cadeia curta
AMPTS	Automatic Methane Potential Test System
C/N	Relação entre carbono e nitrogênio
CH ₄	Metano
CO ₂	Gás carbônico
COT	Carbono Orgânico Total
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DA	Digestão Anaeróbia
DQO	Demanda química de oxigênio
GEE	Gases efeito estufa
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
LTS	Lodo de Tanque Séptico
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PVC	Policloreto de Polivinila
RA	Resíduos Alimentares
RO	Resíduo Orgânico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SF	Sólidos Fixos

ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UH	Urina Humana
UR	Ureia
VP	Valor presente
VPL	Valor presente líquido

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	12
LISTA DE SIGLAS.....	13
1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS.....	21
2.1 OBJETIVO GERAL	21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1 RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	22
3.2. TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS	25
3.3. DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	30
3.3.1. Variáveis Operacionais	33
3.3.2 Produtos da Digestão Anaeróbia	37
4. CAPÍTULO 1 - PANORAMA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA SECA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: TENDÊNCIAS E POTENCIALIDADES TECNOLÓGICAS	43
4.1. INTRODUÇÃO.....	45
4.2. METODOLOGIA.....	47
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	49
4.3.1 Bibliometria	49
4.3.2 Estudo das Variáveis: Tendências e Potencialidades	51
4.4 CONCLUSÃO	61

5. CAPÍTULO 2 - EFEITOS DE DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: LODO DE TANQUE SÉPTICO, URINA HUMANA E URÉIA.....	63
5.1. INTRODUÇÃO.....	65
5.2 METODOLOGIA.....	67
5.2.1 Substrato e Inóculo.....	67
5.2.2 Teste das fontes de nitrogênio.....	69
5.2.3 Testes da Inibição por Amônia.....	75
5.2.4 Métodos Analíticos.....	75
5.2.5 Análises Estatísticas.....	77
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	78
5.3.1 Caracterização dos Substratos.....	78
5.3.2 Composição das misturas nos reatores.....	79
5.3.3 Desempenho do Teste de Bancada.....	79
5.3.4 Desempenho do Teste Piloto.....	83
5.3.5 Variação da dosagem de urina humana.....	88
5.4 CONCLUSÃO.....	93
6. CAPÍTULO 3 – PROPOSTA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM SUPLEMENTAÇÃO DE URINA HUMANA PARA PEQUENOS MUNICÍPIOS.....	94
6.1 INTRODUÇÃO.....	96
6.2 METODOLOGIA.....	97
6.2.1 Local de Instalação.....	97
6.2.2 Projeto proposto.....	97
6.2.3 Quantificação dos Resíduos.....	102
6.2.4 Calculo da viabilidade econômica.....	103

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	105
6.3.1 Caracterização dos resíduos e suas dosagens.....	105
6.3.2 Sistema proposto	105
6.3.3 Energia elétrica gerada pela DA.....	107
6.3.4 Viabilidade Econômica do projeto	107
6.4 CONCLUSÃO.....	109
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	110
8. CONCLUSÃO	111
9. RECOMENDAÇÕES.....	112
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113

1. INTRODUÇÃO

No ordenamento das cidades, comumente, incorporam-se volumosos fluxos de água, energia e alimento. A utilização e a distribuição de tais recursos são heterogêneas, a depender do grau de desenvolvimento e das peculiaridades de cada região.

A importância desses três elementos é inquestionável, porém, o que vem sendo discutido, recentemente, é a interdependência entre eles, suas interfaces e suas formas de integração.

Segundo Villarroel Walker *et al.* (2014), o conceito NEXUS de água-energia-alimento será fundamental para as próximas décadas, uma vez que aborda o apetecido desenvolvimento sustentável e a nova concepção de economia circular.

Contextualizada nesses conceitos, a digestão anaeróbia (DA) é vista como uma alternativa às nossas atuais tecnologias. Isso porque ela consegue reaproveitar diversos resíduos para produção de energia e biofertilizante, trazendo impactos (diretos e indiretos) para os segmentos da água, de energia e de alimentos. Vale destacar que a DA possibilita a integração e a cooperação de setores variados, como o agronegócio, empresas do ramo alimentício, do campo energético e até do ramo do saneamento.

O emprego DA se propaga, sobretudo, nos países da União Europeia, que veem utilizando a tecnologia em resposta a questões como: aquecimento global, demanda por energia renovável, imposto sobre resíduos orgânicos, demanda por fertilizantes orgânicos, altos preços de combustíveis fósseis e poluição do meio ambiente (TIWARY *et al.*, 2015; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011).

No contexto nacional, a aplicação da DA se reforça quando se observam os elevados índices de geração. Em números, eles representam mais de 50% de todo o resíduo urbano gerado diariamente em 2012, o equivalente a 94.335,1 toneladas/dia, dos quais, apenas 1,6% (1.519 toneladas/dia) foram enviados para tratamento (BRASIL, 2012).

Como os resíduos orgânicos não são coletados de forma segregada, normalmente, eles acabam sendo encaminhados juntamente com os resíduos domiciliares para aterros sanitários.

Os aterros sanitários geram impactos ambientais e despesas que poderiam ser evitadas, caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico (BRASIL, 2012).

Para superar os impactos e os passivos gerados pela falta de gestão de resíduos sólidos, em 2010, foi constituído o principal marco regulatório do segmento, a Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos – PNRS (BRASIL, 2015).

A PNRS deixa clara a diferença entre resíduos e rejeitos, sendo este último todo o material que já teve esgotadas as suas possibilidades técnicas e econômicas. No sentido contrário, os resíduos são aqueles passíveis de recuperação ou reaproveitamento, que devem ser destinados para tais fins. (BRASIL, 2012).

Apesar da DA ser um tratamento viável técnica e economicamente, estudos ainda mostram que algumas barreiras precisam ser superadas, incluindo a instabilidade do processo biológico em algumas situações. Tal instabilidade é atribuída, principalmente, ao acúmulo de compostos inibidores durante o processo, como ácidos graxos voláteis (WANG *et al.*, 2018).

Como solução para estes entraves, autores relatam que a codigestão, isso é, a combinação de resíduos, pode ser uma alternativa para melhorar as condições no processo de digestão, pois consegue oferecer relações carbono/nitrogênio (C:N) mais adequadas (RAJAMEENA; VELAYUTHAM, 2018; MATHERI *et al.*, 2017; MATSAKAS *et al.*, 2017 ; MONNET, 2003). Além disso, essa combinação favorece a disponibilização de macro e micronutrientes que evitam inibidores ou compostos tóxicos e ainda têm potencial de promover um efeito tampão ao meio.

Corroborando o argumento supracitado, Yang *et al.*, (2015) descrevem que a codigestão apresenta efeito sinérgico na degradação de SV e no aumento da produção de biogás e no teor de metano.

Nesse sentido, o presente trabalho apresenta um levantamento bibliográfico das tendências e potencialidades tecnológicas da DA. Além disso, foi testada

diferentes fontes de nitrogênio (resíduos) para favorecimento do equilíbrio da relação C:N, com vistas a maximização da produção de biogás através da DA de resíduos alimentares. Por fim, utilizando os dados dos melhores resultados e configurações possíveis, foi realizado o estudo de viabilidade econômica para o projeto de DA em escala real.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de fontes alternativas de nitrogênio para equilibrar a relação C:N da digestão anaeróbia de resíduos alimentares e maximizar a produção de biometano.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos são:

- Realizar levantamento sistematizado da literatura para subsidiar a escolha das configurações ideais para o desenvolvimento de um experimento piloto de biodigestor.
- Avaliar diferentes fontes e dosagens de nitrogênio para equilibrar a relação C:N da digestão anaeróbia de resíduos alimentares com relação a geração de biometano e ao material digerido.
- Realizar estudo de viabilidade econômica de um biodigestor em escala real.

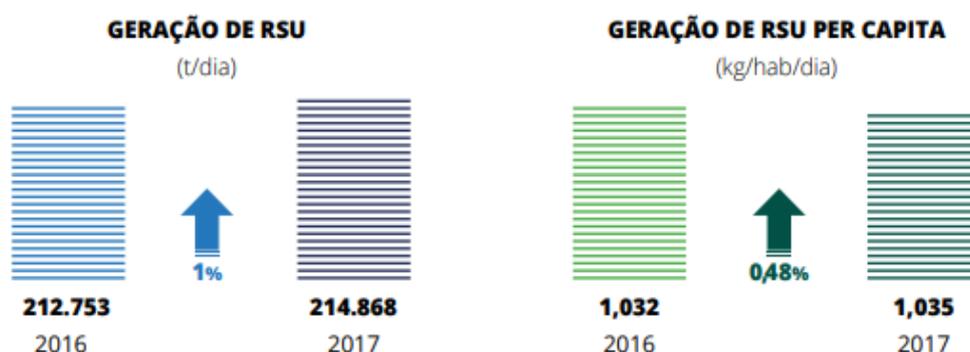
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS ORGÂNICOS

Os índices mundiais ainda apontam para uma crescente geração de resíduos, seja visto o aumento da população, da urbanização, da expansão da economia e da elevação da qualidade de vida (RAJAMEENA; VELAYUTHAM, 2018; MINGHUA *et al.*, 2009).

No Brasil, não é diferente, dados trazidos pelo Panorama dos Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2019) indicam um aumento tanto na geração total de resíduos sólidos urbanos (RSU) como na geração per capita (Figura 1).

Figura 1 - Geração de RSU no Brasil em 2016 e 2017.

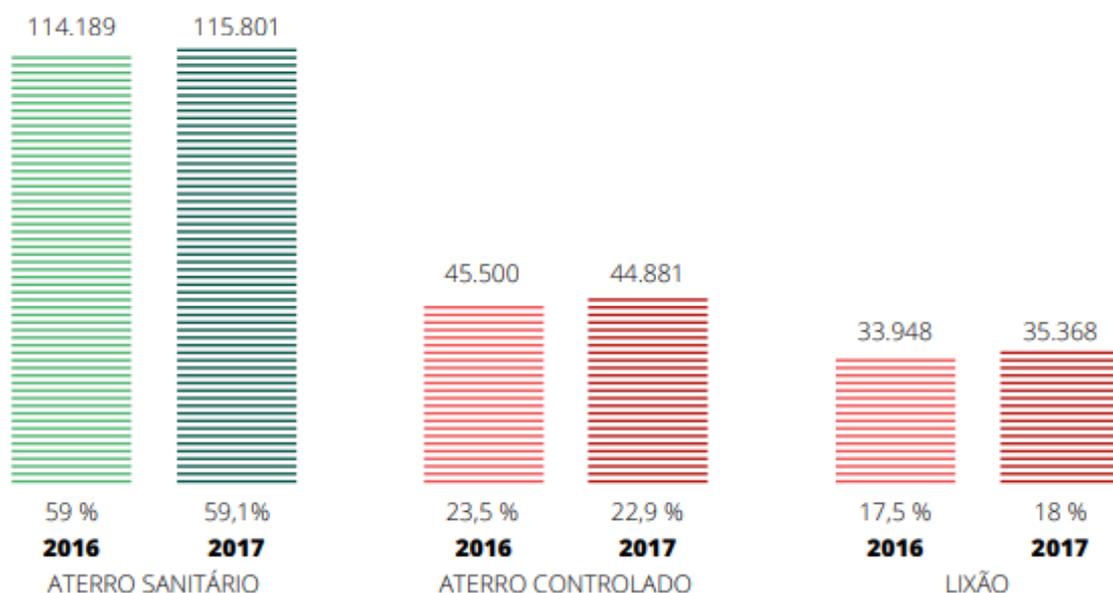


Fonte: Abrelpe (2019).

Além do elevado número de geração de resíduos, ainda padecemos de destinações que promovam a valorização e o aproveitamento dos mesmos.

Conforme apresentado na Figura 2, 41% (80.249,00 t/dia) dos resíduos coletados diariamente foram destinados para lixões ou aterros controlados, isso é, em locais sem os devidos controles ambientais, colocando em risco o meio ambiente e à saúde pública (ABRELPE, 2019). Os outros 59% também não são isentos de impactos, pois também geram gases de efeito estufa e possíveis contaminações.

Figura 2- Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia).



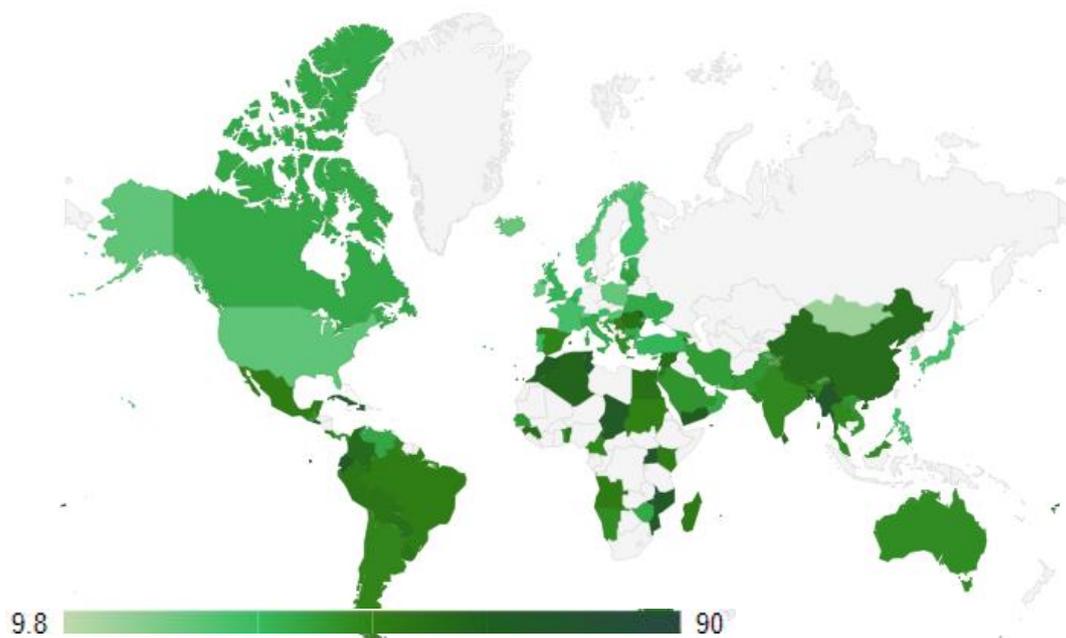
Fonte: Abrelpe (2019).

Desse montante gerado, os resíduos orgânicos representam mais de 50%. No ano de 2012, esse volume foi o equivalente a 94.335,1 toneladas/dia, dos quais apenas 1,6% (1.519 toneladas/dia) foram encaminhados para tratamento (BRASIL, 2012).

Os tipos de resíduos orgânicos vão desde resíduos agrícolas, resíduos alimentares até resíduos humanos e animais (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018). Quanto aos resíduos animais, incluem aqueles de vaca, porco, galinha, coelho, cavalos e outros (KUMAR; GOUD; KALAMBDHAD, 2016).

Essa variedade de RO torna-os a fração predominante em quase todo cenário mundial, como pode ser visto na Figura 3 (D-WASTE, 2019).

Figura 3 - Percentual da fração dos resíduos orgânicos no mundo.



Fonte: D-Wate (2019)

Como relação aos resíduos alimentares, sabe-se que grande parcela ainda é desperdiçada antes mesmo de chegarem as nossas mesas. Estima-se que esse montante represente um terço de todo o alimento produzido (GARCIA-GARCIA et al., 2017; FAO, 2011).

Dados do governo do Canadá mostram o desperdício em outras partes da cadeia de abastecimento alimentar, com significativo destaque para fração de 47 % atribuída aos consumidores (Figura 4).

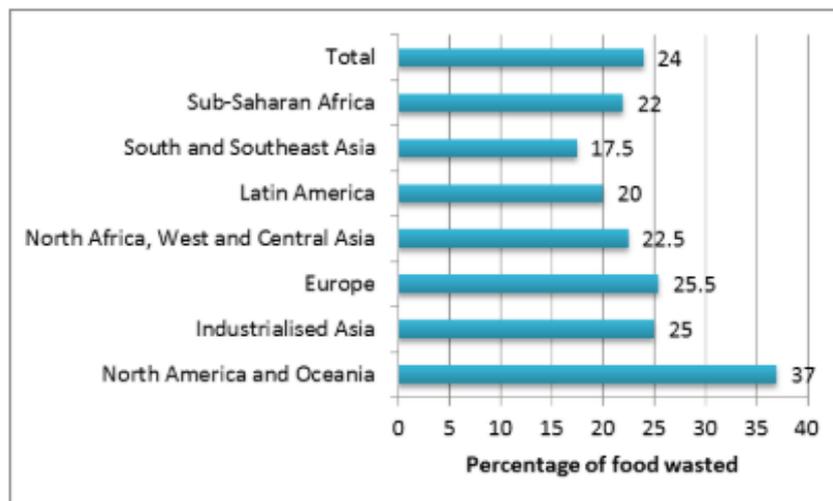
Figura 4 – Percentual de desperdício de alimentos por setor no Canadá.



Fonte: Ontário (2017)

Logicamente que esses percentuais variam segundo a realidade de cada país. Por exemplo, em países mais desenvolvidos esses índices podem chegar ao dobro daqueles países menos desenvolvidos (Figura 5).

Figura 5 - Relação entre a comida desperdiçada e a comida produzida expressa em porcentagem.



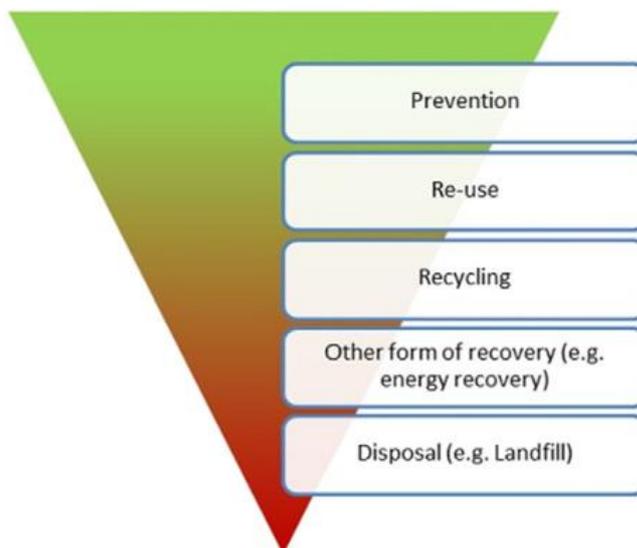
Fonte: Garcia-Garcia; Woolley; Rahimifard (2016).

Ampliando esse ponto de vista e contextualizando a atual escassez de recursos energéticos e mineiras, e as potencialidades dos resíduos orgânicos, colocam-se como emergenciais e fundamentais as estratégias de otimização e tratamento dos mesmos.

3.2. TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

Para uma gestão adequada dos resíduos, nossa PNRS propõe a priorização das seguintes medidas: a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, para só depois ponderar-se os tratamentos e, em último caso, a destinação final (PNRS, 2010). Essa hierarquização das ações segue um padrão adotado mundialmente, conforme figurado e representado abaixo (Figura 6).

Figura 6 – Hierarquização adotada para a gestão de seus resíduos sólidos.



Fonte: Matsakas *et al.*, 2017.

No contexto relacionado às opções de tratamento dos resíduos orgânicos, as mais convencionais são: os aterros sanitários, a incineração e a compostagem (MATSAKAS *et al.*, 2017). Porém, estas destinações ainda apresentam impactos e consequentes desvantagens.

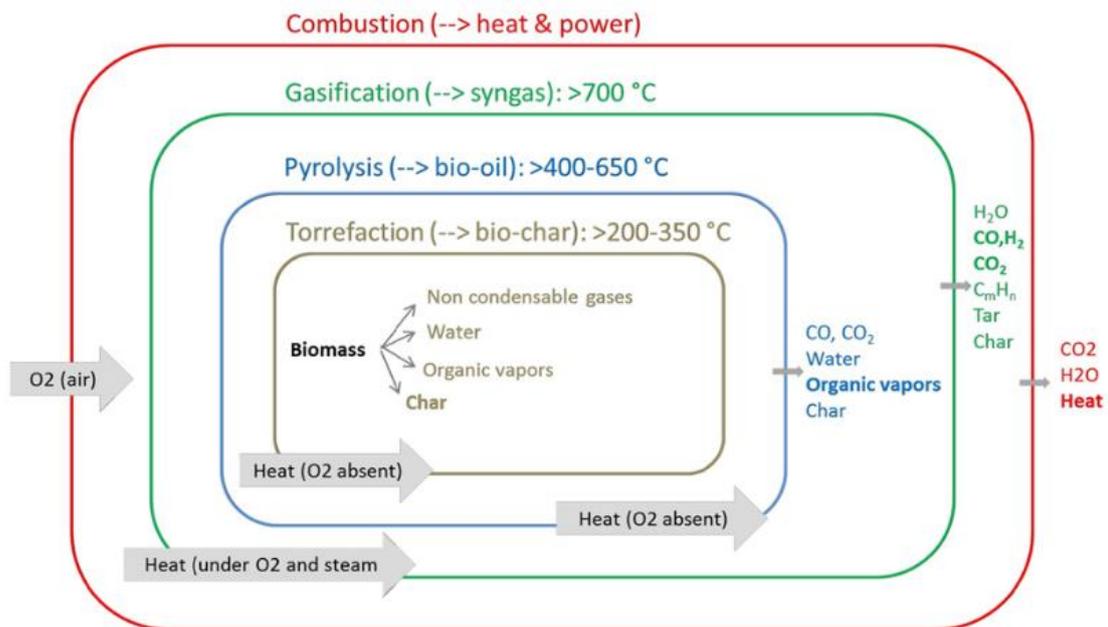
Entre as desvantagens dos aterros sanitários, destaca-se a gases de efeito estufa na atmosfera, depleção da camada de ozônio, acidificação, geração de lixiviado com alta carga orgânica e com potencial de contaminar o solo e as águas subterrâneas, odores desagradáveis e disseminação de vetores (MATSAKAS *et al.*, 2017b; GOMES *et al.*, 2015)

No que se refere à incineração dos resíduos, sabe-se que é uma opção interessante, por ocupar menores espaços, receber todo tipo de resíduo e reduzir significativamente o volume dos mesmos. Porém, a referida tecnologia possui custos elevados de instalação, operação e manutenção, além de exaurir completamente as chances de extração e aproveitamentos de produtos químicos e nutricionais dos resíduos. Outro ponto importante, é que, a depender do material incinerado, a formação de poluentes atmosféricos é iminente e fortemente impactante ao meio ambiente (SANTAELLA *et al.*, 2014).

Quanto à compostagem, trata-se de um processo de estabilização do material orgânicos a partir de microrganismos aeróbios. Os impactos gerados estão relacionados à emissão de gases de efeito estufa e a odores fortes (PUNA; BAPTISTA, 2008)

Além das três opções supracitadas, os métodos termoquímicos também são alternativas de tratamentos, como a gaseificação, a pirólise e a torrefação. Caracterizados pelas elevadas temperaturas e aceleradas conversões. Na Figura 7 são apresentadas suas principais diferenças em termos de condições operacionais e produtos.

Figura 7– Esquema comparativo entre os tratamentos de combustão, gaseificação, pirólise e torrefação.



Fonte: Matsakas *et al.*, 2017.

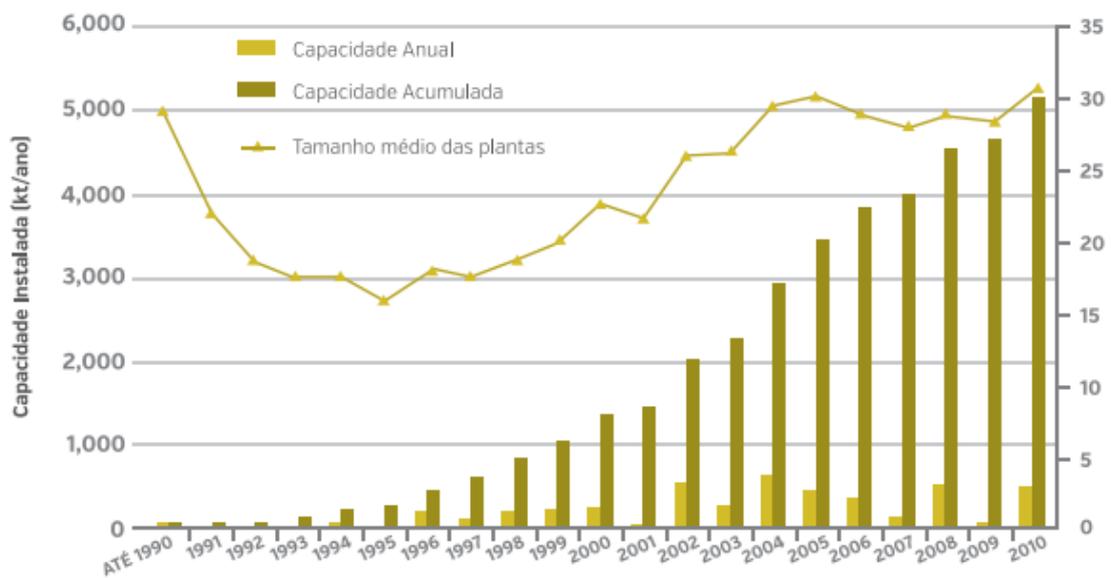
Neste contexto, as pesquisas veem mostrando resultados promissores para os métodos termoquímicos, porém, estes ainda requerem continuidade nos estudos e aperfeiçoamento das técnicas. Principalmente, em relação à emissão de gases tóxicos, os quais precisavam ser investigados e amortizados (MATSAKAS *et al.*, 2017).

Por fim, uma alternativa biológica de tratamento com recentes progressos é a digestão anaeróbia. Seu processo avança, sobretudo, pelo fato de ser uma

tecnologia de baixo custo de investimento, com relativa simplicidade de operação e com significativos ganhos ambientais (RAJAMEENA, VELAYUTHAM, 2018; TIWARY *et al.*, 2015).

Nos últimos anos, países como Alemanha, Suécia, França, Espanha e Itália vem se destacando como grandes produtoras de energias vindas do tratamento de resíduos e da produção do biogás (Figura 8) (BRASIL, 2015).

