



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CDS)

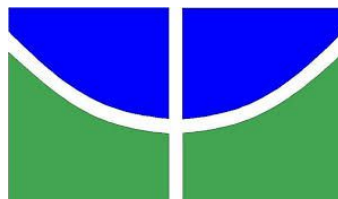
PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**POTENCIAL DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA GESTÃO
DE RESÍDUOS E PRODUÇÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL:
UM ESTUDO DE CASO**

Alfiado Victorino

TESE DE DOUTORADO

Brasília/DF, Setembro de 2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CDS)
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**POTENCIAL DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA GESTÃO
DE RESÍDUOS E PRODUÇÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL:
UM ESTUDO DE CASO**

Alfiado Victorino

Orientador: Doutor João Nildo de Souza Vianna

Co-orientadora: Doutora Izabel Zaneti

Tese de doutorado

Brasília/DF, Setembro de 2017

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

VAL387p Victorino, Alfiado
POTENCIAL DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA GESTÃO DE RESÍDUOS E
PRODUÇÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL: UM ESTUDO DE CASO / Alfiado
Victorino; orientador João Nildo de Souza Vianna; co
orientador Izabel Zaneti. -- Brasília, 2017.
154 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Desenvolvimento
Sustentável) -- Universidade de Brasília, 2017.

1. Resíduos alimentares. 2. Digestão anaeróbia. 3.
Energia. 4. Biogás . 5. Restaurante Universitário. I.
Vianna, João Nildo de Souza, orient. II. Zaneti, Izabel, co
orient. III. Título.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese e emprestar ou vender tais cópias, somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Assinatura



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CDS)
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL
POTENCIAL DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA GESTÃO DE RESÍDUOS E
PRODUÇÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL: UM ESTUDO DE CASO

Alfiado Victorino

Tese submetida ao Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável, área de concentração: Políticas e Gestão da Sustentabilidade.

Aprovado por:

João Nildo de Souza Vianna, Doutor (CDS-UnB)
(Orientador)

Izabel Zaneti, Doutora (CDS-UnB)
(Co-orientadora)

Paulo Belli Filho, Doutor (Dept. de Eng. Sanitária e Ambiental da UFSC)
(Examinador externo)

Suzi Huff Theodoro, Doutora (MADER/FUP/UnB)
(Examinadora externa)

Carlos José Souza Passos, Doutor (CDS-UnB)
(Examinador interno)

Elimar Pinheiro do Nascimento, Doutor (CDS/UnB)
(Suplente)

Brasília/DF, Setembro de 2017

DEDICATÓRIA

A

Victorino Chibulacho Chissico: Com amor e nostalgia.

(Descanse em paz meu herói!)

Elisa Simone Chilaule: Minha reserva moral. Com muito amor e carinho

Hirondina Maria Fabião Lineco (Bibi): Esposa, parceira, amiga e “cúmplice”.

(Te amo, minha flor!)

Patrício Victorino Chibulacho Chissico: Irmão, pai e amigo

(Que o criador lhe conceda o eterno descanso).

Cristina André Sendela: A sua alegria, o seu sorriso, fazem e farão uma falta tremenda.

Até sempre, descanse em Paz “mana Kheri”!

Meus filhos (as):

Elsa, Katine (Ivan), Jordão, Mauro e Patrícia:

(Papai vos ama!)

Netos (as)

Ester, Kézia e Marcos:

(Minhas princesinhas e meu “rival” com muito amor e carinho).

Se quisermos ter menos lixo, precisamos rever nosso
paradigma de felicidade humana. Ter menos lixo significa ter...
... mais qualidade, menos quantidade
mais cultura, menos símbolo de *status*
mais esporte, menos material esportivo
mais tempo para as crianças, menos dinheiro trocado
mais animação, menos tecnologia de diversão
mais carinho, menos presentes (GILNREINER, 1992) *apud* Polzin (2004)

AGRADECIMENTOS

A realização desta tese contou com apoio de muitas pessoas coletivas e singulares que seria difícil mencioná-las na totalidade. Sem menosprezar o apoio por elas prestado, quero registrar especialmente o agradecimento ao meu orientador, Prof. Doutor João Nildo de Souza Vianna pelo paciente acompanhamento, pelos conselhos e críticas efetuadas, sem os quais o trabalho não teria a forma que hoje apresenta. Os agradecimentos estendem-se para a Co-orientadora Prof.^a Doutora Izabel Zaneti pelo acompanhamento e apoio multifacetado prestado durante a minha formação.