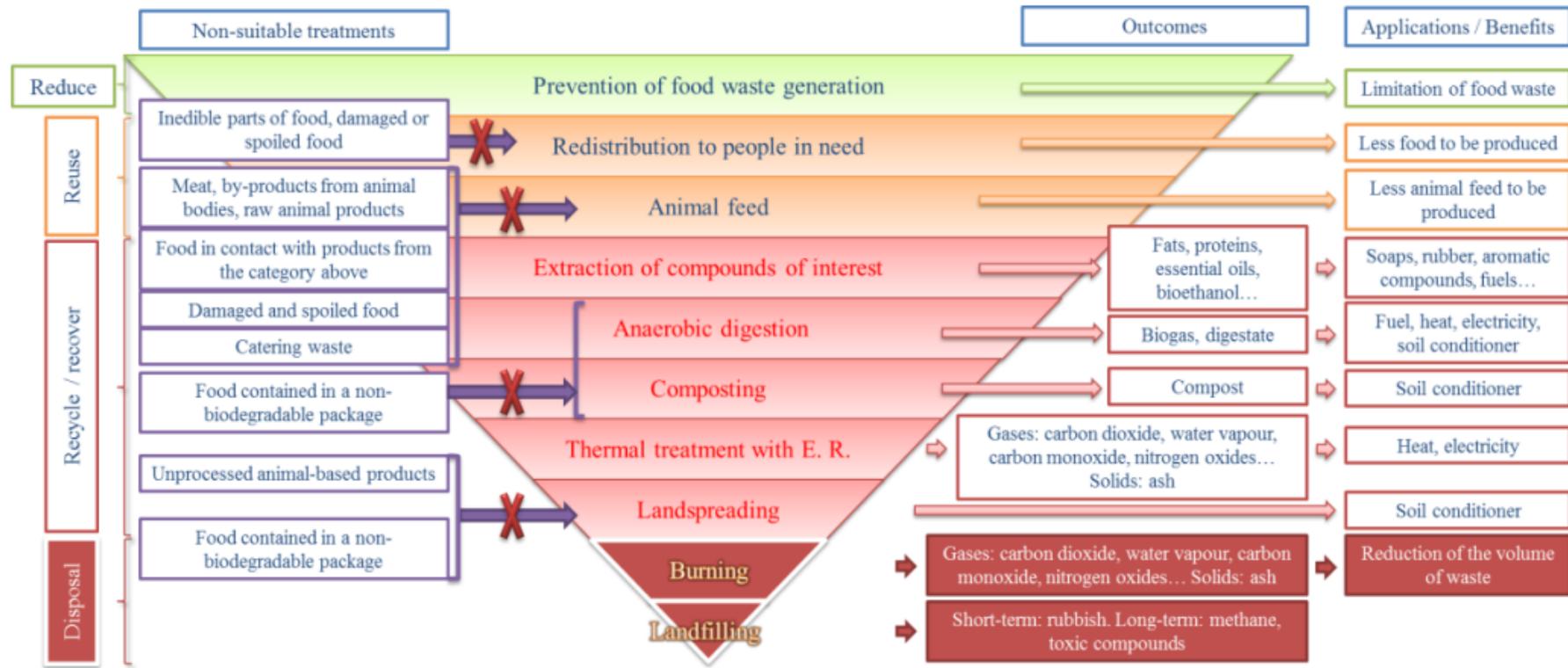
Figura 8 - Evolução da capacidade instalada das plantas de metanização de resíduos orgânicos na Europa.



Fonte: Brasil (2015).

Outros autores corroboram com proposta da DA e a caracterizam como prioridade no gerenciamento de resíduos orgânicos, conforme apresentado na Figura 9.

Figura 9 - Alternativas de gerenciamento dos resíduos e sua hierarquização.

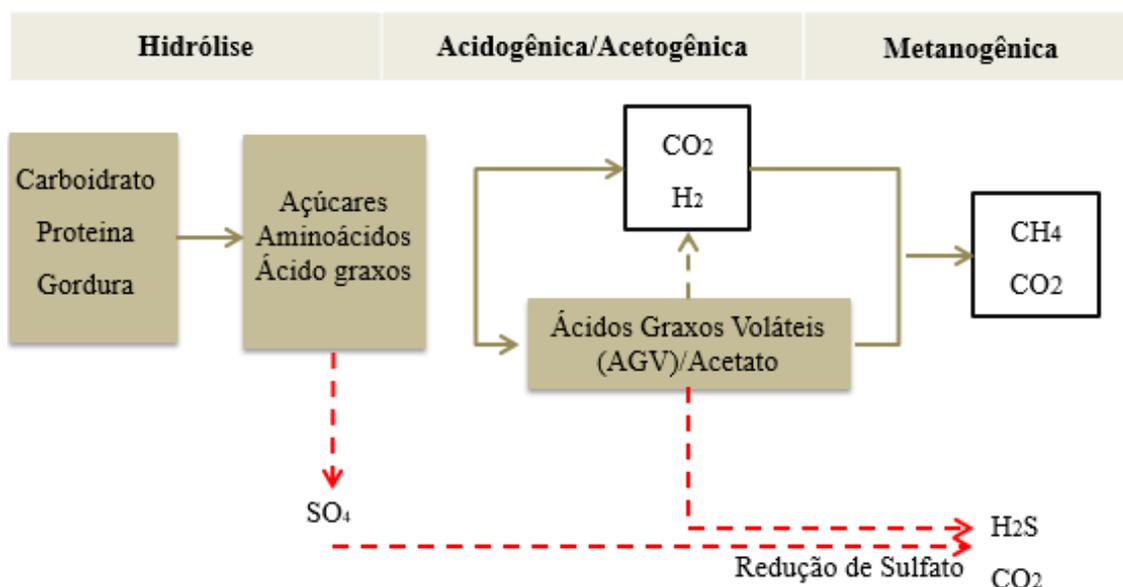


Fonte: Garcia-Garcia; Woolley; Rahimifard (2016).

3.3. DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS

A DA é realizada por microrganismos na ausência de oxigênio, de acordo com as etapas esquematizadas na Figura 10, que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Figura 10 - Esquema das principais etapas da digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Cassini, S. T. ; Coelho, S. T. ; Pecora (2014).

Detalhando melhor cada etapa, Chernicharo (1997) descreve:

1ª Etapa: Hidrólise - é onde os polímeros orgânicos complexos são convertidos em compostos solúveis mais simples, tornando-se disponíveis para as bactérias fermentativas. Essa dissolução ocorre por meio de enzimas extracelulares expelidas pelas bactérias. Com esse processo de hidrólise, as proteínas são convertidas em aminoácidos, os lipídios em ácidos graxos e os carboidratos em açúcares simples.

2ª Etapa: Acidogênese - os compostos gerados na fase de hidrólise são assimilados pelas bactérias e metabolizados, sendo convertidos, principalmente, em ácidos graxos voláteis (AGV). Em menores quantidades são gerados álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, sulfeto de hidrogênio e novas células bacterianas.

3ª Etapa: Acetogênese - os compostos gerados na acidogênese são oxidados e convertidos a hidrogênio, dióxido de carbono e acetato.

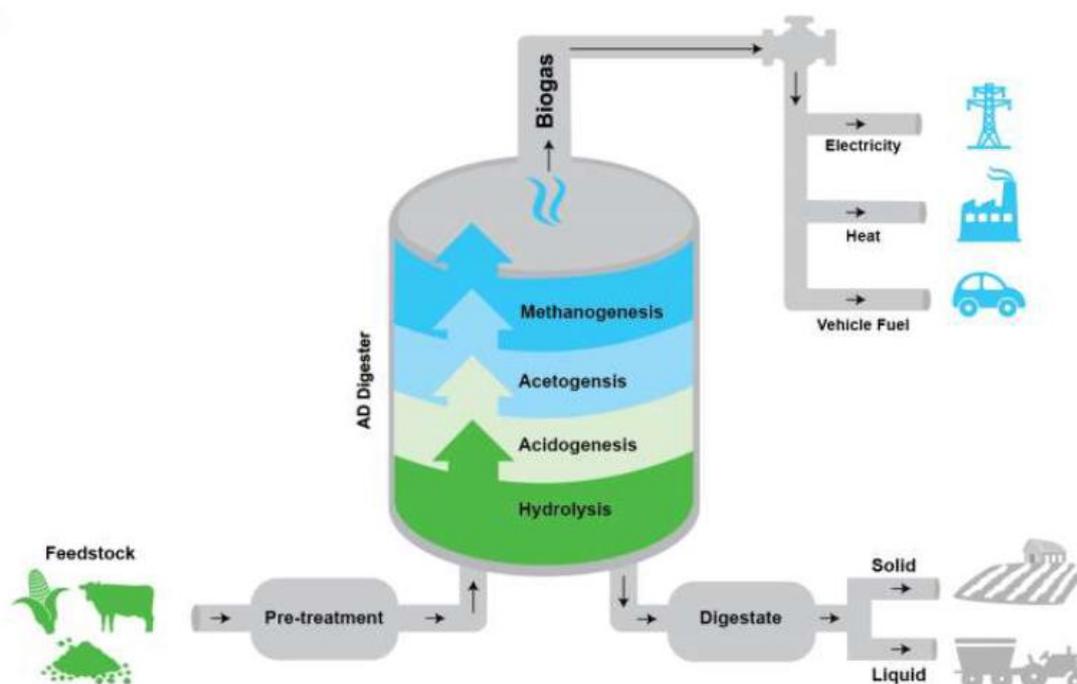
4ª Etapa: Metanogênese - É nessa fase que os compostos orgânicos são convertidos em biogás pelo grupo estrito de anaeróbios do Domínio *Archaea*. As arqueias envolvidas são divididas em dois grupos: as acetoclásticas, que produzem o metano a partir do ácido acético e de outros compostos que contêm um átomo de carbono; e as hidrogenotróficas, que metabolizam o hidrogênio e o dióxido de carbono, gerando o gás metano.

Há também uma quinta etapa, chamada de sulfetogênese, que ocorre quando o meio reacional contiver quantidades significativas de sulfato (CASSINI, S. T. ; COELHO, S. T. ; PECORA, 2014).

Durante o processo de DA, cerca de 50 a 70% da demanda química de oxigênio (DQO) é convertida em metano, 5 a 15% da matéria orgânica é convertida em lodo ou biomassa microbiana e aproximadamente 10 a 30% preserva suas características e permanecem sem degradar (CHERNICHARO, 1997).

Esse processo de DA realiza a conversão de uma variedade muito grande de resíduos orgânicos que servem de matéria-prima / substratos para a produção de biogás (Figura 11). Vão desde restos de alimento, fezes de animal, resíduos agrícolas, podas, resíduos de matadouros, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos até outros resíduos comerciais e industriais (MATHERI *et al.*, 2018b; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

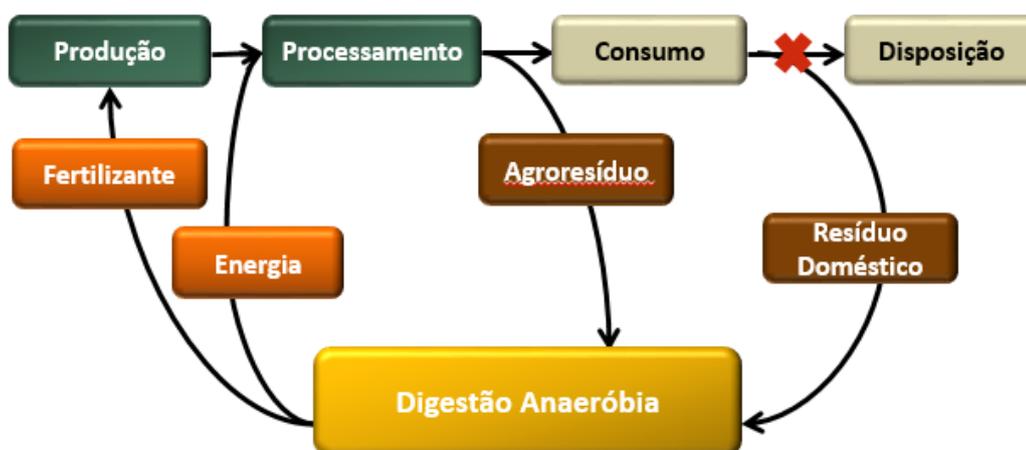
Figura 11 – Digestão Anaeróbia como modelo de valorização dos resíduos orgânicos.



Fonte: Rajameena; Velayutham (2018).

Destaca-se que, o tratamento através da DA, consegue romper com nosso método tradicional de produção linear para promoção de rotas alternativas, viabilizando um gerenciamento de resíduos orgânico mais interativo e ambientalmente correto (Figura 12).

Figura 12 - Proposta de romper com o processo linear para circular.



Fonte: Adaptado de Tiwary *et al.* (2015).

Além disso, segundo a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) realizada por Tiwary *et al.* (2015), o processo de DA possui aspectos interessantes quando comparado a outras tecnologias como compostagem, incineração e aterro sanitário, pois apresentam resultados ambientalmente mais favorável, como a economia de recursos, redução de gases de efeito estufa (GEE) e a menor toxicidade para ambientes terrestres e marinhos.

3.3.1. Variáveis Operacionais

Por se tratar de um processo biológico desenvolvido por um consórcio de microrganismos, através de uma interação comensal (CHERNICHARO, 1997), a constância das condições do meio é de grande importância para o equilíbrio dos processos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Na Tabela 1, são apresentadas as principais variáveis que influenciam no desempenho da DA.

Tabela 1- Condições requeridas pelas etapas de hidrólise/acidogênese e de metanogênese.

Parâmetro	Hidrólise/acidogênese	Metanogênese
Temperatura	25-35°C	Mesofílica: 32-42°C Termofílica: 50-58°C
pH	5.2-6.3	6.7-7.5
Relação C:N	10-45	20-30
Massa seca	<40% DM	<30% DM
Potencial redox	+400 to -300 mV	<-250 mV
Relação C:N:P:S	500 : 15 : 5 : 3	5332,3
Elementos traço	Sem requisitos especiais	Essencial: Ni, Co, Mo, Se

Fonte: Adaptado de Deublein; Steinhauser (2011).

As condições ambientais das bactérias fermentativas, responsáveis pelas etapas de hidrólise e acidificação, diferem das condições ideais dos microrganismos metanogênicos. Portanto, para uma configuração ótima de DA, dois estágios são necessários, um com ajustes operacionais para favorecer a hidrólise e a acidificação e outro estágio para favorecer a metanização (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Caso o processo de DA tenha que ocorrer em apenas um estágio, os parâmetros deverão atender os requisitos da cultura metanogênica, pois estes possuem maior sensibilidade aos fatores ambientais e grande dificuldade para sobreviver em condições adversas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

3.3.1.1 Temperatura

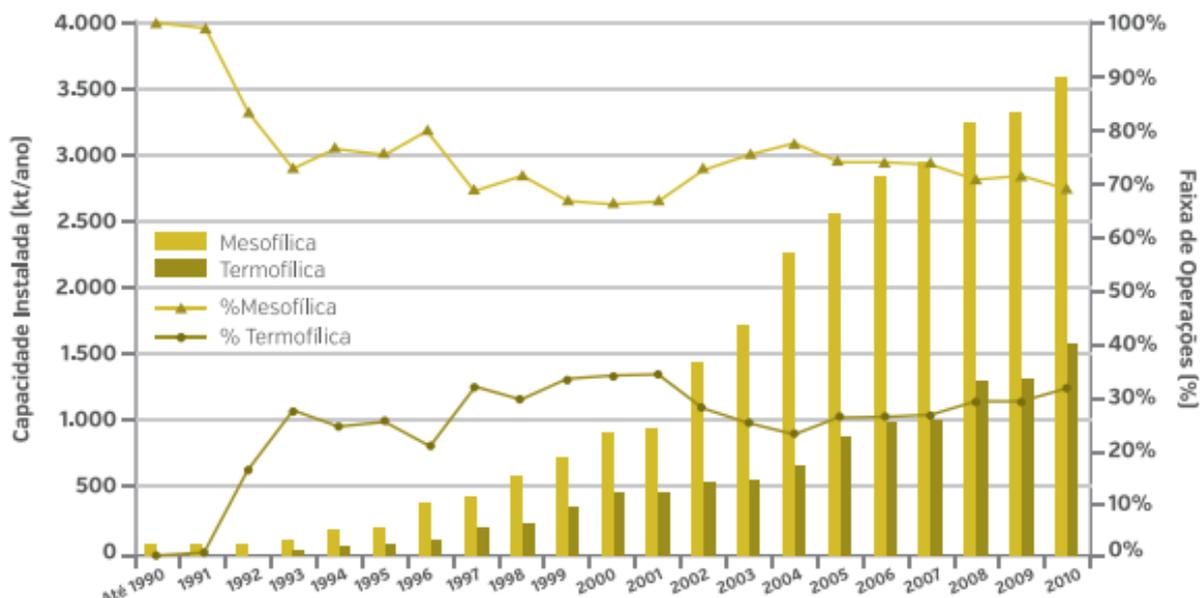
A temperatura da DA é um dos parâmetros mais importantes para o desempenho do processo, uma vez que afeta diretamente a velocidade do metabolismo das bactérias e das archeas metanogênicas, o equilíbrio iônico do meio e outros quesitos (CAMPOS, 1999).

A influência da temperatura se dá pelo fato dos microrganismos não possuírem meios de controlar sua temperatura interna, isso é, a temperatura no interior de suas células é determinada pela temperatura do meio ambiente externo (CHERNICHARO, 1997)

As faixas de temperatura associada aos processos biológicos, são: psicofílica (baixas temperaturas), mesofílica (temperaturas moderadas) e termofílica (altas temperaturas). Sendo as duas últimas as mais comuns na DA.

Na Figura 13 é possível verificar a evolução na capacidade instalada de plantas europeias de metanização de resíduos que operam nas faixas mesofílica e termofílica. Para o período em questão, e também para o atual cenário, nota-se o predomínio da faixa mesofílica (BRASIL 2015).

Figura 13 -Capacidade instalada de plantas europeias ao longo dos anos.



Fonte: Brasil (2015).

O intervalo mesofílico apresenta vantagens, como: estabilidade, menor gasto de energia e resistência às cargas orgânicas mais altas e a substâncias tóxicas, como a amônia (GUO *et al.*, 2014).

No contexto econômico, a DA mesofílica é vista como uma tecnologia preferível pois demanda menos energia e calor durante sua operação (YAN *et al.*, 2015).

Porém, nos últimos anos, percebe-se uma sutil ascendência da faixa termofílica em detrimento da mesofílica (Brasil 2015). Visto que, estudos apontam que a digestão termofílica alcança maior taxa metabólica e, por consequência, uma produção mais elevada de biogás (LIU *et al.*, 2017; ALGAPANI *et al.*, 2017), além de reduzir, significativamente, os sólidos voláteis do digerido (NGUYEN *et al.*, 2017; NGUYEN *et al.*, 2016).

3.3.1.2 pH

O pH do digerido varia conforme a etapa da DA. Na fase inicial, durante o processo de acidogênese, quando o ritmo de produção de ácidos é acelerado, tende a abaixar o pH (MATHERI *et al.*, 2018).

No entanto, os microrganismos metanogênicos são muito sensíveis às concentrações de ácido no meio, uma vez que possuem uma faixa aceitável de pH bem restrita, variando de 6,7 a 7,5 (CAMPOS, 1999). Assim, meios com pH muito baixo acarretam prejuízos tanto para o crescimento das archeas quanto para a geração do biogás.

Uma variável interessante de ser relacionada com o pH são os ácidos graxos voláteis (AGV) gerados, pois, em condições ideais, a população de bactérias metanogênicas consomem os AGV's assim que eles são gerados, não permitindo o seu acúmulo no sistema e consequente manutenção do pH neutro (CHERNICHARO, 2007).

Caso contrário, pode haver uma abundância dos AGV e consequente acidificação do meio, prejudicando e até inibindo os microrganismos metanogênicos (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Sendo assim, o pH é um indicador importante do desempenho do processo, pois, quando estável, indica que o sistema encontra-se em equilíbrio e que as conversões biológicas estão ocorrendo de forma ajustada (RAJAMEENA; VELAYUTHAM, 2018).

Segundo Deublein; Steinhauser (2011), algumas medidas preventivas precisam ser tomadas manutenção de um pH equilibrado, são algumas delas:

- monitorar o fornecimento do substrato e, se preciso suspender o abastecimento do substrato para que os microrganismos metanogênicos possam degradar os ácidos gerados;
- aumento do tempo de retenção;
- adição de co-substrato que possua efeito tampão; e
- adição de neutralizantes (cal, carbonato de sódio ou solução de soda cáustica).

Por fim, a medição sistemática do pH do reator é fundamental para garantir o bem-estar dos metanogênicos, e, conseqüentemente, a produção de biogás (metano) (MATHERI *et al.*, 2018).

3.3.1.3 Relação Carbono/Nitrogênio

A relação C:N representa a relação entre a quantidade de carbono e nitrogênio presentes nos materiais orgânicos. No caso da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, estudos indicam que a relação ideal de C/N se encontra na faixa entre 16:1 – 35:1 (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Em situações em que a relação C/N é muito alta, os metanogênicos consomem rapidamente o nitrogênio, e a sua escassez prejudica o metabolismo dos microrganismos (MATHERI *et al.*, 2018). No caso contrário, quando relação C/N é muito baixa, ocorre um acúmulo de amônia e consequente inibição da produção do metano (GUERI *et al.*, 2017).

Uma composição equilibrada é absolutamente necessária para o devido desempenho do sistema anaeróbio, onde o material biodegradável de alta relação C/N deve ser misturado com o material biodegradável de baixa relação C/N, resultado assim, em produções ótimas de metano (MATHERI *et al.*, 2017).

3.3.2 Produtos da Digestão Anaeróbia

Trabalhos recentes sobre a DA abordam principalmente a produção do metano no biogás, porém, há também a possibilidade de geração do hidrogênio, do etanol e de outros produtos rentáveis originados dos resíduos orgânicos (LEI *et al.*, 2015).

Para a presente pesquisa, serão estudados, especificamente, a produção de biogás (metano) e o material digerido (biofertilizante).

3.3.2.1 Biogás

O biogás é o principal produto do processo de digestão anaeróbica. Sua composição é de aproximadamente 60% de metano, 39% de dióxido de carbono e uma pequena fração de 1% de vapor de água, ácido sulfídrico e alguns outros gases (MATHERI *et al.*, 2018).

Essa composição do biogás e suas características gerais podem variar conforme o tipo de biomassa utilizada na DA (MATSAKAS *et al.*, 2017; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; CASTILHOS JUNIOR, 2003). Por exemplo, substratos ricos em gorduras possuem maior potencial de gerar o metano na composição do biogás (Tabela 2).

Tabela 2- Composição do biogás a partir de diferentes substratos.

Substrato	CH₄	CO₂	NH₃	H₂S
Carboidratos	50%	50%	-	-
Gordura	71%	29%	-	-
Proteínas	38%	38%	18%	6%

Fonte: Adaptado de Brasil (2015).

Para melhorar a eficiência na geração de energia a partir do biogás, são necessários processos de purificação, de forma a reduzir e/ou eliminar compostos indesejáveis (COLTURATO *et al.*, 2015).

Entre os principais tratamentos aplicados ao biogás, destaca-se a dessulfurização (remoção do H₂S), a retirada da água e do CO₂. Os efeitos negativos dessas impurezas são descritos na tabela abaixo (Tabela 3).

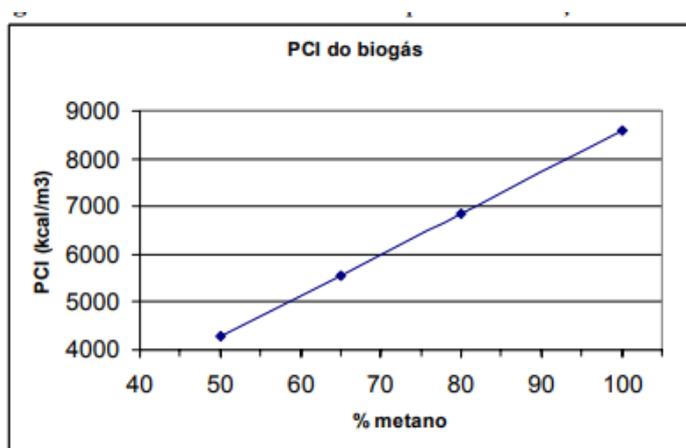
Tabela 3 - Detalhes das possíveis impurezas do biogás.

Componente	Conteúdo	Efeito
CO ₂	25-50% do vol.	Diminui o valor calorífico Aumenta o número de metano e o anti-knock propriedades dos motores Causa corrosão Danifica as células de combustível alcalino
H ₂ S	0-0,5% do vol.	Efeito corrosivo em equipamentos e sistemas de tubulação Emissões de SO ₂ após queimadores ou emissões de H ₂ S com combustão imperfeita - limite superior 0,1 por vol. Danifica catalisadores
NH ₃	0-0,05% do vol.	Emissões de NO _x após queimadores danificam as células de combustível Aumenta as propriedades anti-knock dos motores
Vapor d'água	1-5% do vol.	Provoca corrosão de equipamentos e sistemas de tubulação Danos a instrumentos e plantas Risco de congelamento de sistemas de tubulação e bicos
Poeira	>5µm	Bloqueia bicos e células de combustível
N ₂	0-5% do vol.	Diminui o valor calorífico Aumenta as propriedades anti-knock dos motores
Siloxano	0-50 mg m ⁻³	Atua como um abrasivo e danifica os motores

Fonte: Adaptado de Deublein; Steinhauser (2011).

Estes procedimentos de purificação tornam predominante as concentrações de metano, o que atribuirá ao biogás o alto poder calorífico (Figura 14). Isso é, quanto maior a quantidade de metano, maior potencial energético do biogás (LIMA, 2005; CASSINI, 2003).

Figura 14– Potencial calorífico do biogás em função da concentração do metano.



Fonte: Lima(2005)

Entre as características do metano, destaca-se a sua não toxicidade, ausência de odor desagradável, alta inflamabilidade e poder calorífico entre 8.900 a 9.700 kcal/m³. (KUMAR; GOUD; KALAMBDHAD, 2016). Demais características do metano são descritas na Tabela 4.

Tabela 4 – Principais propriedades físicas do gás metano

Propriedade	Valor	Unidade
Massa molar	16	G
Densidade específica	0,554	Kcal/mol
Peso do gás seco	645	g/m ³
Peso do gás liquefeito	350	g/litro
Inflamabilidade no ar	5 a 15	% em volume
Poder calorífico	8.900 a 9.700	Kcal/m ³
Temperatura de ignição espontânea	573	°C
Solubilidade em água a 20°C	3,38	% em volume gás
Ponto de Ebulição	-116,7	°C

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997).

A título de comparação, seu potencial energético encontra-se compatível com os demais combustíveis existentes (Tabela 5).

Tabela 5 - Comparação do biogás com outros combustíveis.

Combustíveis	1m³ de biogás equivale a	1m³ de metano equivale a
Gasolina	0,730 litros	1,100 litros
Alcool	1,100 litros	1,700 litros
Carbureto de cálcio	1,770 litros	2,700 litros
Gás de petróleo	0,650 litros	1,000 litros
Gás natural	0,610 m ³	0,930 m ³
Carvão de madeira	1,240 kg	1,900 kg
Energia elétrica	6,2 kWh	9,4 kWh
Carvão mineral	0,820 kg	1,250 kg

Fonte: Cassini (2003).

Entre as aplicações do metano, segundo Deublein; Steinhauser (2011), destaca-se:

- conversão direta em energia elétrica
- possibilidade de queima para liberação de calor em alta temperatura.
- queima em CHP para a produção simultânea de calor e energia.
- alimentação de redes de gás natural.
- como combustível para veículos.

3.3.2.2 Material Digerido

Ao final da DA, o material digerido, ou digestado, encontra-se parcialmente estabilizado, necessitando de uma etapa de desidratação seguida de processos para a estabilização final de suas frações sólida e líquida (COLTURATO *et al.*, 2015).

Segundo Stoknes *et al.*, (2016), a fração líquida do digerido é tão boa quanto o fertilizante mineral, podendo ser utilizado em culturas de ciclo curto (por exemplo, alface e ervas). Isto porque a mineralização da matéria orgânica produz um efluente rico em nitrogênio, fósforo e outros minerais que podem ser utilizados para melhorar as condições dos solos (WOON , LO, 2016; MONNET, 2003).

Entretanto, o mesmo não acontece com a fração sólida do digerido, pois este precisará passar por um pós tratamento (compostagem ou vermicompostagem) para aí sim alcançar uma composição de biofertilizante e agente condicionador do solo (WOON , LO, 2016).

4. CAPÍTULO 1 - PANORAMA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA SECA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: TENDÊNCIAS E POTENCIALIDADES TECNOLÓGICAS

RESUMO

É crescente a quantidade de estudos que afirmam que a digestão anaeróbia (DA) representa não só uma saída para a grande geração de resíduo orgânico no mundo, mas uma alternativa às tradicionais fontes de energia. A referida tecnologia promove a recuperação de biomassas diversas através da geração de produtos potencialmente rentáveis e ambientalmente corretos, como o biofertilizante e a biometano. Por se tratar de um processo biológico, a DA depende de uma série de variáveis que assumem configurações diversas, entre elas: teor de sólidos totais, monodigestão e codigestão, faixas de temperatura mesofílica e termofílica, número variado de estágios, dentre outros. Nesse sentido, o presente artigo teve como objetivo o levantamento sistematizado de um portfólio bibliográfico com alto fator de impacto para identificar a abrangência da referida tecnologia, bem como verificar as tendências e potencialidades das configurações existentes.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; seca; resíduos orgânicos; bioenergia; biometano; biofertilizante; biogás.

ABSTRACT

There is a growing body of research claiming that anaerobic digestion (DA) represents not only an outlet for the world's largest generation of organic waste, but an alternative to traditional sources of energy. This technology promotes the recovery of various biomasses through the generation of potentially profitable and environmentally friendly products, such as biofertilizer and biomethane. Because it is a biological process, AD depends on a series of variables that assume different configurations, among them: total solids content, monodigestion and codigestion, mesophilic and thermophilic temperature ranges, varied number of stages, among others. In this sense, this article aimed to systematically survey a high impact factor bibliographic portfolio to identify the scope of this technology, as well as to verify the trends and potentialities of existing configurations.

Keywords: anaerobic digestion; dry; organic waste; bioenergy; biomethane; biofertilizer; biogas.

4.1. INTRODUÇÃO

Diante do atual cenário mundial, onde o meio ambiente vem acusando esgotamento e perecimento, soluções tecnológicas de recuperação de recursos, bem como diversificação da matriz energética e nutricional se impõem.

Neste contexto, a DA vem se destacando e atraindo investimentos crescentes, sobretudo em países desenvolvidos, dados os benefícios abarcados pelo aproveitamento dos resíduos orgânicos.

Ressalta-se a importância de uma destinação nobre para os resíduos orgânicos visto que eles representam mais de 50% de todo o resíduo urbano gerado diariamente no Brasil (BRASIL, 2012).

Como os resíduos orgânicos não são coletados de forma segregada, eles acabam sendo encaminhados juntamente com os resíduos domiciliares para a destinação final, normalmente, em aterros sanitários. Essa forma de destinação gera impactos ambientais e despesas que poderiam ser evitadas caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para tratamento (BRASIL, 2012).

Além tratar os resíduos, a DA propõe uma economia de fluxo circular. Esse tipo de economia visa desenvolver rotas interativas e mais inteligentes nos processos de produção, processamento e consumo, empenhando-se em incorporar os resíduos ao ciclo de uso (STAHEL, 2016).

Quando processado os resíduos, eles geram um gás caracterizado pelo alto poder calorífico e pela sua aplicabilidade na geração de energia térmica e elétrica, além de ser uma alternativa de biocombustível.

Quando comparado outras tecnologias de conversão de bioenergia, o processo de DA ainda possui aspectos ainda mais interessantes. Eles estão relacionados à menor exigência de recursos naturais e recursos energéticos, o não consumo de oxigênio e a geração de biomassa residual aplicável a agricultura (RAJAMEENA; VELAYUTHAM, 2018; TIWARY *et al.*, 2015).

Esse material residual traz propriedades de biofertilizante de excelente qualidade. Isto porque a mineralização da matéria orgânica gera produtos ricos em nitrogênio, fósforo

e outros minerais que podem ser utilizados para melhorar a fertilidade e a textura dos solos.

Apesar dos benefícios, a DA ainda precisa avançar em suas concepções, visto que a tecnologia envolve relações biológicas sensíveis ao meio, onde as configurações adotadas interferem diretamente no sucesso do processo.

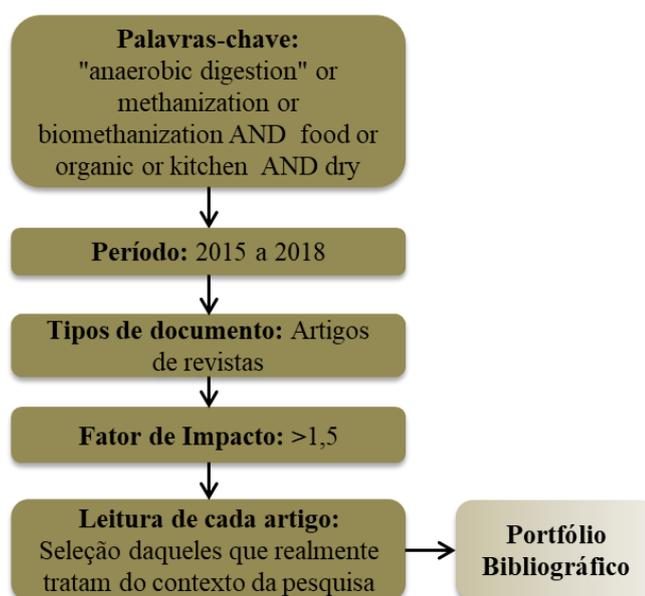
Nesse sentido, o presente trabalho realizou um levantamento sistematizado de artigos com alto fator de impacto para analisar os aspectos bibliométricos e as variáveis mais estudadas sobre o tema. Foram desenvolvidas reflexões sobre as potencialidades e as tendências referida tecnologia para diferentes realidades. Tais informações objetivaram compor um panorama atualizado da DA seca de resíduos orgânicos.

4.2. METODOLOGIA

A metodologia baseou-se em um processo de seleção sistematizado de referências bibliográficas chamado PROKNOW-C, cujo objetivo é minimizar o uso de aleatoriedade e subjetividade no embasamento teórico (AFONSO *et al.*, 2012).

O processo metodológico do PROKNOW-C consiste na aplicação sequencial de filtros, conforme fluxograma abaixo (Figura 15). A seleção busca os artigos científicos recentes e de alto fator de impacto, limitando um quantitativo de documentos (portfólio bibliográfico), cujo escopo se aproxime ao máximo dos interesses da pesquisa em questão.

Figura 15 - Fluxograma dos filtros aplicados conforme metodologia do PROKNOW-C.



Fonte: Próprio autor.

O primeiro filtro do PROKNOW-C, compreende na busca de artigos em banco de dados acadêmicos utilizando as principais palavras chaves do tema desejado. O banco escolhido foi o SCOPUS e nele buscou identificar os artigos que traziam palavras como “anaerobic digestion” ou “methanization” ou “biomethanization”, além dessas, o artigo também teria que contar com pelo menos uma dessas palavras “food” ou “organic” ou “kitchen”. Por fim, como o propósito era encontrar aqueles processos onde os resíduos orgânicos eram digeridos sem adição de água, adicionou-se na pesquisa a palavra “dry”.

O resultado dessa fase inicial, foi a seleção de um montante preliminar de trabalhos acadêmicos. Sendo que, no decorrer dos filtros, esse importe foi se consubstanciando até atingir um montante mais enxuto de artigos, o chamado portfólio bibliográfico.

Após a seleção do portfólio bibliográfico, realizou-se a leitura aprofundada dos artigos, o planilhamento das informações referentes as variáveis estudadas em cada um, bem como demais informações que permitissem conclusões oportunas quanto as tendências e potencialidades do assunto em questão.

Destaca-se que, quando identificada a necessidade de complementação ou enriquecimento das discussões, adicionou-se, informações de outros trabalhos acadêmicos além daqueles levantados no PROKNOW-C.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

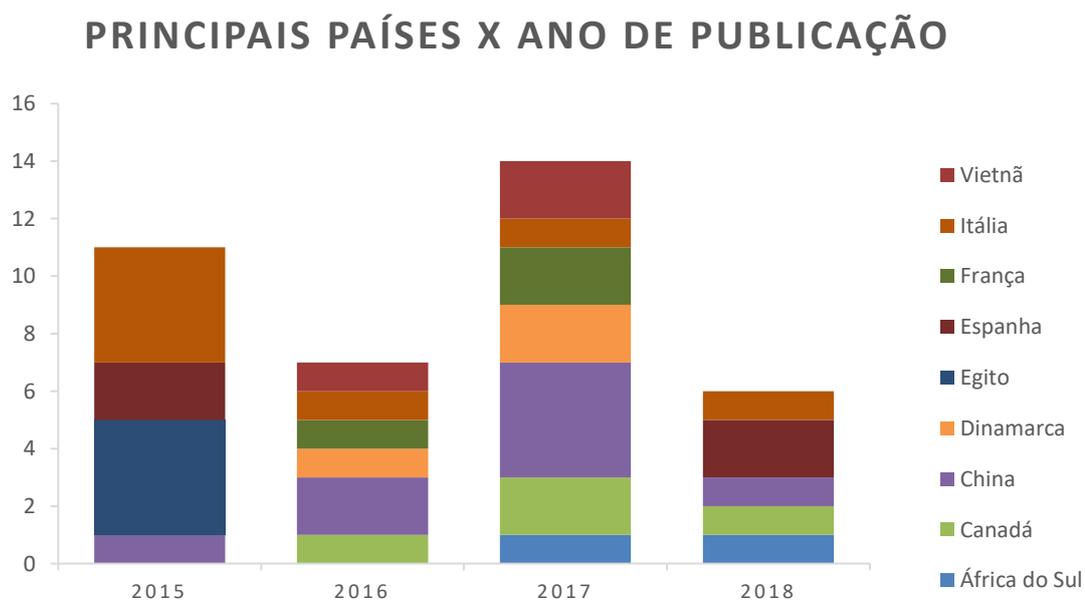
4.3.1 Bibliometria

Segundo os resultados do primeiro filtro, o grupo preliminar constituiu-se de 710 artigos que, após aplicação dos demais filtros, limitou-se a um montante de 49, todos publicados entre janeiro de 2015 a abril de 2018. O período escolhido traz a capacidade de se trabalhar os aspectos mais modernos da tecnologia, com vistas às perspectivas futuras de sua aplicação.

Um dado bibliográfico relevante, foi a identificação de um grande número de países que trabalharam com o tema. Foram um total de 20 nacionalidades entre as 49 publicações usadas como referência base. Dessa forma, percebe-se que o assunto vem se mostrando globalizado e de significância para diferentes realidades.

Os líderes isolados em publicações são a China e a Itália, respectivamente, com 8 e 7 publicações, sendo os únicos que publicaram ao menos um artigo por ano entre 2015 e 2018 (Figura 16).

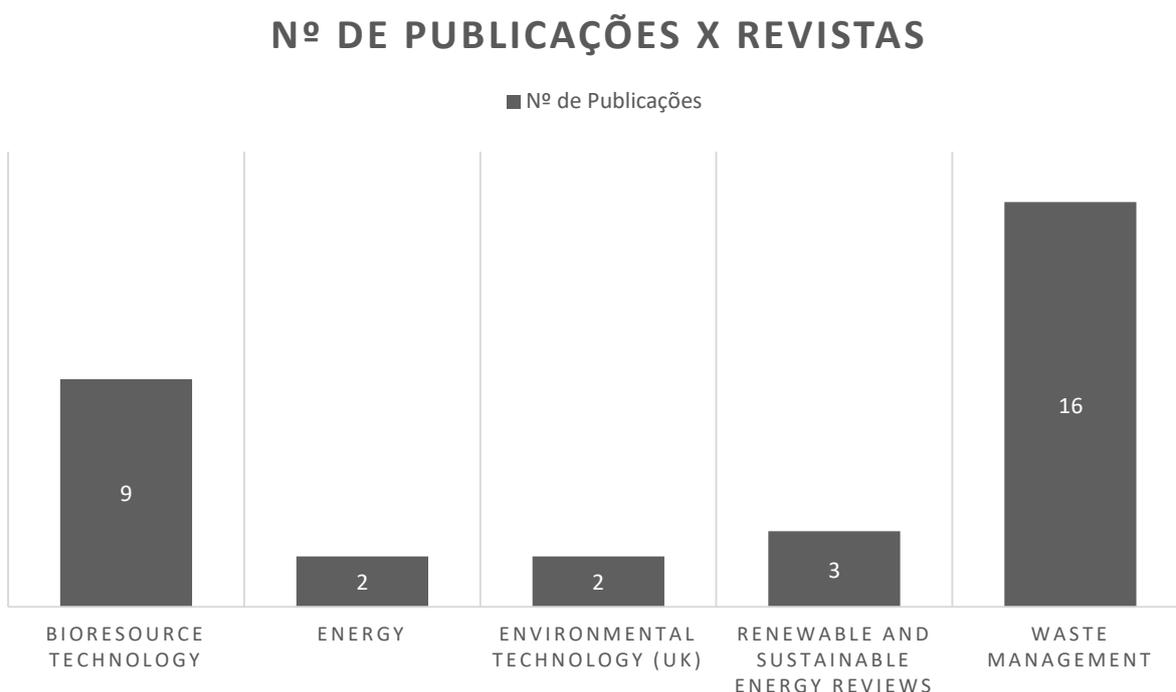
Figura 16 - Quantificação das publicações por nacionalidade.



Além do elevado número de países, uma diversidade grande de revistas altamente conceituadas também vem abordando o tema como escopo de suas edições.

Com relação aos artigos do portfólio, foram publicações realizadas em 22 revistas distintas, todas com Fator de Impacto JCR variando de 1,6 a 8,05. Aquelas de maior destaque são apresentadas no gráfico abaixo (Figura 17).

Figura 17 - Quantificação das publicações por revistas.



Dentre as revistas com o maior número de publicações relacionadas ao tema, destaca-se a Waste Management, revista internacional que discute assuntos sobre geração de resíduos sólidos, classificada como A1 no Qualis Capes (Engenharia A1) e Fator de impacto JCR 4,03.

Em segundo lugar em publicação, a Bioresource Technology também vem abordando o assunto com frequência. A revista é direcionada a ciência e tecnologia envolvendo a área de estudos ambientais aplicados, esta última classificada como A1 no Qualis Capes (Engenharia A1) e Fator de impacto JCR 5,65.

4.3.2 Estudo das Variáveis: Tendências e Potencialidades

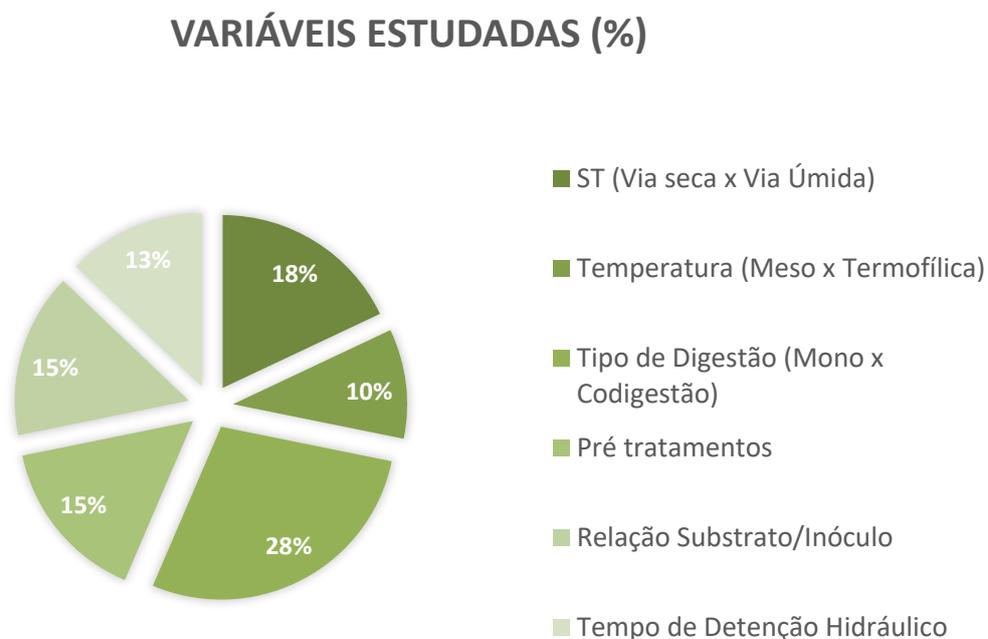
A DA consiste em um processo biológico desenvolvido por um consórcio de microrganismos, no qual a constância das condições do meio é de grande importância para o equilíbrio do processo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Entre as variáveis estudadas nos artigos do portfólio bibliográfico com potencial de afetar o desempenho da DA, destaca-se o tipo da digestão, monodigestão ou codigestão. Em segundo lugar, um grande número de publicações buscou avaliar interferência dos sólidos totais (ST) no contexto da digestão pela via semi-seca e seca (ou extra-seca).

Outros aspectos também foram estudados, como: a influência da temperatura no processo (mesofílica x termofílica), os efeitos dos pré tratamentos, estudos da influência da relação substrato/inóculos e tempo de retenção hidráulica.

Todas as variáveis estudadas foram contabilizadas e apresentadas no gráfico abaixo (Figura 18).

Figura 18 - Quantificação das variáveis mais estudadas.



3.2.2.1. Tipo da Digestão (Monodigestão x Codigestão)

A DA consegue transformar qualquer material que tenha como principais componentes carboidrato, proteína, gorduras, celulose e hemicelulose em biogás e biofertilizante (CHOI *et al.*, 2018).

Por esse motivo, existe uma variedade muito grande de resíduos orgânicos que podem servir de matéria-prima para essa tecnologia, que vão desde restos de alimento, esterco animal, resíduos agrícolas, podas, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos até resíduos industriais (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; MATHERI *et al.*, 2018b; KUMAR; GOUD; KALAMBDHAD, 2016).

Nos artigos do portfólio, foram avaliadas duas abordagens (Figura 19)

- A primeira foi aquela onde os autores estudaram, como um de seus objetivos, a comparação da monodigestão com a codigestão, totalizando 11 artigos.
- A segunda abordagem contabilizou os demais estudos que tiveram o objetivo que avaliar outros aspectos, mas que, para isso, fixaram um tipo de digestão (monodigestão ou codigestão). Entre estes, 17 adotaram a monodigestão em suas pesquisas e 10 a codigestão (Figura 20).

Dentre os artigos que trabalharam com a comparação, todos os resultados apontaram a codigestão como a opção mais interessante (ARELLI *et al.*, 2018; ARNÒ *et al.* 2017; RAJAGOPAL *et al.* 2017; MATHERI *et al.*, 2017; CAPSON-TOJO *et al.*, 2017a; MEYER-KOHLSTOCK *et al.*, 2016; CAI *et al.*, 2016; ANGERIZ-CAMPOY *et al.* 2015; ELSAMADONY e TAWFIK, 2015; YANG *et al.*, 2015; JABEEN *et al.*, 2015).

Entre os benefícios, Matheri *et al.*, (2017) relatam que a codigestão melhora as condições no processo de digestão, pois possui potencial para propiciar relações mais interessantes de carbono/nitrogênio, disponibilização de macro e micronutrientes, evitando inibidores e compostos tóxicos, além de promover um efeito tampão ao meio.

A vantagem da codigestão é evidenciada pela inversão apresentada no gráfico da Figura 20, com o decaimento do número de estudos adotando a monodigestão e a ascensão dos estudos trabalhando com a codigestão. Portanto, fica clara a tendência da combinação dos resíduos como uma forma de melhorar a eficiência do processo.

Figura 19: Quantificação das publicações conforme o tipo de abordagem (Mono e Codigestão).

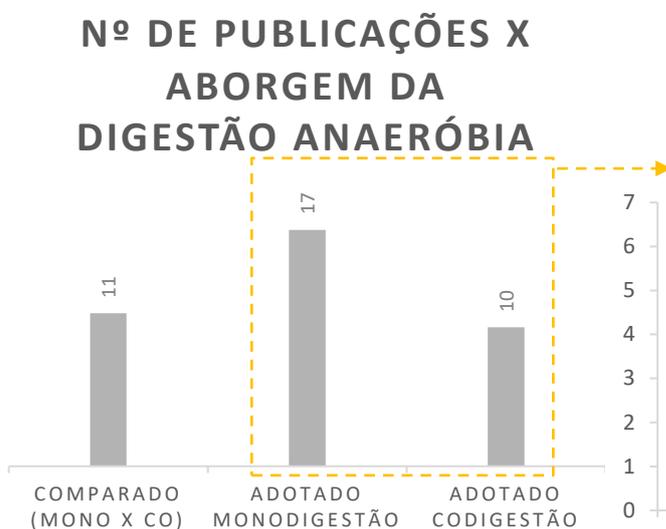


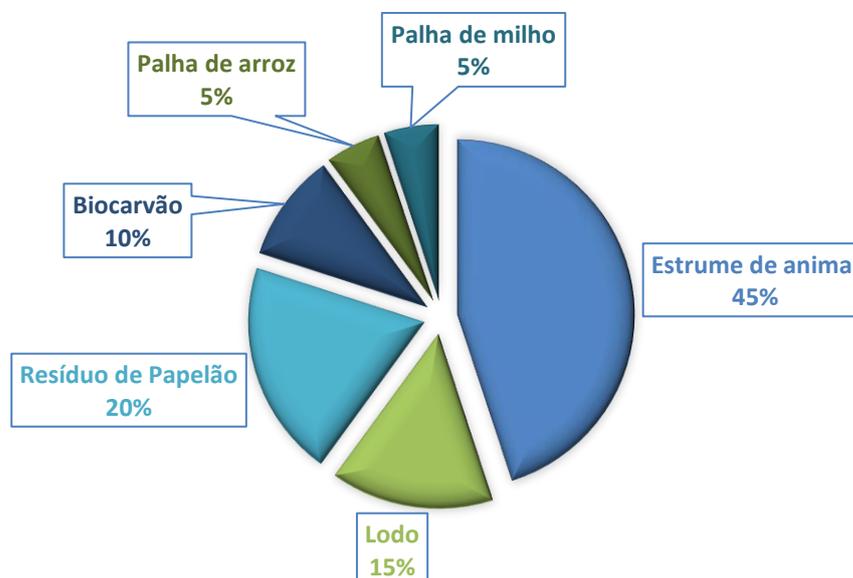
Figura 20: Relação ao longo dos anos (Mono x Codigestão).



Daqueles artigos que abordaram a combinação de resíduos, a maioria deles realizaram a codigestão de resíduos alimentares com dejetos de animais (45%) e, em segundo lugar, com resíduo de papelão (20%) seguido do lodo anaeróbio (15%). Os demais resíduos utilizados podem ser vistos na Figura 21.

Figura 21 - Tipos de resíduos utilizados para codigerir com os resíduos de alimentos.

RESÍDUOS CODIGERIDOS COM RESÍDUOS ALIMENTARES



Um dos principais motivos do sucesso da codigestão está na sua capacidade de combinar composições nutricionais adequadas aos microrganismos envolvidos, uma vez que a relação C/N ideal para o processo varia entre 16:1 – 35:1 (DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A., 2011). Isso é, um resíduo rico em carbono (relação C:N elevada), quando digerido, não alcança produções satisfatórias de biometano por apresentar deficiência nutricional. O mesmo vale para o resíduo ricos em nitrogênio (C:N muito baixa), que acaba comprometendo sua produção de biometano devido aos efeitos inibitórios da amônia (MATHERI *et al.*, 2018). Portanto, uma composição equilibrada entre os resíduos é extremamente necessária para o bom desempenho da DA.

3.2.2.2. Teor de Sólidos Totais

Entre os 49 artigos analisados, 7 tiveram como um dos objetivos a avaliação do desempenho operacional do reator a partir da variação do teor de sólidos totais, onde as porcentagens mais baixas foram de 13 a 25% de ST e as mais altas de 27 a 37% de ST.

Todos os estudos supracitados relataram que o aumento do teor de sólidos não afeta negativamente o desempenho do reator (ARELLI *et al.*, 2018; CHIUMENTI *et al* 2018; CAPSON-TOJO *et al.*, 2017a; ARNÒ *et al* 2017; CAPSON-TOJO *et al.*, 2017b; RAJAGOPAL *et al* 2017; COLAZO *et al.*, 2015).

Entretanto, Arno *et al* (2017) ponderam que processos mais úmidos com produção de metano são, em geral, a melhor escolha para as plantas grandes (> 500 kW). Por outro lado, para plantas menores são preferíveis processos secos combinados com o uso de biogás em sistemas de cogeração.