A prof.^a Doutora Suzi Huff Theodoro pelo apoio multifacetado e assistência que me deu ao longo do percurso.

Aos professores do Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS) com os quais tive a honra de aprender novas formas do fazer científico e de convivência acadêmica: Doris Sayago, Marcel Bursztyn, Thomas Ludewig, José Augusto Drummond, Saulo Rodrigues, Carlos Saito, Fabiano Toni, Maurício Amazonas, Carlos Passos, Elimar P. Do Nascimento, só para citar alguns.

Aos meus irmãos e irmãs que em todo momento do meu percurso têm dado apoio multifacetado e servido igualmente de fontes de inspiração para enfrentamento dos desafios que a vida me tem colocado.

Aos colegas do Projeto “Vitrine da sustentabilidade” do CDS, autênticos guerreiros (as) que sem o seu apoio e empenho definitivamente não teria realizado a pesquisa que deu corpo a esse trabalho: Maria Teresa Lima Vilarinho, Cecília Borges, Rafael Lima, Viviane Portella, Maira, Fernando Borgneth, entre outros.

Aos professores Luiz Roncaratti e Gabriela Possa e ao aluno Lucas do laboratório de fotobiorreatores do Instituto de Física (UnB) pelo apoio na análise da composição do biogás.

A Dr^a Ygreene, ex-diretora do RU e a todos trabalhadores desse estabelecimento em particular as nutricionistas e o pessoal de limpeza pelo seu apoio indispensável na coleta de dados no local.

A Prof.^a Dra. Ariuska do Departamento de Engenharia civil e ambiental da Faculdade de tecnologia da UnB não só pelo esclarecimento das dúvidas, mas também pela abertura das portas do laboratório do saneamento ambiental para a realização de ensaios cujos resultados constituem um elemento-chave neste trabalho.

Ao senhor Gil colaborador desinteressado que deixou marcas indeléveis no projeto e ao senhor Filipe pela presença infalível na medição da temperatura do biodigestor.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado.

Aos meus colegas da turma de doutorado de 2013, Claudia, Fernanda, Cecília, Toledo e Luciana (“minha rainha”), pelo apoio, amizade, enfim, tudo que partilhamos neste percurso.

Aos amigos João Marcello Pereira (Universidade Federal de Piauí), Charles Brasil (Universidade Federal do Acre) e San Clever (Tocantins), pela sua simplicidade, amizade e companheirismo que deixaram marcas indeléveis na minha memória: “*Vocês são os caras*”!

Por fim, porém, não menos importante, agradeço a minha família, em particular a minha esposa querida, **Hirondina Maria Fabião Lineco**, pelo amor, carinho e cumplicidade, que me têm dado forças e suporte para continuar lutando por um amanhã cada vez melhor para todos nós.

Aos nossos filhos (as), Elsa, Katine (Ívan), Jordão, Mauro e Patrícia, pela compreensão, paciência e perseverança que demonstraram nos momentos em que os estudos exigiram que me apartasse deles por longo período.

A colaboração de todas essas entidades coletivas e singulares, cada uma a seu jeito, foi decisiva para a realização desta tese de doutorado que na verdade, representa a concretização de um dos maiores sonhos da minha vida. Por isso, para todos vocês vão os meus sinceros e profundos agradecimentos:

Obrigado de coração!

(Khanimambo)

RESUMO

O trabalho analisa o aproveitamento energético dos resíduos alimentares gerados no Restaurante Universitário (RU) da Universidade de Brasília (UnB), com a finalidade de avaliar o potencial desses materiais na redução das emissões de gases de efeito, do volume de resíduos aterrados, recuperação de materiais e produção de energia renovável.