Destaca-se que a via extra seca vem sendo estudada amplamente também pelo fato dela requerer menor quantidade de energia para mistura, pois a carga hidráulica no digestor é menor, e por gerar um material digerido com baixa umidade (ARELLI *et al*, 2018).

Além disso, as plantas de DA seca oferecem maior flexibilidade no tipo de matéria-prima aceita, menor tempo de retenção, menor uso de água, gerenciamento operacional simples e oportunidade de comercialização do produto final (ANGELONIDI; SMITH, 2015).

Dessa forma, apesar da digestão com alto teor de água ser a mais difundida, a via seca vem se consolidando como uma tecnologia com potencial para alcançar resultados ainda melhores (CHIUMENTI *et al* 2018).

3.2.2.3. Temperatura (Meso x Termofílica)

A temperatura da DA é um dos parâmetros mais importantes para o desempenho do processo, uma vez que afeta diretamente na velocidade do metabolismo das bactérias (RAJAMEENA; VELAYUTHAM, 2018; CAMPOS, 1999).

Esse parâmetro poderá variar conforme as seguintes classes: psicrófila (baixas temperaturas), mesófila (temperaturas moderadas) e termófila (altas temperaturas).

Dentre os artigos levantados, 8% compararam a DA de resíduos orgânicos para as faixas mesofílicas e termofílicas. Os estudos sobre classe a psicrófila é insipiente, devido sua ineficiência para processos microbiológicos.

Os resultados apontaram a faixa termofílica como a melhor opção (ALGAPANI *et al.*, 2017; NGUYEN *et al.*, 2017a; NGUYEN *et al.*, 2016), tanto pela sua capacidade de promover altas taxas metabólicas e, por consequência, elevada produção de biogás (ALGAPANI *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2017), quanto pela sua capacidade de reduzir, significativamente, os sólidos voláteis (SV) do digerido (NGUYEN *et al.*, 2017; NGUYEN *et al.*, 2016).

No entanto, autores apontam que processos com altas temperaturas obtiveram maior concentração de amônia e ácidos graxos voláteis e que esse desequilíbrio pode afetar diretamente a comunidade microbiológica presente no reator (GUO *et al.*, 2014; BAYR *et al.*, 2012). Além disso, DA mesofílica é vista como uma tecnologia que demanda menos gastos energéticos e, conseqüentemente, menores custos (YAN *et al.*, 2015).

3.2.2.4. Pré-tratamento

Os resíduos destinados ao processo de DA precisam passar, previamente, por um processo de triagem, de forma a garantir uma composição orgânica de qualidade para a metanização. Isso inclui retirar partes plásticas, pedras e qualquer outra partícula maior que possam atrapalhar o processo (KUMAR; GOUD; KALAMBDHAD, 2016; BRASIL, 2015; MONNET, 2003).

Além da seleção acima, ainda são empregados métodos de pré tratamentos para acelerar o estágio inicial de hidrólise, que é a etapa tradicionalmente limitante nos processos anaeróbios que trabalham com alto teor de sólidos. Essa limitação é causada pela presença de frações lignocelulósicas e gordurosas em vários substratos orgânicos (MATSAKAS *et al.*, 2017; KOMILIS *et al.*, 2017b; KUMAR; GOUD; KALAMBDHAD, 2016).

No portfólio bibliográfico, foram encontrados trabalhos que buscaram avaliar a influência de diferentes pré tratamentos, do tipo térmico (ARELLI *et al.*, 2018), de

extração de lipídeos (ALGAPANI *et al.*, 2017), de pré aeração (NI *et al.* 2017; XU *et al.*, 2016), enzimático (UÇKUN KIRAN *et al.*, 2015) e físico (CARLSSON *et al.*, 2015).

Ilustrando a aplicação do pré tratamento biológico, Uçkun Kiran *et al.* (2015) produziram *in situ* uma pasta fúngica rica em glicoamilase e investigaram sua aplicação para o pré-tratamento enzimático de resíduos alimentares para melhorar a hidrólise, produção de metano e redução de volume de resíduos. Os resultados mostraram que a mistura fúngica foi mais eficiente que as enzimas comerciais e que o rendimento de metano se tornou 2,3 vezes mais elevado do que sem pré-tratamento.

Ni *et al.* (2017) discorreram sobre o papel das diferentes durações de pré aeração de curto prazo (4, 8 e 14 dias) na DA seca dos resíduos sólidos urbanos e concluíram que o referido pré tratamento melhorou significativamente a degradação do material quando comparado com o material não tratado.

De acordo com o resultado do experimento de Arelli *et al.*, (2018), fatores como o pré tratamento com altas temperaturas dos substratos colaboraram, de forma significativa, no aumento da geração de biogás, no teor de metano e na redução de tempo de retenção hidráulico, além de outros fatores que também colaboraram, como a codigestão com dejetos bovinos e a manutenção do pH.

Entendendo que a DA de restos de alimento apresenta instabilidade devido à presença de lipídios e ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, Algapaniet *al.*, (2017) optaram por otimizar o processo através da remoção de lipídios e pela adição de lodo de esgoto como substrato. Os resultados mostraram que a extração de lipídios aumentou a produção de metano de 400 para 418 mL/g SV.

Nesse contexto, entre os diferentes métodos de pré tratamento abordados nos artigos, foram unânimes os resultados positivos quando comparados com aqueles resíduos não tratados previamente.

3.2.2.5. Relação Substrato/ Inóculo

Para a inoculação de um reator é interessante o uso de uma biomassa anaeróbia já adaptada ao substrato e com elevada atividade metanogênica, pois tais condições

otimizam o processo e garantem a estabilidade ambiental e a produtividade de biogás no digestor (FERREIRA, 2015).

Algumas alternativas de resíduos para o uso como inóculos, são: lodo mesofílico proveniente das estações de tratamento de esgotos, materiais de origem animal e outros que tenham abundância e diversidade de microrganismos anaeróbios e metanogênicos (SILVA, 2014).

Para o balanceamento da relação substrato/inóculo, foi predominante o discurso de que o aumento do substrato para as razões de inóculo propicia um acúmulo inicial de ácido e menor rendimento de metano. Conforme descrito por Capson-Tojo *et al.* (2017a), essa relação alta torna o processo de degradação da matéria orgânica limitado, resultando em um grande volume de material não degradado.

Como prevenção a esses cenários de acidificação, ajustes da relação substrato/inóculo entre 0,5 e 2,3 gSV / gSV apontam bons resultados (NEVES; ALVES, 2004)

No estudo de Matheri *et al.* (2017), quando comparada as relações de 3:1 e 1:1 (gSV / gSV) os experimentos mostraram que a relação 1: 1 apresentou rendimentos ótimos de biogás e metano.

Barcelos (2009) conclui que para saber a quantidade de inóculo a ser adicionada, é necessário o estudo da atividade metanogênica do inóculo e das cargas orgânicas do substrato.

3.2.2.6. Tempo de Detenção Hidráulica

Consiste no período necessário para que o material orgânico seja completamente degradado. Esse tempo irá variar conforme parâmetros operacionais do processo, principalmente com relação a temperatura adotada e ao tipo de resíduo utilizado (MONNET, 2003).

Sabe-se que a condição mesofílica é mais lenta do que a termofílica e, assim, um tempo de retenção mais longo no digestor é necessário para maximizar o rendimento do biogás (POHL *et al.*, 2012).

Assim que definida a temperatura de trabalho, os parâmetros de detenção hidráulica (TDH) deverá ser ajustado conforme taxa de carregamento orgânico (COV) proposta.

Isso porque o TDH e a COV estão intimamente ligados e possuem uma relação inversamente proporcional. Assim sendo, um longo TDH provoca o crescimento dos consumidores de hidrogênio. No outro sentido, um curto TDH pode reduzir a eficiência de absorção do substrato e a eficiência geral dos fermentadores.

Enquanto a alta COV fornece altos volumes de biogás, o aumento adicional de COV leva à instabilidade e sobrecarga orgânica do sistema, o que envolve um acúmulo de ácidos graxos voláteis (ELSAMADONY; TAWFIK, 2015).

No estudo de Nguyen *et al.* (2017b), analisou-se um sistema semi-contínuo de DA de resíduos alimentares da Coreia, em uma operação de longo prazo, variando até 100 dias. Os resultados indicaram que a redução simultânea de SV e a produção de gás melhoraram à medida que o tempo de detenção hidráulica (TDH) diminuiu ou quando aumentou a carga orgânica volumétrica (COV). Os melhores resultados foram para o reator com COV de $8,62 \pm 0,34$ kg SV/m³.dia e um período de operação de 25 dias.

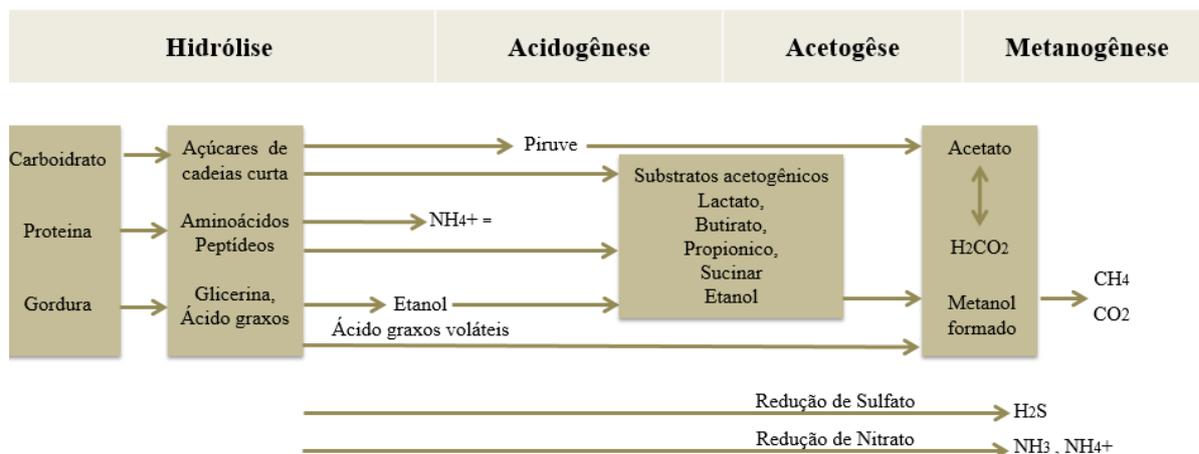
De acordo com Komilis *et al.* (2017a), a tendência do TDH para os processos contínuos é de 10 a 30 dias e para os processos em batelada, de 20 a 40 dias.

3.2.2.7. Número de Estágios

Apesar do número de estágios não ter sido abordada como objetivo central de nenhum dos artigos do portfólio bibliográfico, serão destacados pontos pertinentes levantados sobre o tema e sua importância para o processo de DA de resíduos.

No caso dos reatores de estágio único, todas as etapas da DA (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) ocorrem simultaneamente em um único reator (Figura 22) (BRASIL, 2015).

Figura 22 - Esquema da digestão anaeróbia em dois estágios.



Fonte: Adaptado de Deublein; Steinhauser (2011).

Porém, as bactérias acidogênicas e as archeas metanogênica, envolvidas nesse processo, possuem diferentes taxas de crescimento e requerem condições divergentes do meio, principalmente em relação a faixas de pH (ZHENGJUN *et al.*, 2016).

Nesse sentido, reatores de dois ou múltiplos estágios objetivam sequenciar as reações bioquímicas que não compartilham necessariamente as mesmas condições ambientais ideais (VÖGELI *et al.*, 2014).

A implementação de dois estágios em série, sendo um para acidogênicos e outro para os metanogênicos tendem a aumentar a eficiência da digestão (WANG *et al.*, 2018).

Destaca-se que sistemas de multiestágios acarretam em maior complexidade de concepção, operação, manutenção e monitoramento. Resultam ainda em maiores custos de investimentos e requerem maior área para a instalação da unidade (MONNET, 2003; BRASIL, 2015).

4.4 CONCLUSÃO

Após as análises e discussões dos dados do portfólio bibliográfico, constituído de 49 publicações, as quais trataram da digestão anaeróbia seca de resíduos de alimentos, as conclusões finais são:

- No que se refere a abrangência do tema, dados como o grande número de países (20) e de revistas (22) estudando e publicando sobre o assunto mostraram a aplicabilidade da tecnologia para diferentes realidades e o quanto suas perspectivas avançam rumo a modernização e globalização.
- Notou-se que o número de estudos de codigestão foram ascendentes nos últimos anos enquanto os estudos de monodigestão foram decrescentes. Essa inversão pode ser explicada pela sua capacidade de melhorar a composição do substrato e pelo grau de eficiência alcançado frente a monodigestão.
- Estudos revelam que digestão com menores teores de ST é a via mais empregada, porém, a digestão seca vem alcançando resultados de eficiência muito semelhantes. Assim, a via seca vem conquistando significativo destaque nesses últimos anos.
- Apesar do maior consumo de energia sob condições termofílicas, essa faixa de temperatura apresentou os melhores resultados quando comparados com a faixa mesofílica. Dentre as vantagens da digestão termofílica, destaca-se a eficiência na redução sólidos voláteis e conseqüente aumento da geração de biogás.
- Dentre os estudos que buscaram avaliar o desempenho do pré tratamento, seja ele biológico ou físico, os resultados revelaram sempre aspectos positivos e promissores dos sistemas.
- Nos reatores anaeróbios, as condições mais equilibradas foram atingidas com a diminuição do substrato para as razões de inóculo. Porém, cabe avaliar as circunstâncias e as características dos resíduos envolvidos em cada processo.
- O TDH variou entre 10 a 40 dias a depender da temperatura e da carga orgânica volumétrica aplicada.

- Para os cenários onde os sistemas são compostos por dois estágios permite ajustar diferentes condições conforme cada necessidade dos grupos de microrganismos envolvidos. No entanto, vale ponderar outros aspectos, como sua maior complexidade, a demanda por mão de obra mais especializada, e custos mais elevados.

5. CAPÍTULO 2 - EFEITOS DE DIFERENTES FONTES DE NITROGÊNIO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: LODO DE TANQUE SÉPTICO, URINA HUMANA E URÉIA

RESUMO

Na busca por uma composição química eficiente para a digestão anaeróbia, a presente pesquisa estudou a codigestão de resíduos alimentares (RA) (ricos em carbono) com diferentes resíduos ricos em nitrogênio, sendo eles: urina humana (UH), lodo de tanque séptico (LTS) e ureia (UR). No teste piloto, não houve diferença significativa entre as médias de ml CH₄/gSV produzidas pelas diferentes misturas. Todas as combinações proporcionaram grandes reduções de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) e o material digerido não apresentou ovos de helmintos e nem concentrações significativas de *E.coli*. No experimento de bancada, os resultados reforçaram os comportamentos encontrados no piloto, com semelhante desempenho. Porém, nesse segundo teste, a produção alcançada pelo LTS (34,9 ml CH₄/gSV) e UR (31,7 ml CH₄/gSV) foram significativamente maiores que o da UH (24,6 ml CH₄/gSV). A variação temporal da produção também foi diferente entre os tratamentos: com pico de produção logo no 1º dia para UH e no 4º dia para LTS e UR, além da finalização antecipada da geração de metano na mistura com UH. Quando analisada a composição do biogás nos dois experimentos (piloto e bancada), notou-se baixas concentrações de metano no biogás produzido, principalmente na mistura de RA+UH. No intuito de investigar uma possível toxicidade pela amônia, foram testadas diferentes relações de C:N (17, 23, 29 e 35) para a mistura com UH. A relação mais baixa (17) gerou menos biogás, confirmando uma composição rica em CO₂ e NH₃ em detrimento da concentração de CH₄. Os melhores resultados foram alcançados pela relação 23 (288,18 ml CH₄/gSV), seguido da 29 (279,33 ml CH₄/gSV) e 30 (279,13 ml CH₄/gSV). Por fim, conclui-se que o LTS, a UH e a UR são fontes possíveis de suplementação de nitrogênio. Porém, a regulação da relação C:N é imprevisível. Entre as vantagens dessa codigestão, destaca-se o aporte de nutrientes, equilíbrio do pH, do teor de umidade, além do ganho ambiental promovido pelo aproveitamento dos resíduos.

Palavras-chave: digestão anaeróbia; resíduos alimentares; codigestão; urina humana; lodo de tanque séptico; ureia; relação carbono nitrogênio; biometano; intoxicação por amônia.

ABSTRACT

In the search for an efficient chemical composition for anaerobic digestion, the present research studied the carbon-rich food waste (RA) co-digestion with different nitrogen-rich residues, namely: human urine (UH), septic tank sludge (LTS) and urea (UR). In the pilot test, there was no significant difference between the means of ml CH₄ / gSV produced by the different mixtures. All combinations provided large reductions in total solids (ST) and volatile solids (SV) and the digested material showed no helminth eggs or significant E.coli concentrations. In the bench experiment, the results reinforced the behaviors found in the pilot, with similar performance. However, in this second test, the production achieved by LTS (34.9 ml CH₄ / gSV) and RH (31.7 ml CH₄ / gSV) were significantly higher than that of UH (24.6 ml CH₄ / gSV). The temporal variation of production was also different between treatments: with peak production on day 1 for UH and day 4 for LTS and UR, in addition to the early termination of methane generation in the mixture with UH. When analyzing the biogas composition in both experiments (pilot and bench), it was observed low concentrations of methane in the biogas produced, mainly in the RA + UH mixture. In order to investigate possible ammonia toxicity, different C: N ratios (17, 23, 29 and 35) were tested for mixing with UH. The lower ratio (17) generated less biogas, confirming a composition rich in CO₂ and NH₃ over CH₄ concentration. The best results were achieved by the ratio 23 (288.18 ml CH₄ / gSV), followed by 29 (279.33 ml CH₄ / gSV) and 30 (279.13 ml CH₄ / gSV). Finally, it can be concluded that LTS, UH and UR are possible sources of nitrogen supplementation. However, the regulation of the C: N ratio is unpredictable. Among the advantages of this co-management, we highlight nutrient input, pH balance, moisture content, as well as the environmental gain promoted by the use of waste.

Keywords: anaerobic digestion; food waste; codigestion; human urine; septic tank sludge; urea; carbon nitrogen ratio; biomethane; ammonia poisoning.

5.1. INTRODUÇÃO

Diante das problemáticas ambientais, se faz necessário o aperfeiçoamento de tecnologias que transpassem os paradigmas dos atuais modelos econômicos rumo ao apetecido desenvolvimento sustentável.

A Economia Circular apresenta real potencial de inovação, uma vez que propõe rotas de processos mais interativos e eficientes. Para Santiago *et al.*, (2017), a referida proposta apresenta-se como uma alternativa atraente à economia linear de extração, uma vez que concilia o desenvolvimento econômico, a otimização dos resíduos e a produção de energia renovável.

Compatível com esses conceitos ambientais contemporâneos, a DA vem se consolidando, sobretudo em países desenvolvidos. A União Europeia, por exemplo, tem realizado investimentos crescentes nesse segmento, impulsionados principalmente por questões atuais como: aquecimento global, demanda por energia renovável, imposto sobre resíduos orgânicos, demanda por fertilizantes orgânicos, altos preços de combustíveis fósseis, poluição do meio ambiente e legislação relativa ao tratamento e disposição de resíduos (TIWARY *et al.*, 2015).

Essa tecnologia possui capacidade de transformar qualquer material que tenha, como principais componentes, carboidratos, proteínas, gorduras, celulose e hemicelulose, em biogás e biofertilizante (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Dessa forma, existe uma variedade muito grande de resíduos orgânicos que podem servir de matéria-prima / substratos, tais como: restos de alimento, esterco animal, resíduos agrícolas, podas, resíduos de matadouros, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos até outros resíduos comerciais e industriais (MATHERI *et al.*, 2018).

Quanto aos resíduos urbanos gerados no Brasil, a fração orgânica corresponde a mais de 50% de todo o resíduo gerado diariamente, o equivalente a 94.335,1 toneladas/dia, dos quais apenas 1,6% (1.519 toneladas/dia) são encaminhados para tratamento (BRASIL, 2012).

No contexto mais amplo, dados apontam que 354 mil toneladas de resíduos são geradas diariamente na América Latina. Desses, 145 mil toneladas são descartadas de forma irregular, expondo aproximadamente 170 milhões de pessoas a

contaminações diversas (ABRELPE, 2019). Estima-se que mais de 50% dos resíduos sólidos urbanos gerados sejam resíduos orgânicos que têm como principal destino os aterros e lixões.

Apesar da DA ser uma alternativa interessante para o tratamento destes resíduos que apresentam ótima biodegradabilidade, eles ainda carecem de nutrientes e sais minerais essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos, ao ponto de inibir os processos quando digeridos isoladamente (GUERI *et al.*, 2017).

Como solução para estes entraves, autores relatam que a combinação de resíduos conseguem proporcionar condições mais adequadas para o meio, principalmente no equilíbrio da relação de C:N (MATHERI *et al.*, 2017; DAI *et al.*, 2013)

Ademais, essa combinação de resíduos vem proporcionando efeito sinérgico nos processos, ajudando na degradação de sólidos voláteis (SV), no aumento da produção de biogás e no acréscimo do teor de metano (YANG *et al.*, 2015).

Entendendo a necessidade de suprimir o aporte de nitrogênio em resíduos alimentares (ricos em carbono), fontes como o lodo de tanque séptico (LTS) pode ser uma alternativa interessante. Sabe-se que o LTS enfrenta vários problemas para o seu tratamento e disposição final, devido as altas concentrações de poluentes (PINTO, 2008). Portanto, a utilização do LTS na DA cumpriria duas funções importante: adequação da relação C/N e destinação econômica e ambientalmente correta.

Outras duas opções de suplementação de nitrogênio na DA de resíduos alimentares são a adição da urina humana (UH) e a ureia (UR) comercial. Ambos os resíduos são fontes de amônia, sendo que, no caso da UH, a enzima urease já cumpre a função da hidrólise convertendo a ureia em amônia, facilitando parte do processo da DA.

Nesse sentido, o presente trabalho estudou o desempenho da codigestão anaeróbia de resíduos alimentares (RA) com adição de diferentes fontes (resíduos) de nitrogênio: LTS, UH e UR. O objetivo foi a identificação das potenciais alternativas para equilibrar as relações de C:N.

Uma vez identificada os possíveis resíduos para a codigestão, avaliou-se as dosagens recomendadas pela literatura e seus efeitos na geração e na composição do biogás.

5.2 METODOLOGIA

A metodologia foi aplicada conforme sequência apresentada no esquema abaixo (Figura 23). Sendo que, essa sequência foi aplicada para o desenvolvimento de dois experimentos, foram eles:

- **Experimento 1:** testes das diferentes fontes de nitrogênio (LTS, UH, UR) codigeridas com os RA - em escala piloto e bancada.
- **Experimento 2:** teste das diferentes dosagens de nitrogênio (variação da relação C:N) dos RA+UR - apenas em escala de bancada.

Figura 23 - Representação das ações conforme os dias dos testes.



5.2.1 Substrato e Inóculo

O principal substrato dos reatores foram os RA, carregados de compostos carbonáceos, oriundos do pré-preparo das refeições (almoços e jantas) de um hospital localizado no município de Vila Velha, no Espírito Santo.

Como a composição dos reatores (quantidade (kg) do(s) substrato(s) + quantidade (kg) do inóculo) só poderia ser estabelecida após as caracterizações dos resíduos em questão, todos foram coletados de forma superestimada. No primeiro experimento, foram coletados e triturados 75 kg de RA até um tamanho aproximado de 10 mm. No segundo experimento, foram coletados e triturados 10 kg de RA.

Os três resíduos testados para equilibrar a relação C/N a partir do fornecimento de cargas elevadas de nitrogênio, foram: lodo de tanque séptico (LTS), urina humana (UH) e ureia (UR).

O LTS foi fornecido por uma empresa parceira do núcleo pesquisa, oriundo de uma unidade de tratamento primário de esgoto doméstico. Este resíduo teve o papel tanto de suprir a deficiência nutricional, como inocular o meio o qual foi acrescido.

A UH foi obtida de sanitários destinados a coleta de águas amarelas, instalados na Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, local onde foi desenvolvida a presente pesquisa.

A UR foi adquirida no comércio da região, com 46% de nitrogênio na forma de amida. Para o seu uso no experimento, fez-se necessário a diluição em água potável.

Diferentemente do LTS, a UR e a UH não exercem a função inoculadora, portanto, para essas misturas adicionou-se o lodo anaeróbico coletado de um reator mesofílico do tipo UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*.

Com relação ao armazenamento e amostragem dos resíduos, foram seguidas as instruções da ABNT 10.007 (ABNT, 2004), que incluiu a manutenção dos resíduos em ambiente resfriado a 4°C, a amostragem dos RA a partir da técnica de quarteamento e outros procedimentos. Destaca-se que aqueles quantitativos destinados a montagem dos testes em escala piloto foram armazenados em recipiente fechado e em temperatura ambiente, visto que, devido a grande quantidade, o resfriamento era inviável.

As três misturas estudadas podem ser observadas no esquema apresentado na Figura 24.

Figura 24 – Esquema dos substratos e inóculos utilizados nas três misturas do presente experimento.



5.2.2 Teste das fontes de nitrogênio

Para avaliar o desempenho da DA dos resíduos alimentares acrescido de diferentes fontes de nitrogênio, foram fixadas condições operacionais. Essa padronização permitiu a posterior comparação dos resultados das misturas propostas.

As configurações estabelecidas foram: relação C/N de 17 e relação substrato/inóculo (S:I) de 1 gSV /1 gSV (ARELLI *et al*, 2018; GUERI *et al.*, 2017; MATHERI *et al.* 2017; NEVES; OLIVEIRA E ALVES 2004).

Este experimento consistiu de dois testes em paralelo, com dimensões diferentes e condições operacionais similares. O primeiro foi o teste piloto com reatores de 22 litros, em condições menos controladas. Com objetivo de confirmar os dados trazidos pelo piloto, foi desenvolvido o segundo teste, com frascos de 500 ml e com maior controle das condições ambientais. Na tabela abaixo seguem diferenças gerais dos testes (Tabela 6).

Tabela 6 – Resumo das configurações físicas e operacionais dos testes em escala de bancada e piloto.

Escala	Configurações Físicas			Configurações Operação			
	Volume	Material	Mistura	C:N	S:I	Temperatura	pH
Bancada	500 ml	Vidro	Agitador	17	1gSV/1gSV	35° C	Neutro
Piloto	20 l	Plástico	Recirculação	17	1gSV/1gSV	Ambiente	Neutro

5.2.2.1 Teste Piloto

Para verificação do desempenho da codigestão, foram desenvolvidos biodigestores em regime de batelada que operaram durante 50 dias.

As três misturas testadas (RA+ LTS; RA+UH; RS+UR) foram realizadas em duplicata, tendo, no total, 6 biodigestores (Figura 25). Cada reator possuía um volume útil de 14 litros e um headspace de 6 litros.

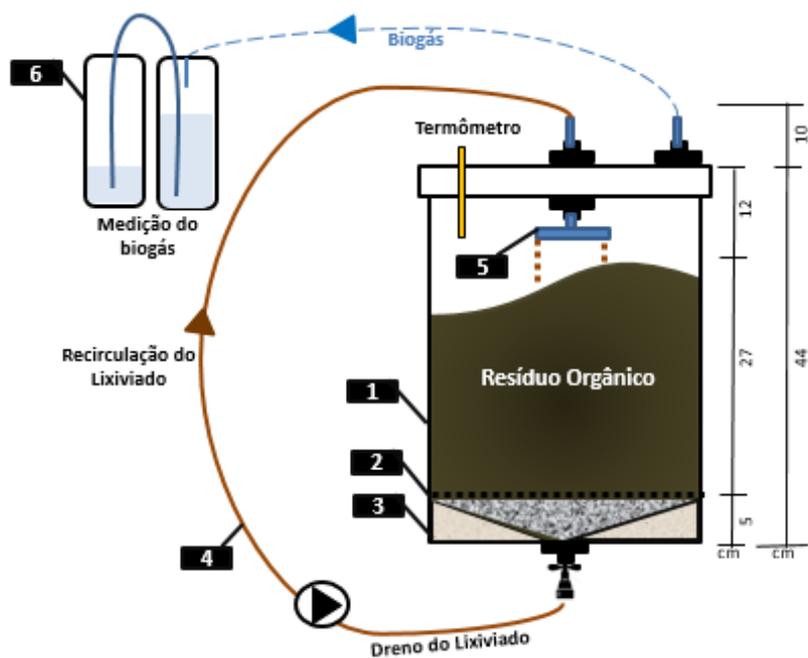
Figura 25 - Foto dos seis reatores montados para os experimentos em escala piloto.



Fonte: Próprio autor.

O sistema contou com mecanismo de filtragem, escoamento e recirculação do lixiviado, além de outros itens, todos detalhados abaixo (Figura 26).

Figura 26 - Esquema detalhado dos reatores piloto de digestão anaeróbia.



Fonte: Próprio autor.

1 - Biodigestor: tratou-se de um tanque com volume total de 22 litros, operado em regime de batelada, planejado para realizar a DA de resíduos orgânicos na faixa mesofílica. A mistura do reator foi realizada pela recirculação do lixiviado gerado pelo próprio reator, conforme metodologia proposta por Deublein; Steinhauser (2011).



2 - Filtração: dentro do reator, além de uma camada de aproximadamente 5 cm de pedregulhos, foi colocada uma tela de nylon com furos de 5 mm, ambos mecanismos tiveram o objetivo de sustentar o substrato e favorecer o escoamento do lixiviado para o fundo, retendo as partículas maiores que poderiam entupir ou danificar as mangueiras e a bomba de recirculação.



3 - Fundo cônico: o fundo dos reatores foi projetado para evitar o acúmulo de volume morto, conforme explicado por Álvarez *et al.*, (2018), que atesta a significativa redução de custos de manutenção em reatores e a diminuição da perda de volume útil, favorecendo assim, a produção de biogás.



4 - Recirculação do lixiviado: a recirculação era feita através de mangueiras de poliamida de diâmetro externo de 12 mm conectadas aos reatores (MEYER-KOHLSTOCK *et al.*, 2016). O lixiviado descia por gravidade e era drenado para o topo do reator por uma eletrobomba. Esse bombeamento era acionado por uma temporizador 1 vez ao dia. O intuito é umedecer a biomassa e fazer com que o substrato fosse continuamente reinoculado com bactérias para manter o andamento da fermentação (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). De acordo com Qian *et al.* (2017), esse sistema contribui positivamente para as etapas de hidrólise e acidogênese, bem como na produção e na liberação do biogás.



5 - Mecanismo de dispersão do lixiviado: adaptando a metodologia de Meyer-Kohlstock *et al.*, (2016), a função desse mecanismo é de espalhamento do líquido percolado e recirculado pelo reator, permitindo uma distribuição mais completa pela área do material em digestão.



6 - Medidores de biogás: o volume do biogás foi contabilizado a partir do deslocamento do volume da coluna d'água, utilizando dois frascos de 3 litros cada, segundo metodologia de Esposito *et al.*, (2012).



5.2.2.2 Teste de bancada

A metodologia empregada foi do teste BMP (*biochemical methane potencial*), cujo objetivo é avaliar o potencial de geração de biogás a partir de uma fração de resíduo em pequena escala (FILHO, 2018). Esse teste também permite investigar as condições operacionais do processo e o comportamento da degradação do substrato (AL SEADI, 2008).

Outro ponto importante dessa metodologia, é sua capacidade de avaliar os efeitos sinérgicos de múltiplos substratos submetidos a codigestão (ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, 2012).

Para essa sessão do experimento, foram adotadas as recomendações de Angelidaki *et al.* (2009) para as análises em questão (RA+LTS, RA+UH e RA+UR). Cada combinação foi executada em quintuplicata, totalizando 15 recipientes.

Os frascos de vidro possuíam um volume útil de 350 ml e headspace de 150 ml. Todos foram acondicionados e monitorados pelo equipamento AMPTS II (*Automatic Methane Potential Test System*), da marca sueca Bioprocess Control (Figura 27).

Figura 27- Equipamento utilizado para análise do potencial de produção de metano - AMPTS II da Bioprocess Control.



Fonte: Manual Bioprocess (BIOPROCESS, 2016).

Para a conversão do ambiente para anaeróbico, realizou-se a purga dos frascos com a injeção de N₂, à uma pressão de 5 psi, durante 2 minutos.

A temperatura foi mantida na faixa mesofílica ($35 \pm 1^\circ\text{C}$) através de banho termostático. O material do frasco era constantemente agitado por uma haste com rotação de 120 RPM em sentido horário e anti-horário.

O biogás gerado era lavado em solução alcalina, permitindo que o biometano fosse contabilizado isoladamente pelo dispositivo volumétrico do equipamento. Os inóculos foram submetidos previamente ao processo de “desgaseificação”, o qual consiste no esgotamento dos resíduos orgânicos biodegradáveis presente no material até que seja finalizada a produção significativa de metano (ANGELIDAKI *et al.*, 2009).

5.2.2.3 Montagem do experimento

Para a montagem do experimento, foram realizadas caracterizações prévias de cada um dos resíduos envolvidos no processo.

Munido desses resultados e dos demais valores já fixados, seguiram-se os cálculos de montagem dos reatores, conforme sequência:

- Medição das densidades e conversão dos valores dos resíduos (L para Kg).
- Medições das concentrações de Sólidos Totais (ST) e das porcentagens correspondentes ao Nitrogênio Total (NTK).
- Medições das concentrações de Sólidos Voláteis (SV) e suas transformações para Carbono Orgânico Total (COT).
- Balanço de massa entre os substratos para que as misturas alcançassem uma relação C/N igual a 17, levando em consideração: o volume útil disponível e a aproximação dos valores de carga orgânica volumétrica (COV).
- Em complemento aos cálculos acima, os ajustes de S:I também foram ponderados para o valor de 1 gSV / 1 gSV.

Ressalta-se que o C/N 17 foi determinado a partir de ensaios prévios e por apresentar condições mais favoráveis para a manutenção do pH próximo do neutro (MATHERI *et al.*, 2018a).

5.2.3 Testes da Inibição por Amônia

Uma vez identificadas possíveis fontes de suplementação da DA de RA, prosseguiu a investigação dos efeitos das dosagens da suplementação de nitrogênio (a partir da UH), de modo a identificar os limiares dos efeitos inibitórios e das contribuições ideais.

Para tanto, realizou-se novo teste de bancada apenas com a mistura de RA+UH, seguindo a mesma metodologia do item 5.2.2.2, porém variando a relação C:N entre 17, 23, 29 e 35 – esse intervalo corresponde a faixa ideal encontrada nas literaturas (YAN *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2014; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Na Tabela 7 é apresentado um resumo das configurações adotadas para o teste.

Tabela 7 – Resumo das configurações físicas e operacionais do teste da inibição por amônia.

Configurações Físicas				Configurações Operação			
Escala	Volume	Material	Mistura	C:N	S:I	Temp.	pH
Bancada	500 ml	Vidro	Agitador	17 a 35	1gSV/1gSV	35° C	Neutro

5.2.4 Métodos Analíticos

5.2.4.1 Físico-Químicos

Sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), Nitrogênio Total Kjeldahl (TKN), Demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P) e pH foram medido de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), os métodos utilizados seguem descritos na tabela abaixo (Tabela 8).

Tabela 8 – Métodos adotados para as análises físico-químicas.

Variável	Método
Sólidos Totais (ST)	Gravimétrico 2540B; 2540E
Sólidos Voláteis Totais (SV)	Gravimétrico 2540B; 2540E
Sólidos Voláteis Totais (SV)	Gravimétrico 2540B; 2540E
Demanda Química de Oxigênio Total (DQO Total)	Colorimétrico 5220D
Determinação de pH	Eletrométrico 4500- H B+
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	Titulometria 4500-Norg B
Fósforo Total (Ptot)	Colorimétrico 4500-P; E

O carbono orgânico total (COT) foi estimado a partir dos sólidos voláteis (SV), conforme metodologia de adotada por diversos autores (SILVA, 2009; CASTILHOS JUNIOR, 2003; JIMÉNEZ, E.I., GARCÍA 1992).

Destaca-se que todas as análises foram realizadas em triplicata e serão consideradas suas médias para as devidas discussões e conclusões.

5.2.4.2 Microbiológicos

Além do biogás, a outra grande vantagem da DA é geração de um material digerido com grande potencial de biofertilizante. Porém, para tal aplicação, não basta ser rico em nutrientes. Níveis de qualidade microbiológica também precisam ser atendidos (AL SEADI *et al.*, 2013).

Por isso, análises microbiológicas de Coliformes Totais, *Escherichia coli* (*E.coli*) e ovos de helmintos foram realizadas, para as devidas considerações quanto ao risco patogênico.

Para a análise de helmintos, foi utilizada a metodologia de sedimentação espontânea (HOFFMAN, W. A.; PONS, J. A.; JANER, 1934) onde o material, previamente tratado, foi observado em microscópio óptico NIKON ECLIPSE E10000 e NIKON ECLIPSE MA200. Para a análise de Coliformes Totais e *E.coli*, foi utilizado o método de substrato cromogênico Colilert®.

Como não há legislação que regulamente os padrões de qualidade do material gerado no processo de DA pesquisado, adotou-se os limites de referência da CONAMA 375/2016 que:

“... estabelece critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo de esgoto gerado em estação de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente. ”
(CONAMA, 2016)

Por fim, considerando o grau de representatividade dos materiais analisados, os testes microbiológicos supracitados foram realizados para os materiais digeridos nos reatores de escala piloto.

5.2.5 Análises Estatísticas

Os dados são expressos como a média \pm o desvio padrão das medições.

Antes das análises, os dados foram testados quanto a normalidade usando o teste de Shapiro Will que mostrou que os mesmos não são normalmente distribuídos ($P < 0,05$). Tal comportamento é esperado por se trata de condições ambientais (OLIVEIRA, 2006).

Portanto, para analisar se a produção de biogás variou entre os reatores com diferentes fontes de nitrogênio, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal Wallis. Um nível de significância de $P < 0,05$ foi assumido.

As análises foram executadas no software R, versão 3.4.1 (R Team, 2017). Os gráficos foram confeccionados pelo STATISTICA 7.0 para Windows e também no software Excel.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Caracterização dos Substratos

Os RA eram constituídos predominantemente de legumes, verduras e frutas, com pH em torno de 4,69. Estes possuíam elevadas concentrações de carbono e limitada presença de nitrogênio (Tabela 9). O teor de ST foi de 8%, e, desses, 70% era SV.

Os valores de pH do LTS, da UH e da UR foram de 7,11, 9,36 e 9,17, respectivamente, o que colaborou para o equilíbrio do pH na mistura, uma vez que apresentaram valores relativamente maiores do que os RA. Outro benefício desses resíduos foi a elevada presença de nitrogênio, confirmando sua potencialidade de equilibrar a relação C/N.

Características semelhantes foram encontradas para os mesmos resíduos trabalhados por outros autores (METCALF E EDDY, 2003; ZHANG *et al.*, 2007; ZANCHETA, 2007). Na Tabela 9, são relatados maiores detalhes dos mesmos.

Tabela 9 - Caracterização dos substratos utilizados no teste de digestão anaeróbia.

		RA	LTS	UH	RU
ST	(g/l)	77,76 ± 3	103,32 ± 1,6	11,71 ± 0,2	44,66 ± 0,8
SV	(g/l)	67,39 ± 2,9	73,8 ± 1,3	3 ± 0,2	44,39 ± 0,8
SV/ST	(-)	0,86 ± 0	0,71 ± 0	0,25 ± 0	0,99 ± 0
COT	(g/l)	37,43 ± 1,6	41 ± 0,7	1,66 ± 0,1	24,66 ± 0,4
NTK	(mg/l)	337,87 ± 49	4888,8 ± 58	3928,67 ± 32	11965,33 ± 52
P	(mg/l)	0,00	87,74 ± 0,1	186,91 ± 0,2	0,38 ± 0
Ph	(-)	4,61	7,11	9,36	9,17
C	(% of TS)	48,14	39,68	14,26	55,22
N	(% of TS)	0,40	4,70	33,50	26,78
C/N	(% TS/% TS)	120,35	8,44	0,42	2,06
DQO	(g/l)		32,97 ± 0,4	5,07 ± 0,3	0,12 ± 0

O resultado é mostrado como média ± desvio (n = 3).

5.3.2 Composição das misturas nos reatores

Mesmo com o C:N e S:I fixados, algumas características das misturas se distinguiram, como, ST e SV (Tabela 10), haja vista as diferentes composições e aportes de cargas dos resíduos codigeridos.

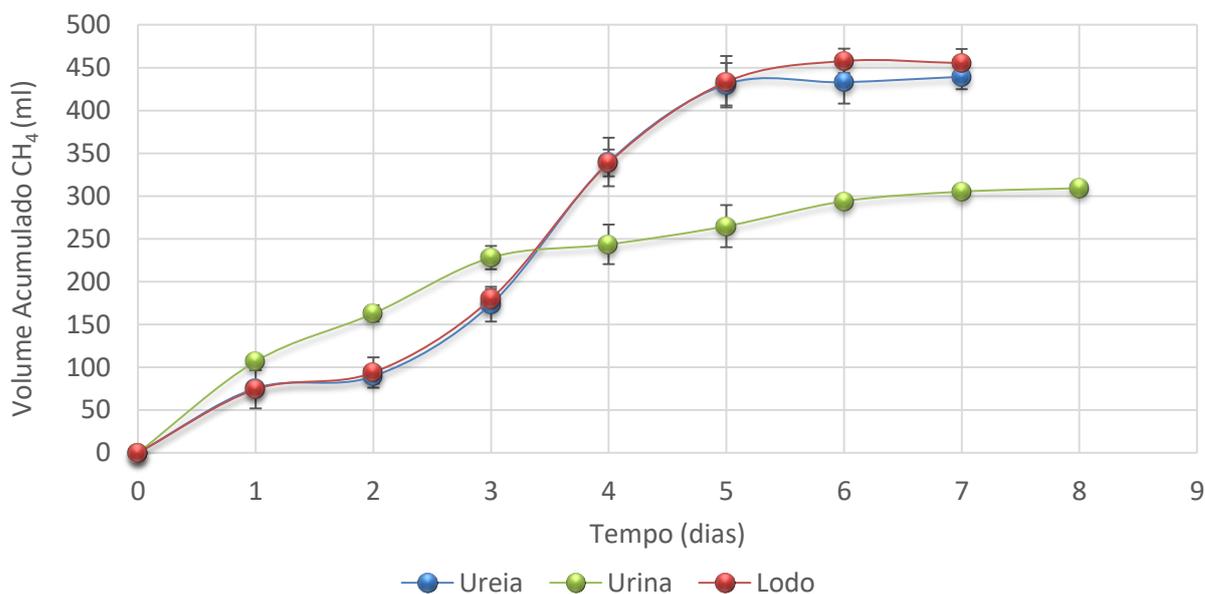
Tabela 10 – Composição dos reatores a partir das diferentes fontes de nitrogênio e demais resultados da caracterização das misturas.

FONTE DE N			RA	LODO	MISTURA	
Tipo	COV (gSV/l)	%	%	%	COV (gSV/l)	ST (%)
LTS	67,39	44,09	55,9	0	37,55	9
UH	45,66	22,5	44,16	33,33	30,33	6
UR	63,80	9,61	51,92	38,46	39,11	7

5.3.3 Desempenho do Teste de Bancada

A evolução do processo de acumulação de metano para as três misturas segue representada no gráfico abaixo (Figura 28). A finalização do processo, é identificada através da estabilização da curva em assíntota horizontal (ESPOSITO *et al.*, 2012).

Figura 28 – Comparação dos volumes acumulados para as três misturas testadas.

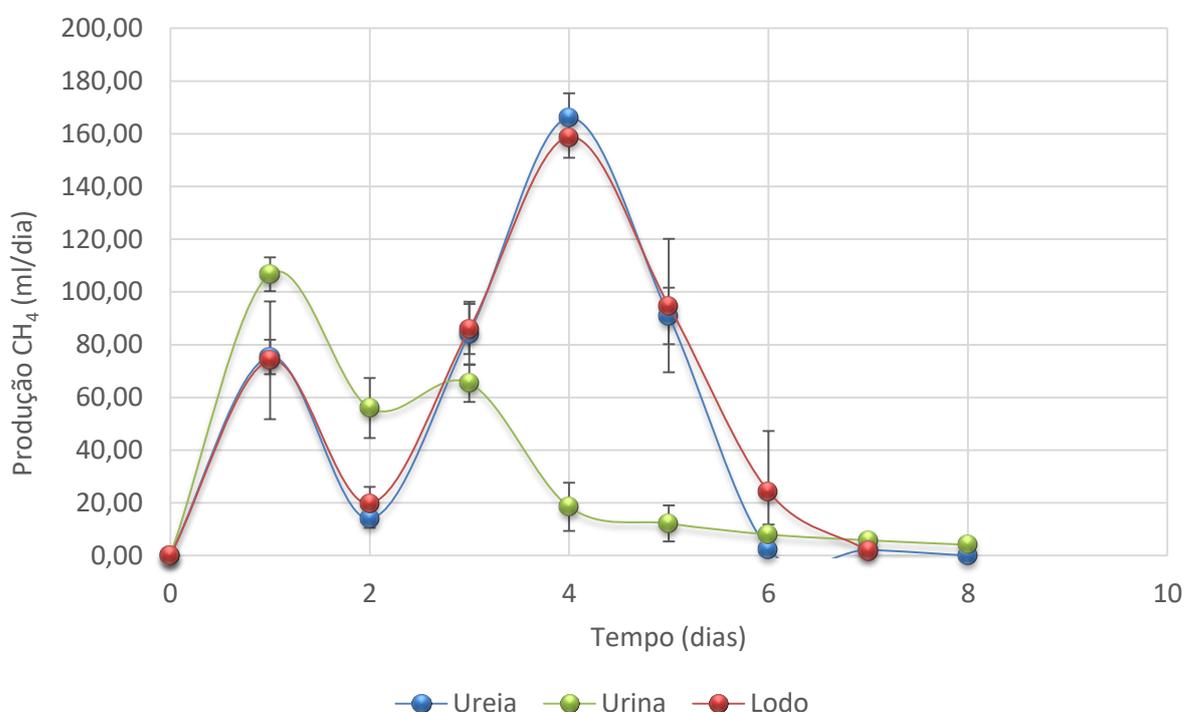


Portanto, observa-se que, no período inicial do experimento, a mistura com urina humana obteve maior biodegradabilidade e, possivelmente, uma melhor aclimação do inóculo quando comparado as demais misturas. Sabe-se que a produção de biogás nos primeiros dias representa a etapa de hidrólise ou desintegração, onde a distância do eixo Y é inversamente proporcional à biodegradabilidade da amostra (ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, 2012).

Essa diferença pode ser justificada pela presença da enzima uréase na urina, a qual catalisa a conversão de ureia à amônia, tornando o nitrogênio mais assimilável as bactérias (ALMEIDA *et al.*, 2008). Para os demais substratos (LTS e UR), as bactérias teriam um consumo inicial mais controlado devido a necessidade de realizar a hidrólise da ureia para acessar a amônia.

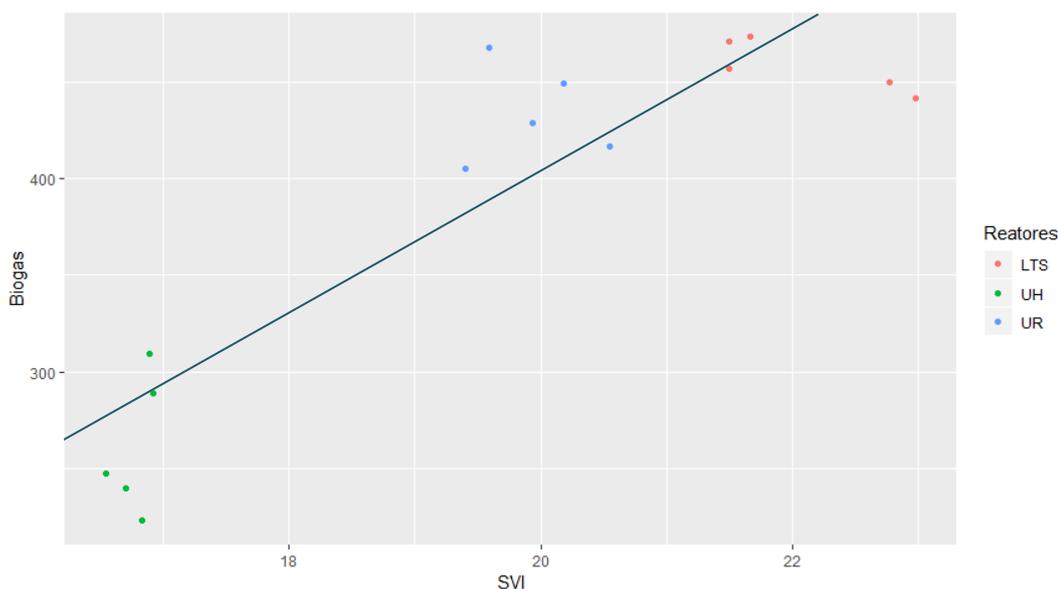
Essa adaptação inicial também pode ser vista no gráfico abaixo (Figura 29). Percebe-se que o pico de produção da urina acontece logo no primeiro dia, enquanto o LTS e a UR alcançaram seus auge no 4º dia.

Figura 29 - Comparação da produção de metano para as três misturas testadas.



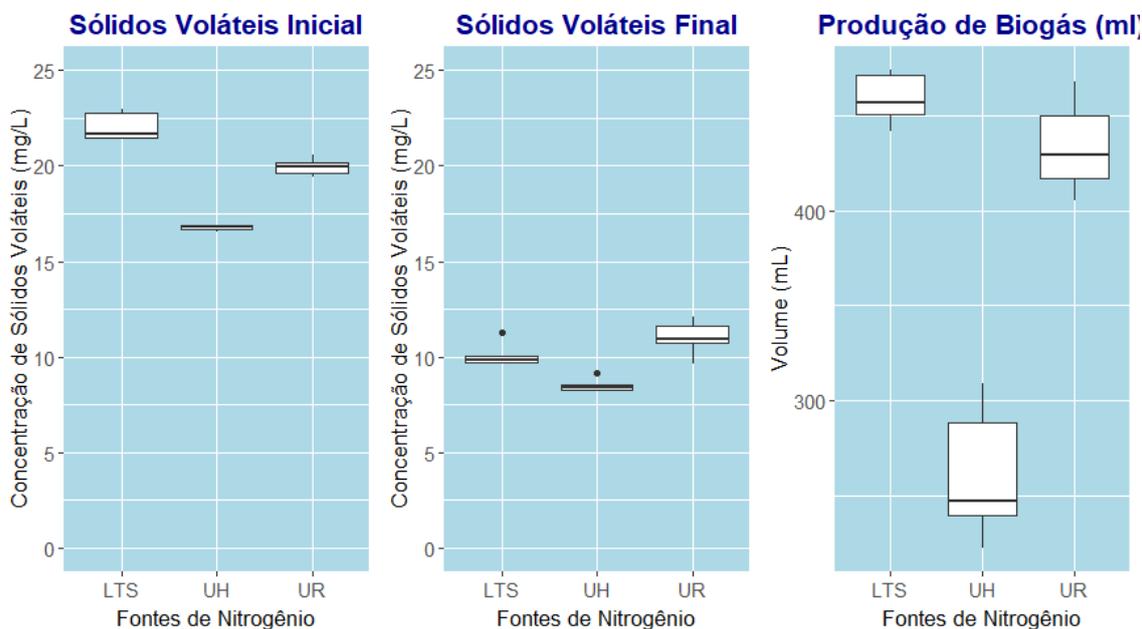
Apesar da aparente adaptação das bactérias à mistura de UH, a produção acumulada de metano (ml) pela mistura de LTS ($458,8 \pm 13,63$) e UR ($433,8 \pm 36$) superou a de UH ($261,5 \pm 36$). As diferenças encontradas podem ser justificadas pelas variações das COV aplicadas (Tabela 10), uma vez que estão diretamente relacionados com a produção de biogás (MATHERI *et al.*, 2018a). Isso é, as COV's são influenciadas pela quantidade de SV que, por sua vez, são positivamente correlacionadas com as produções de biogás ($p < 0,05$) (Figura 30).

Figura 30 – Avaliação da relação entre a concentração de sólidos voláteis inicial (SVI) e a produção de biogás.



Na comparação apresentada nos gráficos abaixo (Figura 31), foi possível identificar comportamentos semelhantes para as diferentes misturas com relação aos resultados de $SV_{inicial}$, SV_{final} e produção de biogás.

Figura 31 – Comparação dos sólidos voláteis inicial e final (SVI e SVF), e produção de biogás entre as misturas dos resíduos alimentares com lodo de tanque séptico (LTS), urina humana (UH) e ureia (UR). Linha horizontal = média; caixa branca = 25%-75%; barras = Min-Max.