Com bases em dados primários colhidos no local e, secundários, obtidos na literatura e, recorrendo a métodos de observação/medição direta e revisão bibliográfica, o trabalho analisa o fluxo dos resíduos alimentares gerados no local, suas propriedades físicas/químicas e seu potencial energético. Usa o método de balanço de massa e energia para quantificar os potenciais benefícios econômicos, sociais e ambientais derivados da sua valorização e, alguns elementos do método de decisão multicritério (ADM), para aferir as possibilidades, as limitações e os desafios que a implementação dessa tecnologia coloca para a comunidade universitária local.

De acordo com a metodologia adotada, os resultados do estudo sugerem um fluxo considerável de resíduos estimado em 2,184 toneladas por dia, equivalentes a uma produção anual de 797,16 toneladas, com um potencial energético de cerca de 6,6 kl de biogás anuais, correspondente a um potencial de produção de 83,3 m³ por tonelada de resíduos alimentares. Consumido *in situ*, o biogás (metano) gerado representa uma economia potencial de 64% no consumo de gás de cozinha, além da redução nos custos de coleta, transporte e deposição final, estimados em torno de R\$ 21.000 anuais.

A recuperação de materiais na ordem de 36% e desvio da matéria orgânica na ordem de 26% são outros potenciais benefícios derivados da aplicação da digestão anaeróbia no tratamento de resíduos gerados no local, acrescidos do desvio de gases de efeito estufa na ordem de 106 kgCO₂eq por tonelada de resíduos alimentares gerados, equivalentes a 84,7 tCO₂eq por ano. O ensaio de uma planta experimental de biodigestão dos resíduos alimentares do RU resultou numa produção média de biogás na ordem de 0,8 m³/dia, equivalente a 120 dm³ /kg SV, com baixa concentração de metano (1.500 ppm) e, por conseguinte, não inflamável.

A análise do desempenho do ensaio experimental revelou que não obstante o potencial energético existente nos resíduos gerados no local, certos aspectos de natureza tecnológico-operacional, como o domínio do processo bioquímico, planejamento etc., precisam ser aprimorados para explorar com maior eficácia tal potencial, em benefício do Restaurante da Universidade de Brasília, em particular, e da comunidade acadêmica local, no geral.

Palavras-chave: Resíduos alimentares, Digestão anaeróbia, Energia, Biogás, Metano, Restaurante Universitário

ABSTRACT

This work analyzes the energy utilization of food waste generated at the University Restaurant (RU) of the University of Brasília (UnB), in order to evaluate the potential of these materials in the reduction of greenhouse gas emissions, reduction of landfilled volume and Renewable energy production.

Based on the primary and local data obtained in the literature, the work analyzes the flow of food residues generated on the site, its physical/chemical properties and its energy potential, using methods of direct observation/measurement and bibliographic review. It uses the mass and energy balance method to quantify the potential economic, social and environmental benefits derived from its valorization, and some elements of the multicriteria decision method (ADM) to gauge the possibilities, limitations and challenges that the implementation of this technology poses for the local university community

According to the methodology adopted, the results of the study suggest a considerable waste stream estimated at 2.184 tons per day, equivalent to an annual production of 797.16 tons, with an estimated energy potential of 6.6 KL of biogas, corresponding to a production of 83.3 m³ per ton of food waste. Consumed in situ, the biogas (methane) generated represents a saving of 64% in the consumption of cooking gas, in addition to saving the costs of collection, transportation and final disposal estimated at around R\$21000 per year.

The recovery of materials in the order of 36% and organic matter deviation in the order of 26% are other potential benefits derived from the application of anaerobic digestion in the treatment of on-site waste, plus sequestration of greenhouse gases in the order of 106 kgCO₂eq per ton of food waste generated, equivalent to 84.7 tCO₂eq per year. Testing of an experimental biodigestion plant for RU food waste resulted in a mean biogas production of around 0.8 m³/day, equivalent to 120 dm³/kg SV, with a low methane concentration (1500 ppm).

The experimental performance analysis revealed that despite the energetic potential of locally generated waste, to take advantage of this, certain aspects of a technological-operational nature such as the biochemical process domain, planning, etc., need to be improved to explore with greater effectiveness the energy potential of the residues generated in the place, for the benefit of the Restaurant of the University of Brasília in particular and of the local academic community in general.