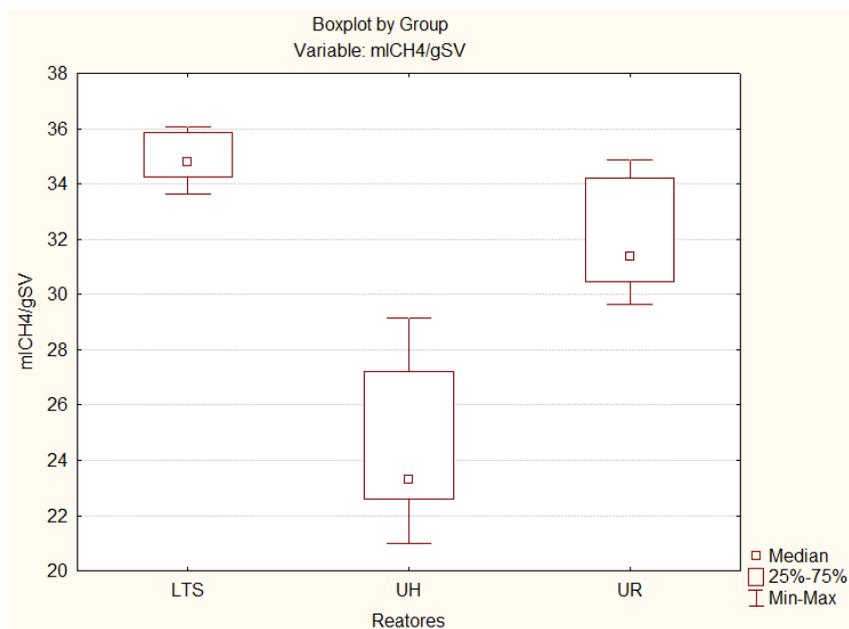


O padrão de produção do biogás foi similar ao de SVI, com valores maiores na mistura com LTS e menor na mistura com UH. No gráfico de SVF, nota-se que o LTS alcançou maiores escalas de redução de SV.

Apesar dos gráficos trazerem confluências, os dados da geração de biogás da urina humana diferiram do padrão, pois alcançaram uma geração abaixo do esperado e apresentado pelas indicações gráficas.

Quando calculado a geração de ml de CH_4 por gSV, temos uma média final de 34,92 ml CH_4 /gSV para LTS, 24,65 ml CH_4 /gSV para UH e 31,7 ml CH_4 /gSV para UR (Figura 32).

Figura 32 – Comparação da produção de ml CH₄/gSV entre as três misturas testadas.



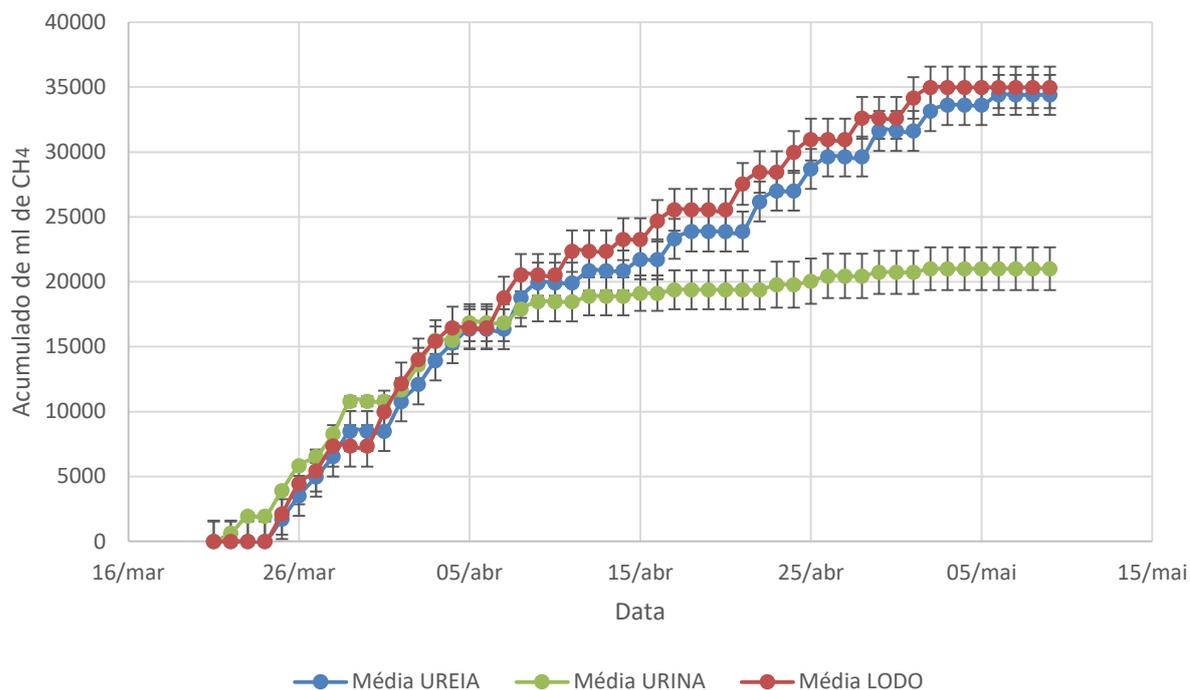
A produção de CH₄/gSV variou entre as misturas com diferentes fontes de nitrogênio (Kruskal Wallis: $H(2, N=15) = 10,82$; $p=0,0045$). Porém, quando verificada a variância entre os grupos, observou-se diferença apenas entre os valores da UH com LTS.

Neste contexto, interessante observar que o maior desvio padrão foi exatamente o da mistura com UH, o que pode indicar condições menos estáveis durante o processo de DA. Tal instabilidade da urina pode ser explicada pela intoxicação do meio pelo excesso de amônia na mistura.

5.3.4 Desempenho do Teste Piloto

Semelhante aos resultados obtidos nos testes de bancada, o teste piloto seguiu com destaque para a mistura com LTS, com uma produção média de 34.990,00mL de biogás, seguido da mistura com UR e UH, com 34.410,00mL e 21.010,00mL de biogás, respectivamente (Figura 33).

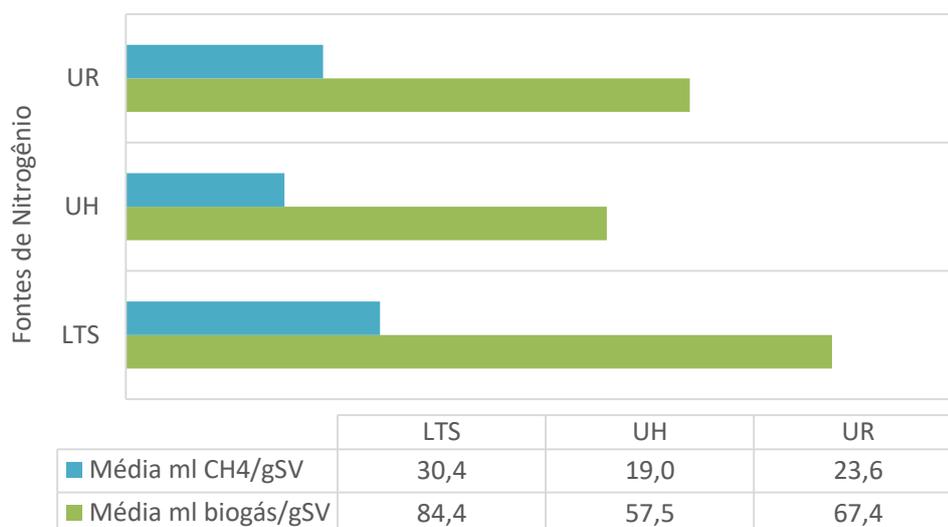
Figura 33—Representação gráfica do volume acumulado de biogás para as diferentes misturas.



Quando calculado a produção de biogás pela quantidade de SV presentes nas misturas, encontramos os seguintes resultados de LTS, UR e UH: 84,4, 67,4 e 57,5 ml de biogás/ gSV, respectivamente.

Na composição do biogás gerado, foram encontradas altas concentrações de CO₂ e NH₃ e baixas concentrações de CH₄. Adotando as porcentagens da composição levantadas, os valores médios de geração de metano foram calculados e apresentados na Figura 34.

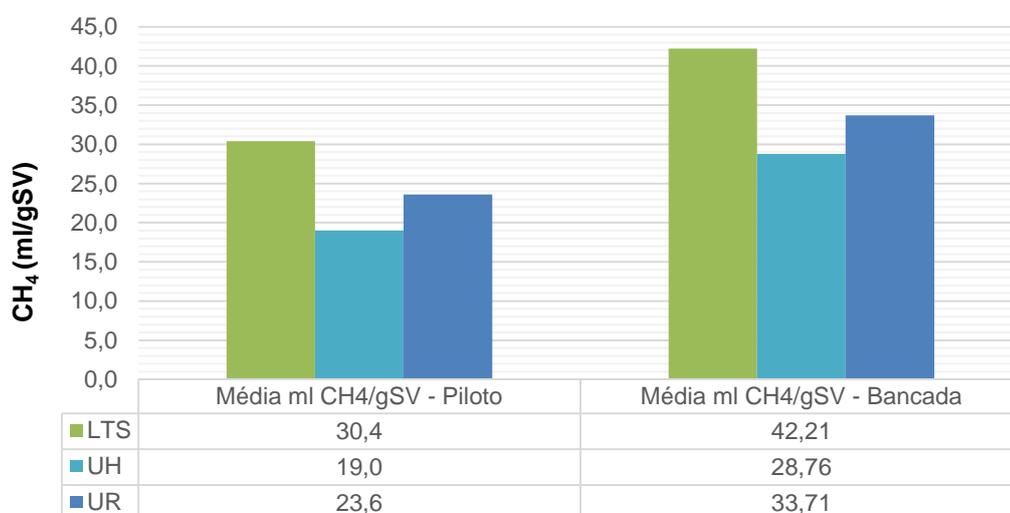
Figura 34 – Produção média de biogás gerado e suas parcelas correspondentes ao metano.



Quando testado a variância entre produção de CH₄/gSV do teste piloto, observou-se uma igualdade entre as misturas com diferentes fontes de nitrogênio (Kruskal Wallis: $H(2, N=6) = 4,57; p=0,10$).

Comparando as médias do teste piloto com as do teste em escala de bancada, notamos um comportamento semelhante, porém, com gerações em proporções menores (Figura 35).

Figura 35 – Apresentação comparativa dos resultados dos testes piloto e bancada.



Essa diferença se deve, provavelmente, ao fato de que maiores escalas estão expostas a um grau maior de diversidade e possuem menos controles, como foi o

caso do parâmetro temperatura, que se manteve regulada durante todo o experimento. Além disso, as quantidades de resíduos coletados e destinadas para o experimento de bancada foram mantidas em ambiente resfriado até o dia da montagem do teste. Em contrapartida, o quantitativo destinado para o teste piloto foi armazenado em temperatura ambiente até o início do experimento (aproximadamente 3 dias), o que deve ter favorecido o início da decomposição de parte do material.

5.3.4.1 Análise Microbiológica

Conforme se observa na Tabela 11, foi encontrado o valor $>2,4 \times 10^3$ NMP/100mL para coliformes fecais. Entretanto, entre esse grupo, a quantidade encontrada de bactéria *Escherichia Coli* (*E. Coli*) atendeu as exigências da CONAMA 375/06 quanto ao limite da Classe B. Com relação ao atendimento do enquadramento da Classe A, apenas a mistura RA+LTS que apresentou resultado acima do limite. Com relação aos ovos de helmintos, não foram detectadas tais contaminações nas amostras.

Tabela 11 – Dados microbiológico do material digerido comparados com os limites da CONAMA 375/06.

Parâmetros	RA + LTS	RA + UH	RA + UR	CONAMA 375/06 (Classe B)	CONAMA 375/06 (Classe A)
Coliformes Totais	$>2,4 \times 10^3$	$>2,4 \times 10^3$	$>2,4 \times 10^3$	-	-
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	$1,3 \times 10^3$	$6,2 \times 10^2$	1×10^2	$<10^6$	$<10^3$
Ovos Helmintos (ovo/g de ST)	ND	ND	ND	<10	$<0,25$

ND = não detectado.

Portanto, conclui-se que os índices de contaminação encontrados no lodo digerido se apresentam abaixo dos limites máximos da resolução CONAMA 375/06 para uso agrícola de lodo de esgoto, apresentando baixo risco de contaminação ambiental e sanitária à população e aos animais. Com exceção da aplicação da mistura RA+LTS como Classe A.

Destaca-se que, durante a análise pelo microscópio óptico, foi possível identificar grande quantidade de partículas semelhantes a materiais lignocelulosicos (Figura 36 a 38), os quais, geralmente, encontram dificuldades de serem degradados.

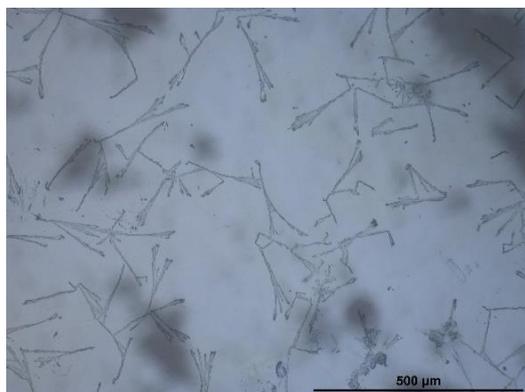


Figura 36 – Microscopia óptica da mistura RA+LTS.



Figura 37 - Microscopia óptica da mistura RA+UH.

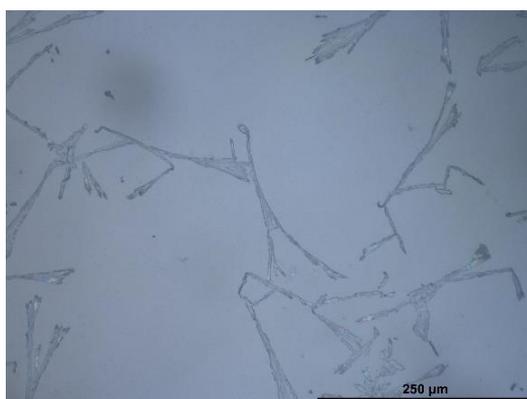


Figura 38 - Microscopia óptica da mistura RA+UR.

A difícil degradabilidade destes compostos lignocelulosicos está relacionada, principalmente, a complexidade da composição química e as interações entre a celulose, a hemicelulose e a lignina (ROSETO-HENAO *et al.*, 2019; MATSAKAS *et al.*, 2017; KOMILIS *et al.*, 2017b).

Por vezes, para auxiliar nos processos com predominância desses materiais, são necessários pré tratamentos, tais como os termoquímicos e os de sacarificação enzimática (MATSAKAS *et al.*, 2017 ; MOSIER, 2005).

5.3.5 Variação da dosagem de urina humana

As diferentes dosagens de UH variaram conforme as relações C:N pré estabelecidas, as quais permitiram avaliar a possibilidade da toxicidade provocada pela amônia na digestão anaeróbia dos RA. Os detalhes do experimento seguem na Tabela 12.

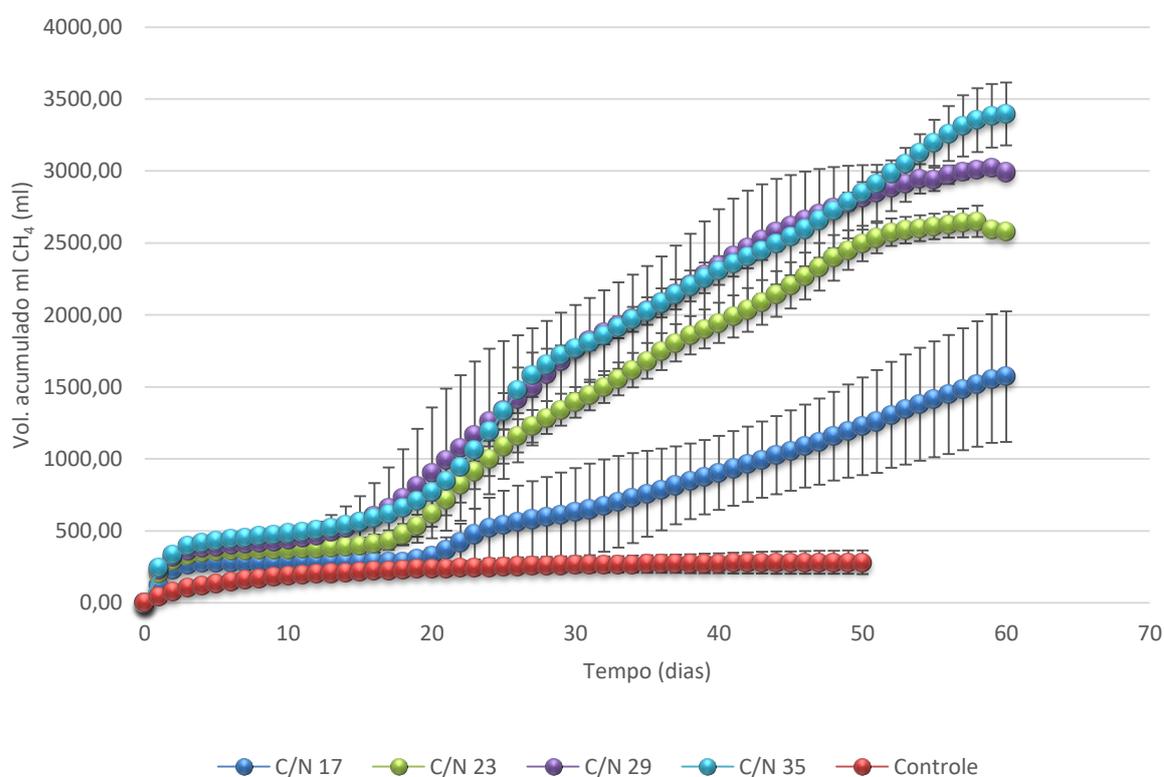
Tabela 12 – Dados da montagem do experimento de RA+UH variando a relação C:N.

Reatores	C:N	Substrato			Inóculo	Mistura
		Resíduos Aliment. (%)	Urina H. (%)	S (gSV/l)	Lodo (%)	COV (gSV/l)
1-3	17	25,37	28,36	33,61	46,26	22,5
4-6	23	28,91	19,73	41,36	51,35	27,23
7-9	29	30,5	14,5	46,84	55	31,14
10-12	35	32,14	10,71	51,6	57,14	34,16
13-15	Branco	0	0	0	100	32,48

Como a UH apresenta uma concentração menor de SV do que os RA, as relações de C:N mais baixas (17 e 23), com dosagens maiores de UH, acabam apresentando COV's menores. No sentido contrário, aquelas relações de C:N mais altas (29 e 35), com predominância de RA, apresentaram COV's maiores.

Os resultados da variação temporal do acúmulo de biometano (ml) para as diferentes misturas são apresentados na Figura 39.

Figura 39 - Comparação da produção acumulada de metano para as diferentes relações de C:N.

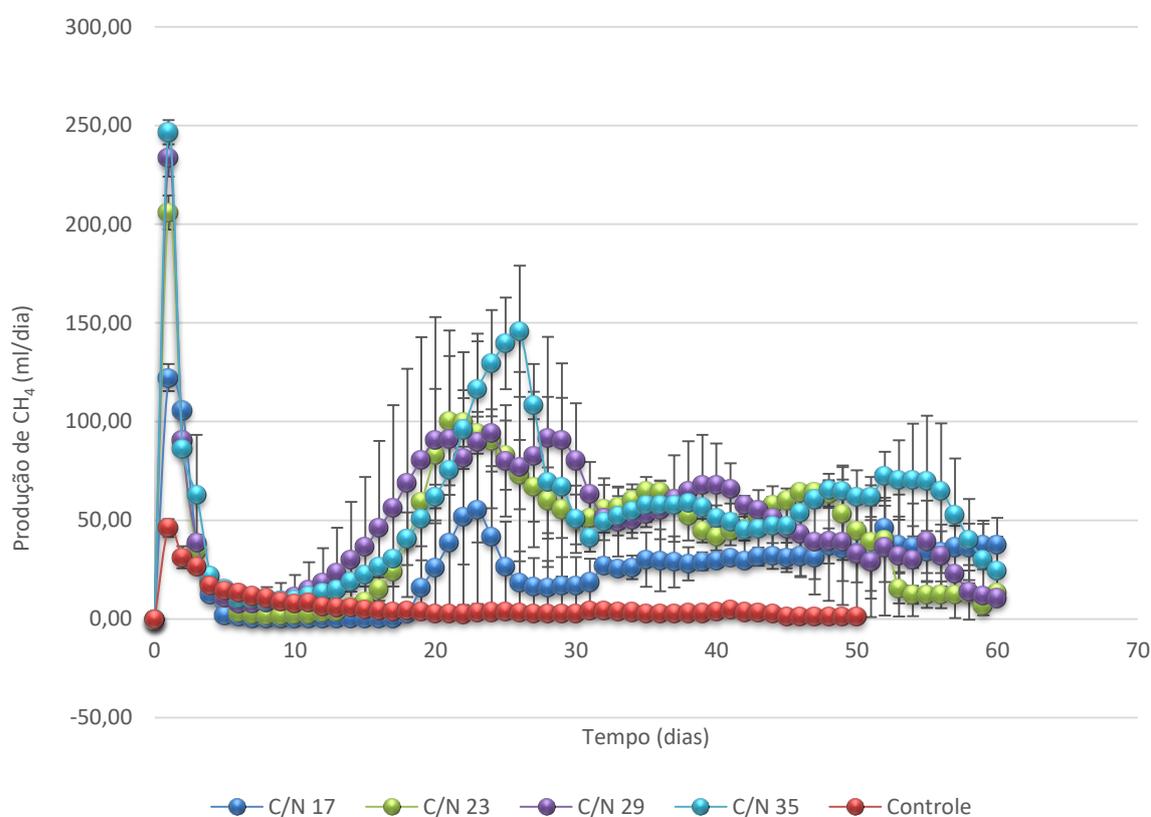


Verifica-se a imediata produção de biometano logo no primeiro dia (para todas relações) que, em seguida, assume um comportamento de estabilização até meados do 11º dia. Logo após, é retomada a produção de biometano, alcançando um acumulado médio entre 1572,13 ml (C:N 17) a 3396,8 ml (C:N 35).

Essa alavancada observada no meio do processo sugere duas hipóteses. A primeira é a existência de duas composições do substrato, uma muito biodisponível e outra menos biodegradável. Nesse caso, a parcela biodisponível foi consumida rapidamente, constituindo o mais alto e mais uniforme pico de geração de biometano (Figura 40). A segunda parcela, exigiria um tempo maior para sua hidrólise e, conseqüentemente, para sua disponibilização, caracterizando o segundo pico de geração (mais tardio, mais extenso e menos uniforme). Essa última, possivelmente seria composta por substâncias lignocelulosicas, caracterizadas pela resistência à degradação (ROSETO-HENAO *et al.*, 2019; MATSAKAS *et al.*, 2017; KOMILIS *et al.*, 2017b).

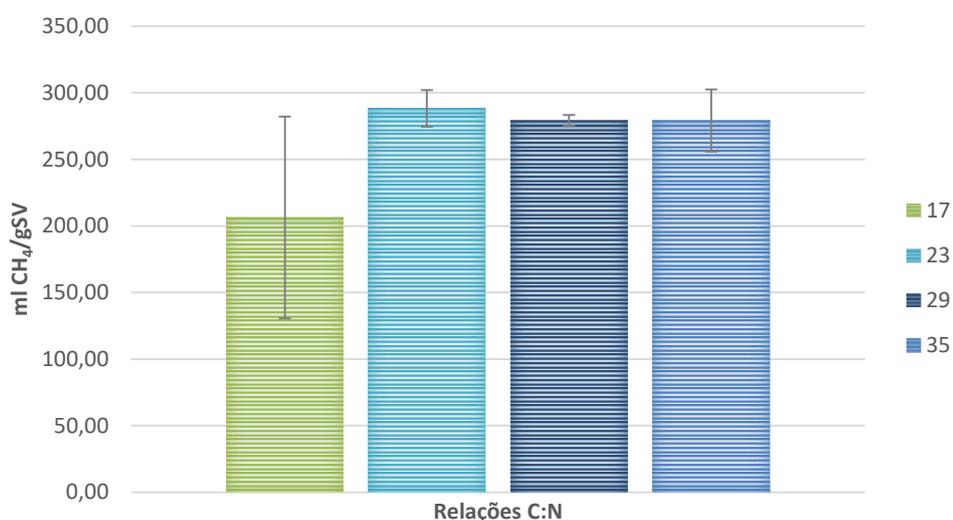
A outra hipótese sugere que o período de estabilização dos reatores corresponde ao processo de adaptação e de incorporação da biomassa das archeas metanogênicas (produtoras de biometano). Isso porque à medida que o processo avança, há a produção de ácidos graxos voláteis (AGV) e a consequente queda do pH, e como as archeas metanogênicas (consumidoras dos AGV) possuem reações mais lentas e restrições às condições ácidas, essa fase torna-se limitante na produção do biometano (ZIAUDDIN; P, 2015).

Figura 40 - Comparação da produção de biometano por dia (ml/dia) para as diferentes relações de C:N.



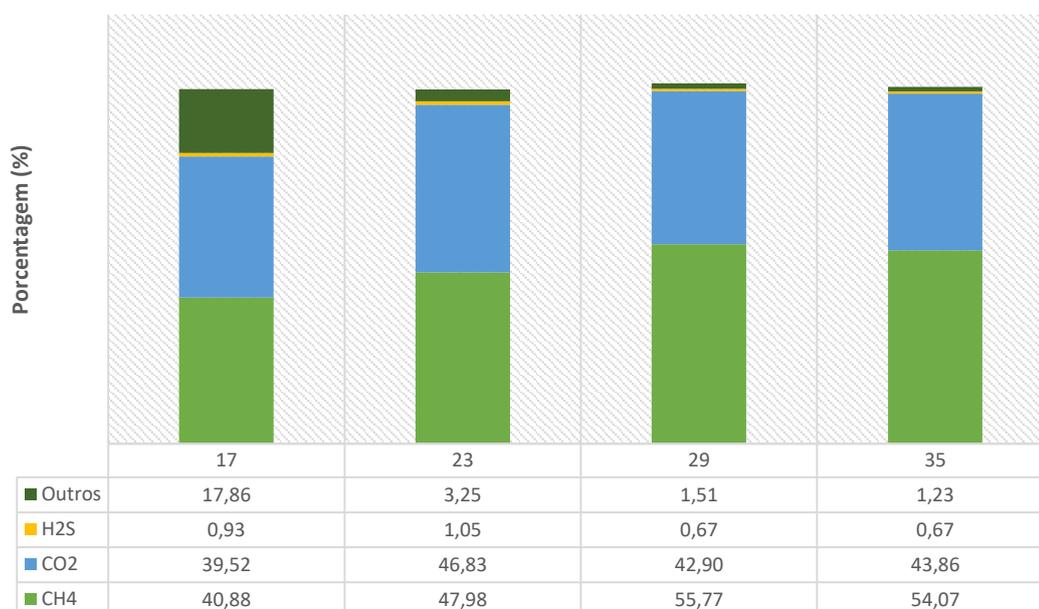
Quando avaliado a produção de ml CH₄/gSV, o melhor desempenho foi alcançado pela relação C:N 23 (288,18 ml CH₄/ gSV) e o pior pela C:N 17 (206,33 ml CH₄/ gSV) (Figura 41). Além do desempenho notoriamente menor, os resultados das réplicas da relação C:N 17 apresentaram um desvio padrão elevado, o que pode indicar uma instabilidade maior do meio em relação as demais misturas.

Figura 41 – Comparação da produção média em ml de CH₄/gSV para as diferentes relações C:N, mais os desvios padrão.



Em complemento, foi realizada a análise da composição do biogás, a qual segue apresentada abaixo (Figura 42).

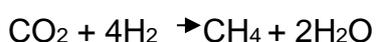
Figura 42– Análise da composição do biogás gerado pela mistura de RA+UH com diferentes relações de C:N.



Percebe-se um teor maior de “outros” na relação C:N 17, o que pode ser justificado pelo excesso de NH₃ e sua possível volatilização.

Corroborando a possibilidade acima, Zhang *et al.*,(2014) descrevem que essa dissipação do nitrogênio amoniacal é vista como uma rota possível quando não assimilada de forma adequada.

Ainda sobre os resultados da composição do biogás, relações mais altas de C:N obtiveram teores maiores CH₄ e recuo maior do teor de CO₂. Isso pode estar relacionado a questão do CO₂ atuar comoceptor dos átomos de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos, reduzindo-se a metano (CHERNICHARO 2007), conforme mecanismo abaixo:



Sendo assim, em meios onde há excesso de NH₃, há possíveis intoxicações das archeas, que acabam convertendo menos CO₂ e produzindo biogás com altos teores de compostos intermediários (como CO₂ e NH₃) e menores teores de CH₄.

Essa intoxicação pela amônia é explicada pela sua capacidade de interferir nas relações de equilíbrio de potássio e de prótons dentro das células microbianas, e por consequentes produções de biometano (MCCARTY, 1964).

Importante destacar que as relações 23, 29 e 35 demonstram não ter sofrido intoxicação e por isso performaram positivamente, reforçando o potencial da codigestão (quando ajustada as dosagens) na geração de biometano quando comparada com a monodigestão (Tabela 13).

Tabela 13 – Comparação da produção de biometano da codigestão (C:N 23) do presente estudo com os resultados da monodigestão de outros estudos.

Resíduos	MI CH ₄ /g SV	Referência
RA+UH	288,18	Presente pesquisa
FORD	93	Yang <i>et al.</i> (2015)
FORD	101,9*	Elsamadony; Tawfik (2015)
RA	180*	Arelli <i>et al.</i> , (2018)
EP	158,3	Xie <i>et al.</i> , (2017)

FRORD = fração orgânica de resíduos domésticos; EP = esterco de porco.

* resultados de ml CH₄/g SV reduzido.

5.4 CONCLUSÃO

Além do aporte de nitrogênio, o LTS a UH e a UR proporcionaram condições interessantes para o processo de digestão de resíduos alimentares, entre eles o aumento do pH, da umidade e o acréscimo de outros nutrientes importantes. Porém, deve-se ponderar as dosagens para o alcance relações ideais de C:N, uma vez que o excesso de nitrogênio causa intoxicação das archeas e a geração de um biogás com baixo teor de CH₄ e alto teor de CO₂. No caso da codigestão de RA+UH, a relação C:N 23 resultou no melhor desempenho. Sugere-se que esse acréscimo da relação C:N (testada na mistura com UH) deva exercer influência semelhante (positiva) nas misturas com LTS e UR. Destaca-se ainda, a ausência de patogenicidade do material digerido, uma vez que não foram detectados ovos de helmintos e nem presença significativas de *E.coli*, reforçando sua potencialidade como biofertilizante.

6. CAPÍTULO 3 – PROPOSTA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS COM SUPLEMENTAÇÃO DE URINA HUMANA PARA PEQUENOS MUNICÍPIOS

RESUMO

Pequenas cidades enfrentam problemas constantes com o gerenciamento de seus resíduos e consequentes impactos ambientais. Para solucionar esse entrave, a presente pesquisa propõe a implementação de um biodigestor do modelo indiano. O intuito é realizar o aproveitamento dos resíduos para geração de biofertilizantes e biometano. Para uma composição ideal do substrato e desempenho adequado do sistema, o projeto sugere a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos juntamente com urina humana. Essa mistura, além de alcançar relações ideais de C:N, contribui para a manutenção do pH e da umidade. O sistema proposto sugere a construção de um biodigestor com volume de 133 m³ para tratamento de aproximadamente 4 m³.d⁻¹ de resíduos e com capacidade de produzir 39.572,53 kwh/ano. De acordo com a avaliação econômica realizada, o projeto demonstrou ser viável, com VPL>1 e tempo de retorno de seis anos e onze meses.

Palavras-chave: biodigestor; codigestão; resíduos orgânicos; urina humana; bioenergia; viabilidade econômica.

ABSTRACT

Small cities face constant problems with their waste management and consequent environmental impacts. To solve this obstacle, this research proposes the implementation of a biodigester of the Indian model. The purpose is to make use of the waste to generate biofertilizers and biomethane. For optimal substrate composition and proper system performance, the project suggests anaerobic digestion of organic waste along with human urine. This mixture, in addition to achieving optimal C: N ratios, contributes to maintaining pH and humidity. The proposed system suggests the construction of a 133 m³ volume biodigester for treatment of approximately 4 m³.d⁻¹ waste and with a capacity to produce 39,572.53 kwh / year. According to the economic evaluation performed, the project proved to be viable, with NPV > 1 and payback time of six years and eleven months.

Keywords: biodigester; codigestion; organic waste; human urine; bioenergy; economic viability.

6.1 INTRODUÇÃO

Enquanto métodos tradicionais de tratamento de resíduos orgânicos (RO), como o aterro sanitário, estão associados a elevados custos econômicos e ambientais (BRASIL, 2012) a digestão anaeróbia (DA) vem emergindo como uma alternativa de aproveitamento e valorização dos mesmos.

Os benefícios da DA estão relacionados a redução dos impactos ambientais e a sua capacidade de extração de produtos relevantes, como o biofertilizante e o biometano. Além disso, a tecnologia possibilita a cooperação de setores variados, como o agronegócio, empresas do ramo alimentício, do campo energético e do ramo do saneamento.

Esse potencial de interação da DA, encontra-se em consonância com o conceito NEXUS. Este último aborda a interdependência entre água, energia e alimento. O fortalecimento dessas conexões colabora para um desenvolvimento sustentável e se impõe como fundamental para as próximas décadas (VILLARROEL WALKER et al., 2014).

A DA permite a produção descentralizada de eletricidade originada do biogás, trazendo mais segurança energética e menos dependência das redes de distribuição e dos combustíveis fósseis, além de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (KAMBOJ, 2018).

Dentre as configurações possíveis da DA, destaca-se a codigestão de resíduos com relações equilibradas de carbono/nitrogênio (MATHERI *et al.*, (2017). De modo que, a digestão anaeróbia de resíduos com composição rica em carbono é favorecida quando adicionado resíduos ricos de nitrogênio.

Com o objetivo de dimensionar um sistema de tratamento de resíduos orgânicos que englobasse essas adequações, o presente trabalho propôs um biodigestor para a codigestão de resíduos orgânicos com urina humana para atender uma cidade de pequeno porte. Em complemento, realizou-se o estudo de viabilidade econômica de implementação do projeto.

6.2 METODOLOGIA

6.2.1 Local de Instalação

O presente estudo buscou propor alternativas para aquelas cidades menores (até 5.000,00 habitantes), uma vez que representam mais de 24% do total de municípios no Brasil. Além disso, são as pequenas cidades as mais carentes de infraestruturas para a destinação dos resíduos sólidos, visto que 98% dos lixões existentes no país concentram-se em cidades de pequeno porte (BRASIL 2012).

6.2.2 Projeto proposto

O objetivo do projeto é gerenciar os resíduos orgânicos de forma centralizada para aproveitamento e a valorização dos mesmos. O primeiro passo deve ser a constituição da coleta seletiva para a cidade em questão, conforme exigido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/02 de agosto de 2010.

Atrelado a implementação da coleta seletiva, faz-se necessário o desenvolvimento de um programa conciso de educação ambiental, que terá o papel de conscientização da população quanto aos benefícios ambientais e econômicos aportados pelo projeto proposto (MELO *et al.*, 2015).

O passo seguinte refere-se à estruturação do sistema de tratamento de resíduos. Abaixo seguem o fluxo das quatro etapas operacionais recomendadas o funcionamento:

Primeira etapa

- Recepção, triagem, trituração e armazenamento temporário da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.
- Tanque de recepção e armazenamento da urina humana.

Segunda etapa:

- Alimentação do biodigestor mesofílico em regime contínuo.

Terceira etapa:

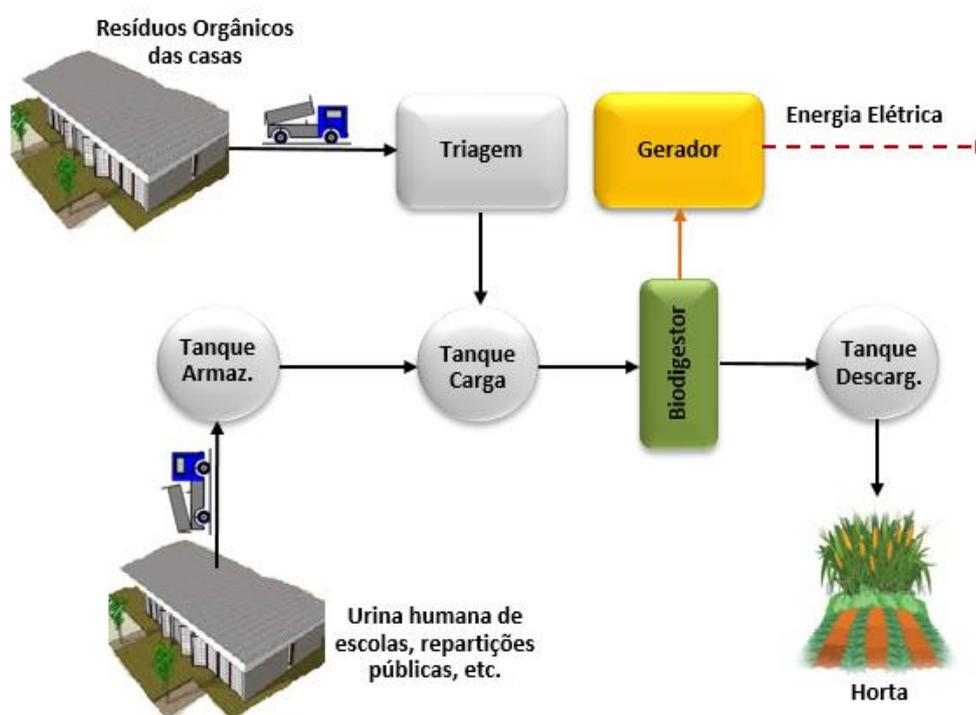
- Separação e destinação do material digerido para compostagem ou atividades agrícolas.

Quarta etapa:

- Canalização do biogás e geração de energia elétrica.

O funcionamento da central de tratamento segue esquematizado na figura abaixo (Figura 43).

Figura 43 – Croqui do sistema proposto para tratamento dos resíduos orgânicos suplementados com urina humana.



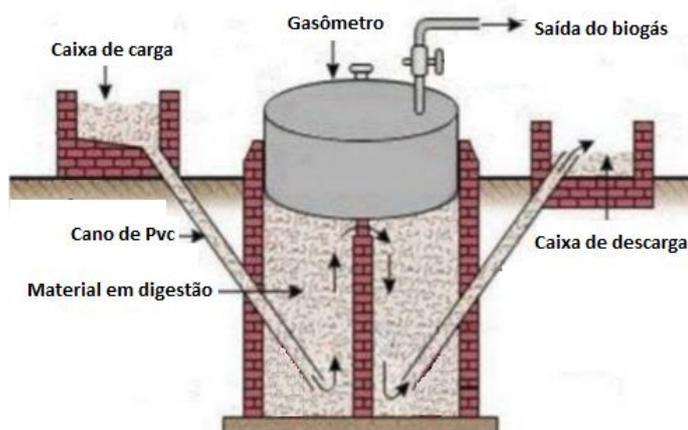
Fonte: Própria autora.

6.2.3 Dimensionamento do sistema

O modelo do biodigestor adotado foi o indiano (Figura 44), por se adequar a realidade de pequenas cidades e por ser uma tecnologia segura, de simples operação e baixo custo. Este reator possui campânula interna móvel que funciona como gasômetro (FRIGO *et al.*, 2015). Possui também uma parede central, a qual divide o tanque de

fermentação em duas câmaras, a primeira com o material em processo de decomposição e a segunda com o material já em estado avançado de decomposição (BONTURI; DIJK, 2012). Para o dimensionamento de cada uma dessas etapas, foram aplicadas e adaptadas as metodologias de Moura *et al.* (2017) e Silva (2015).

Figura 44 – Desenho demonstrativo do biodigestor modelo indiano.



Fonte: Adaptado de Araújo *et al.* (2015)

Para a determinação do volume do biodigestor e o tempo de detenção hidráulica do projeto, foram utilizadas as Equação 1 e 2.

$$V_b = Q \cdot S / COV \quad (1)$$

Onde,

COV = carga orgânica volumétrica (kg SV/m³.d)

Q = vazão (m³/d)

S = concentração de substrato afluente (kg SV/m³)

V_b = volume total do biodigestor (m³)

Para o favorecimento do desempenho do reator, foi adotado o COV de 1,4 kg SV/m³ (NIZAMI; MURPHY, 2010; HEO; PARK; KANG, 2004; CHERNICHARO 1997).

$$TDH = V_b / Q \quad (2)$$

Onde,

TDH = tempo de detenção hidráulica (d)

V_b = volume total do biodigestor (m^3)

Q = vazão (m^3/d)

Para evitar transbordamento, será adicionado 10% no volume do biodigestor como medida de segurança mais o volume ocupado pela parede que irá dividir o reator. Destaca-se a relação D_i/H (diâmetro/altura) do biodigestor deverá atender a condição da Equação 3.

$$0,6 \leq D_i / H \leq 1 \quad (3)$$

Com relação a parede divisória da câmara do biodigestor, a sua altura deverá ser maior ou igual a 2/3 da altura do biodigestor.

Para o dimensionamento do gasômetro, será necessário o cálculo do diâmetro e depois da altura conforme valor da produção diária do biogás (Equação 4 e 5).

$$D_g = D_i + 0,1 \quad (4)$$

Onde,

D_g = diametro do gasômetro (m)

D_i = diametro do biodigestor (m)

$$H_g = 4.V_g \pi. D_g^2 \quad (5)$$

Onde,

H_g = altura útil do gasômetro (m)

V_g = volume do gasômetro (m^3)

D_g = diametro do gasômetro (m)

Os tubos de carga e descarga do biodigestor devem apresentar uma inclinação em torno de 30° (Equação 7).

$$\text{Cano de descarga} = \sqrt{(H_b - 0,3)^2 + \text{afast}^2} \quad (7)$$

Recomenda-se que a caixa de carga fique a 0,6 m acima do solo e que não ultrapasse a altura total de 1,20 m. Para seu dimensionamento, foi adicionado 15% a mais do volume previsto de entrada como margem de segurança para aqueles dias em que o volume seja excedido. Portanto, as medidas das caixas (largura e o comprimento) são encontradas a partir da Equação 8.

$$\text{Medida dos lados} = \sqrt{\text{volume da caixa/altura da caixa}} \quad (8)$$

6.2.3 Análises prévias dos resíduos

Para a concepção da proposta em escala real, foram realizadas análises laboratoriais prévias. O objetivo foi caracterizar os resíduos e investigar as dosagens que trariam um desempenho satisfatório ao sistema.

Os principais parâmetros avaliados foram: sólidos totais, sólidos voláteis totais, nitrogênio total e carbono orgânico total. Para a identificação das dosagens dos resíduos segundo diferentes relações carbono/nitrogênio (C:N) foi realizado o teste do potencial de produção de metano conforme detalhado na Tabela 14 e com o auxílio do equipamento AMPTS II (*Automatic Methane Potential Test System*).

Tabela 14 – Configurações adotadas para o experimento de bancada.

Configurações	
Volume dos reatores	Volume útil de 350 ml e headspace de 150 ml
Relações C:N testadas	17, 23, 29 e 35
Temperatura	Mesofílica (35 ± 1°C)
Agitação	Constante à 120 RPM
Relação Substrato/Inóculo	1:1 (g SV / g SV)

Ressalta-se que os resultados provenientes dessas análises prévias serviram apenas como uma forma de projetar e se aproximar do possível cenário da escala real.

6.2.3 Quantificação dos Resíduos

A quantidade de resíduos orgânicos foi baseada na geração de resíduos per capita pela população (CASSINI, 2003), considerando uma cidade de 5.000 habitantes (Equação 9).

$$M_{RSO} = P_{PRSO} \cdot P \quad (9)$$

Onde,

M_{RSO} = massa diária de resíduos sólidos orgânicos (kg.d^{-1})

P_{PRSO} = produção per capita diária de resíduos orgânicos ($\text{kg.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

P = população (hab.)

A quantificação dos resíduos orgânicos permitirá definir o volume total de urina humana que deverá ser coletado e adicionado ao reator. Para isso, será admitido que uma pessoa adulta excreta, em média, 250 ml de urina por micção, 6 vezes ao dia, acumulando um volume total de aproximadamente 1,5 L por habitante (ZANCHETA, 2007; ALMEIDA; BUTLER; FRIEDLER, 1999).

Para obter dessa quantidade de urina humana, sugere-se que, sejam instalados, em pontos estratégicos (escolas, rodoviária, e departamentos públicos), sanitários próprios para coleta de águas amarelas. Estes devem estar interligados a tanques de armazenamento temporário, os quais permitirão a sucção periódica do material pelo caminhão sugador.

6.2.4 Cálculo do Potencial Energético

A estimativa do potencial energético disponível no biogás coletado é calculado a partir da Equação 10 (LOBATO; CHERNICHARO; SOUZA, 2012):

$$PE = Q_{CH_4} \cdot E_{CH_4} \quad (10)$$

Onde:

PE = Potencial energético disponível (MJ.dia^{-1});

Q_{CH_4} = Produção real normalizada de metano ($Nm^3.dia^{-1}$);

E_{CH_4} = Energia calorífica decorrente da combustão do metano (MJ/Nm^3).

Para o cálculo do potencial de geração de energia proveniente da queima do biogás, será considerado que o poder calorífico do metano de $36 MJ.Nm^{-3}$ (KAMBOJ *et al.*, 2018; ROSA *et al.*, 2016).

6.2.4 Calculo da viabilidade econômica

Para essa análise, será utilizada a metodologia Valor Presente Líquido (VPL), cujo objetivo é trazer para o presente os valores futuros de um fluxo de caixa e compará-los ao investimento inicial (Equação 11 e 12).

$$VPL = -CAPEX + VP \quad (11)$$

$$VP = \sum_{n=1}^{Tempo\ de\ vida} \frac{RECEITA - OPEX}{(1 + TAXA\ DE\ DESCONTO)^n} \quad (12)$$

Onde,

CAPEX= Capital investido

VP = Somatório dos fluxos de caixa futuros descontados

RECEITA = Receita obtida com a geração de energia

OPEX = Despesas operacionais

TAXAS DE DESCONTO = taxa utilizada para trazer valores para Valor Presente.

N = Número de períodos (anos).

Se $VPL < 0$, o projeto não é economicamente viável

Se $VPL > 0$, o projeto é economicamente viável

O fluxo monetário será constituído dos gastos com CAPEX e OPEX, conforme descrito na Tabela 15. Os custos foram levantados a partir de preços orçados e também por

valores adotados em projetos semelhantes (MOURA *et al.*, 2017; CERVI; ESPERANCINI; BUENO; 2010).

Tabela 15 - Custos contabilizados referentes ao CAPEX e OPEX.

CAPEX	OPEX
Mão de obra	Materiais de consumo
Construções civis	Manutenção geral
Instalações gerais	
Tanques de armazenamento	
Biodigestor	
Grupo gerador	

Considerando que o presente projeto é uma adequação de um sistema já existente e que, portanto, já possuía recursos físicos e humanos destinados para tal atividade, não foram contabilizados os custos com os veículos de coleta, com os funcionários e com o terreno de implementação.

Destaca-se que os valores de OPEX do sistema e da tarifa de energia adotada (R\$/kWh) foram corrigidos conforme inflação média dos últimos 5 anos (6 %) segundo o IPCA (Índice de Preços ao Consumidor Amplo). Com relação a taxa de desconto foi considerada 10% a.a. (percentual usual para investimentos de baixo risco).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Caracterização dos resíduos e suas dosagens

A composição da mistura com aproximadamente 60% de RO e 40% de UH (relação C:N 23) foi a que alcançou o melhor desempenho, com a produção média de aproximadamente a 285 ml/g SV, representando 50% da composição do biogás.

O valor de geração per capita trazidos pelo último Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil (ABRELPE, 2019) foi de 1,035 kg.hab/dia. Considerando que 50% destes retratam à fração orgânica, então a geração total da cidade corresponde a aproximadamente 2,5 m³ de resíduos orgânicos.

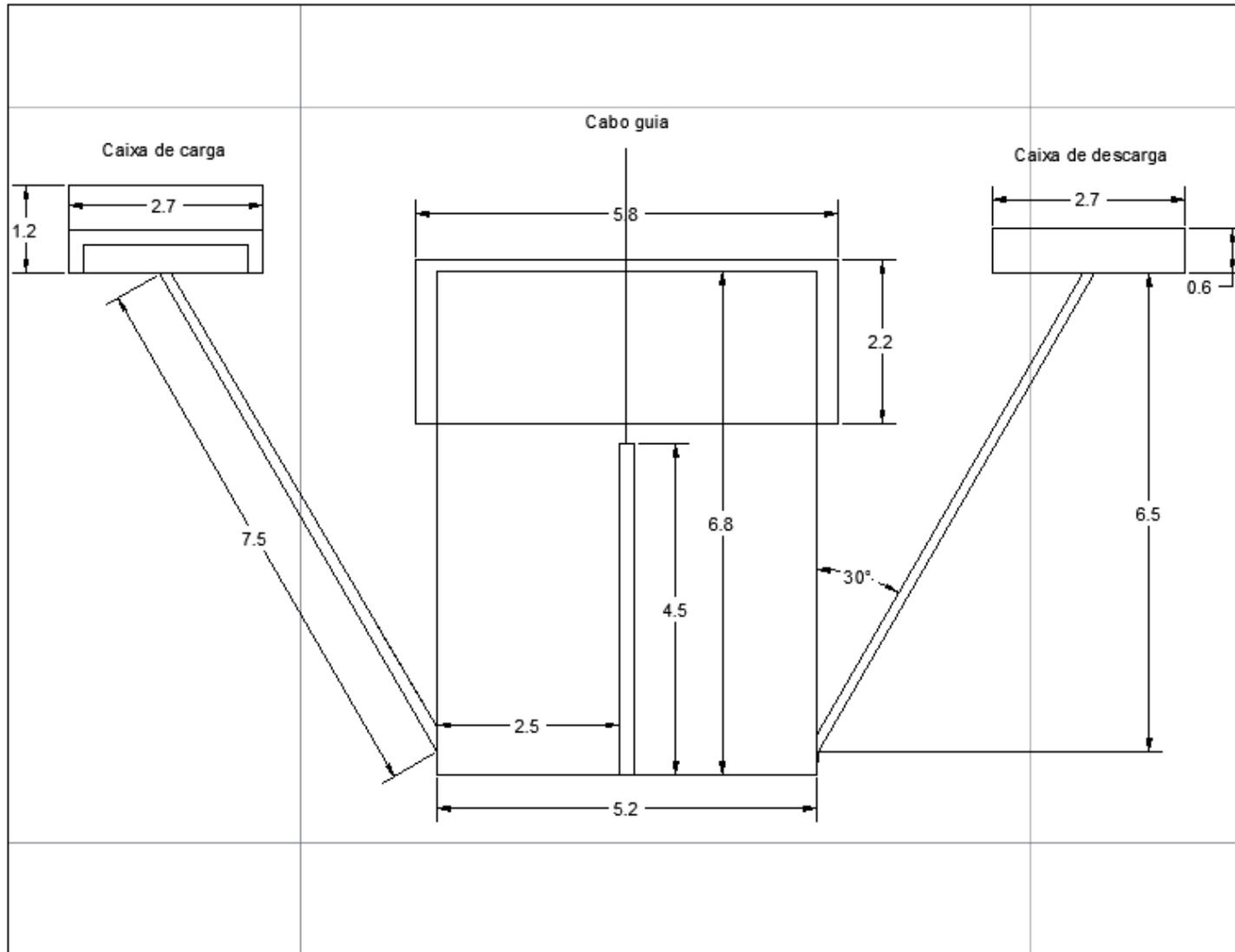
Sabendo que 2,5 m³ de RO deverão representar 60% da mistura total, então, os outros 35% restantes, serão constituídos de aproximadamente 1,6 m³ de UH. Como cada adulto excreta 1,5 L/por dia, serão necessárias as contribuições de 1000 habitantes (20% da população).

Considerando o estabelecimento de cinco pontos de coleta de urina humana na cidade, cada um receberia uma estrutura de: quatro sanitários secos (dois femininos e dois masculinos) e um tanque de armazenamento temporário (1.600 litros). Cada ponto teria o período de cinco dias úteis para alcançar o quantitativo, devendo os sanitários serem interditados em caso de acúmulo de excedentes. A coleta do caminhão seria semanal pois o somatório dos volumes dos pontos alcançaria o quantitativo necessário para a digestão de resíduos alimentares ao longo de uma semana inteira.