Keywords: Food Waste, Anaerobic Digestion, Energy, Biogas, Methane, University Restaurant.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Processos de aproveitamento energético de RSU.....	30
FIGURA 2. Algumas propriedades dos RSU.....	33
FIGURA 3. Processos anaeróbio versus aeróbio.....	37
FIGURA 4. Diagrama esquemático de ecossistemas metanogênicos.	38
FIGURA 5. Fases da digestão anaeróbia	39
FIGURA 6. PH de algumas soluções comuns.....	47
FIGURA 7. Produção do biogás versus tempo de retenção.....	56
FIGURA 8. Características do biodigestor usado neste trabalho	61
FIGURA 9. Cenário base: Aterro	79
FIGURA 10. Cenário alternativo: Digestão anaeróbia	85
FIGURA 11. Potenciais benefícios da digestão anaeróbia.	87
FIGURA 12. Restaurante da Universidade de Brasília (RU).....	95
FIGURA 13. Medição de resíduos no RU/UnB	97
FIGURA 14. Triagem manual dos resíduos alimentares do RU/UnB.....	98
FIGURA 15. Trituração de resíduos alimentares	98
FIGURA 16. Determinação experimental do pH do substrato.....	99
FIGURA 17. Colocação do esterco bovino no biodigestor.....	102
FIGURA 18. Biodigestor em plena atividade	103
FIGURA 19. Estrutura da “usina” de biodigestão.....	103
FIGURA 20. Delineamento do ensaio agrícola e aspeto das rúculas no final do ensaio.....	106
FIGURA 21. Resíduos alimentares gerados no RU	108
FIGURA 22. Algumas imagens de sensibilização no RU/UnB	109
FIGURA 23. Evolução do pH	112
FIGURA 24. Aterro versus Digestão anaeróbia	114
FIGURA 25. Volume de gás gerado.....	121
FIGURA 26. Parâmetros de controle.....	122
FIGURA 27. Concentração de metano no biogás	123
FIGURA 28. Viabilidade do projeto.....	126
FIGURA 29. Aspeto do sombreamento do biodigestor.....	128
FIGURA 30. Forças, fraquezas e oportunidades do projeto	129

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Valores médios dos parâmetros dados nas equações	35
TABELA 2. Sistemas psicrófilico, mesófilico e termófilicos	44
TABELA 3. Propriedades usadas na classificação dos reatores anaeróbicos	59
TABELA 4. Digestão úmida x seca. Principais vantagens e desvantagens.	60
TABELA 5. Composição do biogás	68
TABELA 6. Propriedades do biogás	68
TABELA 7. Principais gases de efeito estufa (GEE)	73
TABELA 8. Valores padrão	80
TABELA 9. Avaliação da viabilidade do projeto	90
TABELA 10. Fatores de incerteza.....	91
TABELA 11. Relação das propriedades dos resíduos analisadas	99
TABELA 12. Relação dos parâmetros de monitoria analisados	104
TABELA 13. Lista de parceiros identificados	107
TABELA 14. Algumas propriedades dos resíduos alimentares do RU/UnB.....	111
TABELA 15. Potencial energético anual dos resíduos alimentares do RU	113
TABELA 16. Produção de metano	113
TABELA 17. Inventário de entradas e saídas	115
TABELA 18. Emissões de gases de efeito estufa (GEE).....	118
TABELA 19. Sinopse dos resultados de avaliação dos critérios de viabilidade	124
TABELA 20. Matriz de avaliação	125

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIOGÁS	Associação Brasileira de Biogás
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ADM	Método de Análise e Decisão Multicritério
AGV	Ácidos Gordos Voláteis
APHA	American Public Health Association
CDS	Centro de Desenvolvimento Sustentável
DA	Digestão Anaeróbia
EBA	Associação Europeia de Biogás
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FORSU	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
PBM	Potencial Bioquímico de Metano
REALP	Rede de Estudos Ambientais em Países de Língua Portuguesa
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
RU/UnB	Restaurante Universitário da Universidade de Brasília
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TCO	Taxa de Carga Orgânica Volumétrica
TD	Taxa Percentual de Desvio de Resíduos
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TRM	Taxa de Redução da Matéria Orgânica Biodegradável
UAN	Unidade de Alimentação e Nutrição
UnB	Universidade de Brasília