6.3.2 Sistema proposto

O biodigestor teria um volume de 133 m³ para atender um TDH igual de 32 dias, as dimensões do sistema seguem apresentadas no projeto abaixo (Figura 45).

Figura 45 – Detalhes do projeto do biodigestor modelo indiano.



6.3.3 Energia elétrica gerada pela DA

Os dados de produção de metano e energia provenientes da mistura seguem listados na tabela abaixo (Tabela 16).

Tabela 16 – Cálculo da produção de metano a partir da quantidade de sólidos voláteis (SV).

Cálculos	Resultados
SV Total (gSV)	169.576,00
Total de CH ₄ (m ³)	48,33
PE (MJ.dia-1)	1739,85
PE (kw.dia-1)	20,36
Eletricidade gerada (kW)	6,11
Eletricidade economizada no ano (kwh/ano)	39.572,53

6.3.4 Viabilidade Econômica do projeto

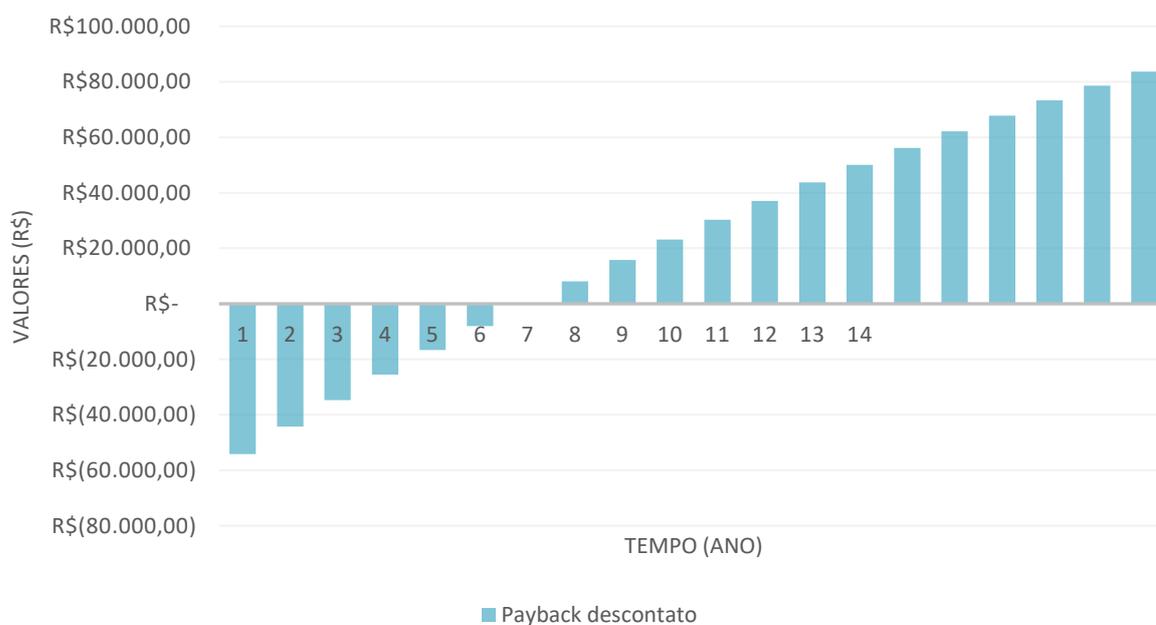
Após a concepção do projeto, foram levantados os custos do projeto. Aqueles gastos referentes a construção foram de aproximadamente R\$ 71.000,00, os custos de operação e manutenção contabilizou R\$ 7.200,00.

A Tabela 17 detalha o fluxo de caixa do projeto proposto, o qual apresentou viabilidade econômica com $VPL > 1$ (R\$ 88.661,72). Na Figura 46 é possível observar a evolução do lucro ao longo de 15 anos, o qual obteve um payback de seis anos e onze meses.

Tabela 17 – Fluxo de caixa do projeto da central de tratamento.

Período (Ano)	Geração (kWh/ano)	Tarifa (R\$/kWh)	OPEX	RECEITA	Fluxo de Caixa	VP	Payback descontato
1	39572,53	0,65	-R\$ 7.200,00	R\$ 25.722,15	R\$ 18.522,15	R\$ 16.838,32	-R\$ 54.161,68
2	39572,53	0,69	-R\$ 7.632,00	R\$ 19.633,48	R\$ 12.001,48	R\$ 9.918,58	-R\$ 44.243,11
3	39572,53	0,73	-R\$ 8.089,92	R\$ 20.811,49	R\$ 12.721,57	R\$ 9.557,90	-R\$ 34.685,21
4	39572,53	0,77	-R\$ 8.575,32	R\$ 22.060,17	R\$ 13.484,86	R\$ 9.210,34	-R\$ 25.474,87
5	39572,53	0,82	-R\$ 9.089,83	R\$ 23.383,78	R\$ 14.293,95	R\$ 8.875,42	-R\$ 16.599,45
6	39572,53	0,87	-R\$ 9.635,22	R\$ 24.786,81	R\$ 15.151,59	R\$ 8.552,68	-R\$ 8.046,77
7	39572,53	0,92	-R\$10.213,34	R\$ 26.274,02	R\$ 16.060,68	R\$ 8.241,67	R\$ 194,90
8	39572,53	0,98	-R\$10.826,14	R\$ 27.850,46	R\$ 17.024,32	R\$ 7.941,97	R\$ 8.136,87
9	39572,53	1,04	-R\$11.475,71	R\$ 29.521,49	R\$ 18.045,78	R\$ 7.653,17	R\$ 15.790,04
10	39572,53	1,10	-R\$12.164,25	R\$ 31.292,78	R\$ 19.128,53	R\$ 7.374,88	R\$ 23.164,92
11	39572,53	1,16	-R\$12.894,10	R\$ 33.170,35	R\$ 20.276,24	R\$ 7.106,70	R\$ 30.271,62
12	39572,53	1,23	-R\$13.667,75	R\$ 35.160,57	R\$ 21.492,82	R\$ 6.848,27	R\$ 37.119,89
13	39572,53	1,31	-R\$14.487,81	R\$ 37.270,20	R\$ 22.782,39	R\$ 6.599,25	R\$ 43.719,14
14	39572,53	1,39	-R\$15.357,08	R\$ 39.506,41	R\$ 24.149,33	R\$ 6.359,27	R\$ 50.078,41
15	39572,53	1,47	-R\$16.278,51	R\$ 41.876,80	R\$ 25.598,29	R\$ 6.128,03	R\$ 56.206,44
16	39572,53	1,56	-R\$17.255,22	R\$ 44.389,40	R\$ 27.134,19	R\$ 5.905,19	R\$ 62.111,63
17	39572,53	1,65	-R\$18.290,53	R\$ 47.052,77	R\$ 28.762,24	R\$ 5.690,46	R\$ 67.802,08
18	39572,53	1,75	-R\$19.387,96	R\$ 49.875,94	R\$ 30.487,97	R\$ 5.483,53	R\$ 73.285,61
19	39572,53	1,86	-R\$20.551,24	R\$ 52.868,49	R\$ 32.317,25	R\$ 5.284,13	R\$ 78.569,74
20	39572,53	1,97	-R\$21.784,32	R\$ 56.040,60	R\$ 34.256,28	R\$ 5.091,98	R\$ 83.661,72

Figura 46 – Evolução do lucro ao longo de quinze anos.



6.4 CONCLUSÃO

O projeto do biodigestor indiano para atender uma cidade com 5.000 habitantes teria volume total de 133 m³ e produção anual de 39.572,53 kwh a partir da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos suplementados com urina humana. Apesar do custo elevado de implementação (R\$ 71.000,00) o sistema proposto se mostrou economicamente viáveis (VPL>1) e com um período de retorno de seis anos e onze meses.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do desenvolvimento da presente pesquisa, foi possível realizar as seguintes considerações finais:

- A digestão anaeróbia do lodo de tanque séptico é uma opção interessante de tratamento, visto que esse material ainda enfrenta desafios para sua destinação. Ademais, reforça-se seu uso na codigestão por cumprir condições inoculadoras e de suplementação nutricional.
- O uso da urina humana como co-substrato é uma alternativa atraente uma vez que fornece nutrientes faltantes e de fácil assimilação pelos microrganismos. Nesse sentido, as adaptações dos inóculos aos substratos codigeridos com UH foram, em todos os testes, imediatos.
- A ureia é uma opção acessível e com dosagens já conhecidas de nitrogênio e, portanto, uma opção de fácil ajuste na codigestão.
- O teor de metano e consequentemente o poder calorífico do biogás pode ser reduzido significativamente se não observadas intoxicações ao meio, provocando a emissão significativa de CO_2 e NH_3 . Por esse motivo, nota-se que o monitoramento da composição do biogás possibilita aferir sobre o equilíbrio das reações e dos processos de conversão.
- Com relação ao potencial do material digerido, não foi encontrado índices significativos de patogenicidade. Reafirmando seu potencial de biofertilizante.
- Quando um biodigestor é dimensionado e planejado com os devidos ajustes operacionais e com as dosagens ideais, as perspectivas econômicas são positivas e favoráveis a sua implementação.

8. CONCLUSÃO

O LTS, a UH e a UR são fontes possíveis de suplementação da DA de RA. As relações mais altas de C:N (23, 29 e 35) na mistura RA+UH alcançaram resultados interessantes, visto o acréscimo na produção de biogás e no teor de CH₄. Em contrapartida, observou-se que a relação mais baixa (17), inibiu o processo e provocou uma queda na geração do biogás e na qualidade de sua composição. Possivelmente, o desempenho do LTS e da UR também alcançariam resultados melhores quando elevada a relação de C:N. Na avaliação da patogenicidade, não foram identificadas a presença de ovos de helmintos ou *E.coli* em nenhuma das misturas. Quando estudado a implementação em escala real de um biodigestor (RA+UH / C:N 23), os cálculos indicaram que o projeto é economicamente viável.

9. RECOMENDAÇÕES

- Acompanhamento dos AGV durante o processo de DA, pois a presença destes compostos intermediários possibilita detectar de forma mais clara a inibição ou não das archaeas metanogénicas.
- Assim como foi feito para a urina humana, recomenda-se que seja realizado o teste da variação da relação C:N para a ureia e para o lodo de tanque séptico.
- Testes agronômicos do material digerido bem como análises microbiológicas de sua qualidade trariam maior segurança quanto ao seu potencial biofertilizante.
- Realizar cálculos termodinâmicos para verificar a possibilidade de pasteurização do material digerido a partir do processo de cogeração do biogás.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue : Sources , composition , disposal , recycling , and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, n. 4, p. 1275–1290, 2018.

ABNT. **Amostragem de resíduos sólidos**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Brasil, 2004.

ABRELPE. **PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL**. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, p. 74, 2019. Disponível em: <file:///C:/Users/solai/Downloads/panorama_abrelpe_2017 (1).pdf>.

AFONSO, M. H. F. et al. Como Construir Conhecimento Sobre O Tema De Pesquisa? Aplicação Do Processo Proknow-C Na Busca De Literatura Sobre Avaliação Do Desenvolvimento Sustentável. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 47–62, 2012.

AL SEADI, T. **Biogas handbook**. Woodhead Publishing, Syddansk Universitet, p.512, 2008.

AL SEADI, T. et al. **Biogas digestate quality and utilization**. The Biogas Handbook: Science, Production and Applications, p. 267-301, 2013.

ALGAPANI, D. E. et al. Improving methane production and anaerobic digestion stability of food waste by extracting lipids and mixing it with sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 244, n. August, p. 996–1005, 2017.

ALMEIDA, M. .; BUTLER, D.; FRIEDLER, E. At-source domestic wastewater quality. **Urban Water**, v. 1, n. 1, p. 49–55, mar. 1999.

ALMEIDA, V. V. et al. Catalisando a Hidrólise da Ureia em Urina. **Quimica Nova**, p. 42–46, 2008.

ÁLVAREZ, C. et al. Hydrodynamics of high solids anaerobic reactor: Characterization of solid segregation and liquid mixing pattern in a pilot plant VALORGA facility under different reactor geometry. **Waste Management**, 2018.

ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.

ANGELONIDI, E.; SMITH, S. R. A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste. **Water and Environment Journal**, v. 29, n. 4, p. 549–557, 2015.

ANGERIZ-CAMPOY, R.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Thermophilic anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) with food waste (FW): Enhancement of bio-hydrogen production. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 291–296, 2015.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2012.

ARAÚJO, M. I. DO B. et al. Dimensionamento de Biodigestores Indiano para a cidade de Campina Grande. **Blucher Chemistry Proceedings**, 2015.

ARELLI, V. et al. Dry anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure: Impact of total solids, substrate ratio and thermal pre treatment on methane yield and quality of biomanure. **Bioresource Technology**, v. 253, n. January, p. 273–280, 2018.

ARNÒ, P.; FIORE, S.; VERDA, V. Assessment of anaerobic co-digestion in areas with heterogeneous waste production densities. **Energy**, v. 122, p. 221–236, mar. 2017.

BARCELOS, B. R. DE. Avaliação De Diferentes Inóculos Na Digestão Anaeróbia Da Fração Orgânica De Resíduos Sólidos Domésticos. p. 89, 2009.

BAYR, S. et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 28–36, 2012.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente (MMA), p. 106, 2012.

BERNSTAD, A.; LA COUR JANSEN, J. A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1879–1896, ago. 2011.

BIOPROCESS. **Automatic Methane Potential Test System**. Lund: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.bioprocesscontrol.com/media/1511/bioprocess-control-manual-ampts-ii-ampts-ii-light.pdf>>.

BONTURI, G. D. L.; DIJK, M. VAN. INSTALAÇÃO DE BIODIGESTORES EM PEQUENAS PROPRIEDADES RURAIS: ANÁLISE DE VANTAGENS SOCIOAMBIENTAIS. **Revista Ciências do Ambiente**, p. 89–95, 2012.

CAI, J. et al. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. **Waste Management and Research**, v. 34, n. 5, p. 409–416, 2016.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgoto Sanitário por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAPSON-TOJO, G. et al. Kinetic study of dry anaerobic co-digestion of food waste and cardboard for methane production. **Waste Management**, v. 69, p. 470–479, 2017a.

CAPSON-TOJO, G. et al. Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 166–175, 2017b.

CARLSSON, M. et al. Impact of physical pre-treatment of source-sorted organic fraction of municipal solid waste on greenhouse-gas emissions and the economy in a Swedish anaerobic digestion system. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 117–125, 2015.

CASSINI, S. T.; COELHO, S. T.; PECORA, V. Biogás- Biocombustíveis ANP. n. January, 2014.

CASSINI, S. T. (COORD. . **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (COORDENADOR). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Florianópolis: ABES, 2003.

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. D. C. VIABILIDADE ECONÔMICA DA UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO EM GRANJA SUÍNÍCOLA PARA

GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA. **Engenharia Agrícola**, p. 832–844, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: 1997

CHIUMENTI, A.; DA BORSO, F.; LIMINA, S. Dry anaerobic digestion of cow manure and agricultural products in a full-scale plant: Efficiency and comparison with wet fermentation. **Waste Management**, v. 71, p. 704–710, 1 jan. 2018.

CHOI, Y. S. et al. Development of combined plant of biogas and bio solid-refuse-fuel from swine manure slurry. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 1, p. 369–374, 1 jan. 2018.

COLAZO, A.-B. et al. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. **Waste Management**, v. 43, p. 84–97, 2015.

COLTURATO, L. F. DE D. B. et al. **O estado da arte da tecnologia de metanização seca** / Probiogás ; organizadores, Ministério das Cidades. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015.

D-WASTE. **Organic Waste Atlas**. Disponível em: <<http://www.atlas.d-waste.com/>>. Acesso em: 12 dez. 2018.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 2º ed. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. p. 532, 2011.

ELSAMADONY, M.; TAWFIK, A. Dry anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal waste with paperboard mill sludge and gelatin solid waste for enhancement of hydrogen production. **Bioresource Technology**, v. 191, p. 157–165, 2015a.

ELSAMADONY, M.; TAWFIK, A. Potential of biohydrogen production from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) using pilot-scale dry anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, v. 196, p. 9–16, 2015b.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. Bio-Methane Potential Tests To Measure The Biogas Production From The Digestion and Co-Digestion of Complex Organic Substrates. **The Open Environmental Engineering Journal**, v. 5, p. 1–8, 2012.

FAO. **Cutting food waste to feed the world**. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/story/en/item/74192/icode/>>. Acesso em: 21 fev. 2018.

FERREIRA, B. O. Universidade Federal De Minas Gerais Programa De Pós-Graduação Em Saneamento, Meio Ambiente E Recursos Hídricos Avaliação De Um Sistema De Metanização De Resíduos Alimentares Com Vistas Ao Aproveitamento Energético Do Biogás. p. 124, 2015.

FRIGO, K. D. DE A. et al. Biodigestores: seus modelos e aplicações. **Acta Iguazu**, p. 57–55, 2015.

GARCIA-GARCIA, G. et al. A Methodology for Sustainable Management of Food Waste. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 6, p. 2209–2227, 25 set. 2017.

GARCIA-GARCIA, G.; WOOLLEY, E.; RAHIMIFARD, S. A Framework for a More Efficient Approach to Food Waste Management. **ETP International Journal of Food Engineering**, v. 1, n. 1, p. 65–72, 2016.

GOMES, L. P. et al. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 449–462, set. 2015.

GUERI, M. V. D. et al. PARÂMETROS OPERACIONAIS DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES: UMA REVISÃO. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08, 18 dez. 2017.

GUO, X. et al. A comparison of microbial characteristics between the thermophilic and mesophilic anaerobic digesters exposed to elevated food waste loadings. **Bioresource Technology**, v. 152, p. 420–428, 2014.

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**, v. 39, n. 7, p. 1739–1756, 27 dez. 2004.

HOFFMAN, W. A.; PONS, J. A.; JANER, J. L. **The sedimentation- concentration method in Schistosomiasis mansoni**. Puerto Rico: J. Public Health, 1934.

JABEEN, M. et al. High-solids anaerobic co-digestion of food waste and rice husk at different organic loading rates. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 102, p. 149–153, 2015.

JIMÉNEZ, E.I., GARCÍA, V. P. Relationships between Organic Carbon and Total Organic Matter in Municipal Solid Wastes and City Refuse Composts. **Bioresource Technol.**, v. 41, p. 265–272, 1992.

KAMBOJ, S. et al. Biogas from Kitchen Food Waste: Estimation, Applications and Economic analysis. **International Journal for Research in Engineering Application & Management (IJREAM)**, v. 4, p. 409–416, 2018.

KOMILIS, D. et al. A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 16, n. 2, p. 347–360, 2017a.

KOMILIS, D. et al. **A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield** *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* Springer Netherlands, , 1 jun. 2017b. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11157-017-9428-z>>. Acesso em: 15 fev. 2018

KUMAR, V.; GOUD, V. V.; KALAMBHDHAD, A. AN ALTERNATIVE FOR THE DAILY HOUSEHOLD FUEL NEEDS FOR COOKING THROUGH BIOGAS WITH A SPECIAL REFERENCE TO TRIPURA. **International Journal of Management and Applied Science**, v. 2, 2016.

LEI, Z. et al. Recent Progress on Dry Anaerobic Digestion of Organic Solid Wastes: Achievements and Challenges. **Current Organic Chemistry**, v. 19, n. 5, p. 400–412, 2015.

LIMA, F. P. **Energia no tratamento de esgotos: Análise tecnológica e institucional para a conservação de energia e o uso do biogás**. [s.l.] Universidade de São Paulo - USP, 2005.

LIU, C. et al. Effect of Organic Loading Rate on Anaerobic Digestion of Food Waste under Mesophilic and Thermophilic Conditions. **Energy and Fuels**, v. 31, n. 3, p.

2976–2984, 2017.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, dez. 2012.

MATHERI, A. N. et al. Optimising biogas production from anaerobic co-digestion of chicken manure and organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 756–764, dez. 2017.

MATHERI, A. N. et al. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 2328–2334, 2018.

MATSAKAS, L. et al. Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 26, p. 69–83, 2017.

MELO, B. L. T. DE et al. PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UMA USINA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE BAMBUÍ-MG. **XXXV ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO**, p. 25, 2015.

MEYER-KOHLSTOCK, D. et al. Biochar as additive in biogas-production from bio-waste. **Energies**, v. 9, n. 4, São Paulo, 2016.

MINGHUA, Z. et al. Municipal solid waste management in Pudong New Area , China. **Waste Management**, v. 29, n. 3, p. 1227–1233, 2009.

MONNET, F. **A Introduction to Anaerobic Digestion of Organic Waste**. Glasgow: 2017.

MOSIER, N. Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 6, p. 673–686, abr. 2005.

MOURA, R. S. DA VIABILIDADE DO USO DE BIODIGESTORES EM PROPRIEDADES RURAIS et al. Análise da viabilidade do uso de biodigestores em propriedades rurais. **ForScience**, v. 5, n. 3, 13 nov. 2017.

NEVES; R. OLIVEIRA AND M. M. ALVES. Influence of inoculum activity on the bio-

methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2019–2024, 29 out. 2004.

NGUYEN, D. D. et al. Dry thermophilic semi-continuous anaerobic digestion of food waste: Performance evaluation, modified Gompertz model analysis, and energy balance. **Energy Conversion and Management**, v. 128, p. 203–210, 2016.

NGUYEN, D. D. et al. Dry semi-continuous anaerobic digestion of food waste in the mesophilic and thermophilic modes: New aspects of sustainable management and energy recovery in South Korea. **Energy Conversion and Management**, v. 135, p. 445–452, 2017.

NGUYEN, D. D. et al. A new approach for concurrently improving performance of South Korean food waste valorization and renewable energy recovery via dry anaerobic digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Waste Management**, v. 66, p. 161–168, ago. 2017c.

NI, Z.; LIU, J.; ZHANG, M. Short-term pre-aeration applied to the dry anaerobic digestion of MSW, with a focus on the spectroscopic characteristics of dissolved organic matter. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 1222–1232, abr. 2017.

NIZAMI, A.-S.; MURPHY, J. D. What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 6, p. 1558–1568, ago. 2010.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Avaliação, Modelagem e Controle de Processos de Tratamento de Esgotos**. [s.l.] Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

ONTÁRIO. **Ontario's Food and Organic Waste Framework: Action Plan**. Disponível em: <https://files.ontario.ca/food_and_organic_waste_framework.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2019.

PUNA, J. F. B.; BAPTISTA, B. DOS S. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos - perspectiva ambiental e económico-energética. **Química Nova**, v. 31, n. 3, p. 645–654, fev. 2008.

QIAN, M. et al. Effects of Percolate Recirculation on Dry Anaerobic Co-digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Corn Straw. **Energy and Fuels**, v. 31, n. 11, p. 12183–12191, 2017.

RAJAGOPAL, R.; BELLAVANCE, D.; RAHAMAN, M. S. Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 105, p. 101–108, 2017.

RAJAMEENA, S.; VELAYUTHAM, D. T. A Critical Review on Biochemical Process of Anaerobic Digestion. **International Journal of Science Technology & Engineering**, v. 4, n. 2349–784X, 2018.

ROSA, A. P. et al. Potencial energético e alternativas para o aproveitamento do biogás e lodo de reatores UASB: estudo de caso Estação de tratamento de efluentes Laboreaux (Itabira). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 315–328, 20 jun. 2016.

ROSERO-HENAO, J. C. et al. Potential benefits of near critical and supercritical pre-treatment of lignocellulosic biomass towards anaerobic digestion. **Waste Management & Research**, v. 37, n. 1, p. 74–82, 9 jan. 2019.

SANTAELLA, S. T. et al. **Resíduos Sólidos e a Atual Política Ambiental Brasileira**. 1. ed. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – UFC, 2014.

SANTIAGO, L. et al. **Uma economia circular no Brasil: uma abordagem exploratória inicial: apêndice de estudos de caso**. São Paulo: 2017.

SILVA, F. P. DA. **Possibilidade de autonomia e soberania energética através da biodigestão anaeróbica em assentamento da reforma agrária**. UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, 2015.

SILVA, M. C. P. Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares. p. 98, 2014.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. [s.l.] Universidade Federal da Paraíba, 2009.

STOKNES, K. et al. Efficiency of a novel “Food to waste to food” system including

anaerobic digestion of food waste and cultivation of vegetables on digestate in a bubble-insulated greenhouse. **Waste Management**, v. 56, p. 466–476, 2016.

TIWARY, A. E. PERSPECTIVES ON ENVIRONMENTAL BURDEN MINIMISATION INITIATIVES FROM ANAEROBIC DIGESTION TECHNOLOGIES FOR COMMUNITY SCALE BIOMASS VALORISATION et al. Emerging perspectives on environmental burden minimisation initiatives from anaerobic digestion technologies for community scale biomass valorisation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 883–901, 2015.

UÇKUN KIRAN, E.; TRZCINSKI, A. P.; LIU, Y. Enhancing the hydrolysis and methane production potential of mixed food waste by an effective enzymatic pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 183, p. 47–52, 2015.

VILLARROEL WALKER, R. et al. The energy-water-food nexus: Strategic analysis of technologies for transforming the urban metabolism. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 104–115, 2014.

VÖGELI, Y. et al. **Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries: Practical Information and Case Studies**. Switzerland: [s.n.].

WANG, P. et al. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production—A review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 29–36, 2018.

XIE, S. et al. A pilot scale study on synergistic effects of co-digestion of pig manure and grass silage. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 123, p. 244–250, 2017.

XU, Q. et al. Comparison of biogas recovery from MSW using different aerobic-anaerobic operation modes. **Waste Management**, v. 56, p. 190–195, 2016.

YAN, Z. et al. The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 266–273, 2015.

YANG, T. et al. Performance of dry anaerobic technology in the co-digestion of rural organic solid wastes in China. **Energy**, v. 93, p. 2497–2502, 2015.

ZANCHETA, P. G. Recuperação e Tratamento da Urina Humana Para Uso Agrícola. p. 83, 2007.

ZHANG, C. et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 929–935, mar. 2007.

ZHENGJUN, G. et al. Two-phase anaerobic co-digestion of dairy manure with swine manure. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 9, n. 2, p. 146–152, 2016.

ZIAUDDIN, Z.; P, R. Production and Analysis of Biogas from Kitchen Waste. **International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)**, v. 02, p. 622–632, 2015.