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	17
1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
1.1 Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos	29
1.2 Propriedades dos resíduos sólidos urbanos	32
1.3 Potencial energéticos dos resíduos	33
1.4 Digestão anaeróbia: Descrição geral do processo	36
1.4.1 Hidrólise.....	40
1.4.2 Acidogênese	41
1.4.3 Acetogênese	41
1.4.4 Metanogênese.....	42
1.5 Parâmetros ambientais e operacionais	43
1.5.1 Temperatura	43
1.5.2 Alcalinidade, tamponamento e pH	46
1.5.3 Nutrientes.....	51
1.5.4 Taxa de carga orgânica	53
1.5.5 Teor de sólidos totais e voláteis	53
1.5.6 Tempo de retenção	55
1.5.7 Agitação	56
1.5.8 Produtividade, rendimento e taxa de degradação.....	57
1.6 Biodigestor e suas formas de classificação	58
1.6.1 Teor de matéria seca dos substratos	59
1.6.2 Número de fases	60
1.6.3 Formas de alimentação	60
1.7 Biomassa usada como substrato	61
1.8 Métodos de prétratamento do substrato	62
1.9 Produtos da digestão anaeróbia	67
1.9.1 Biogás	67
1.9.2 Digestato	70
1.10 Impacto ambiental da gestão de resíduos.....	71
1.10.1 Mudanças climáticas.....	72
1.10.2 Redução da matéria orgânica aterrada.....	75

1.10.3	Consumo de energia	76
1.10.4	Taxa de recuperação de materiais	77
1.11	Aterro Sanitário	78
1.12	Planta de digestão anaeróbia	84
1.13	Benefícios da digestão anaeróbia da FORSU.....	87
1.14	Método de análise multicritério	88
1.15	Considerações preliminares.....	93
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	95
2.1	Local de estudo.....	95
2.2	Caracterização dos resíduos alimentares do RU/UnB	96
2.2.1	Fluxo de resíduos.....	96
2.2.2	Propriedades físicas e químicas dos resíduos alimentares.....	98
2.3	Avaliação do potencial energético dos resíduos alimentares	99
2.4	Análise do Impacto ambiental da gestão de resíduos do RU	100
2.5	Avaliação dos potenciais benefícios dos resíduos alimentares	100
2.6	Estudo experimental sobre a produção de biogás.....	101
2.6.1	Prétratamento: Diluição, carga, inoculação e tamponamento.....	101
2.6.2	Início da biodigestão.....	102
2.6.3	Medição de biogás.....	103
2.6.4	Controle das fugas de biogás	104
2.6.5	Monitoria do processo anaeróbio	104
2.6.6	Avaliação do potencial do biodigestato	105
2.6.7	Avaliação do desempenho do projeto.....	106
3	ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	108
3.1	Caracterização dos resíduos alimentares.....	108
3.1.1	Fluxo de resíduos no RU/UnB	108
3.1.2	Determinação das propriedades dos resíduos alimentares.....	110
3.2	Potencial energético dos resíduos alimentares	112
3.3	Avaliação do Impacto ambiental na gestão de resíduos do RU/UnB	114
3.3.1	Produção e consumo de energia	116
3.3.2	Desvio de resíduos e recuperação de materiais.....	117
3.3.3	Emissões de gases de efeito de estufa	118
3.4	Potenciais benefícios da digestão anaeróbia	119
3.5	Resultados do trabalho experimental.....	121

3.7	Matriz de avaliação	129
4	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	131
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	134
	ANEXOS	144
	ANEXO 1	145
	Cálculo do potencial energético.....	145
	ANEXO 2	146
	Emissões brutas: Cenário base (Aterro).....	146
	ANEXO 3	147
	Emissões brutas: Cenário alternativo (DA).....	147
	ANEXO 4	148
	Ferramenta de avaliação.....	148
	ANEXO 5	152
	Ficha de inquérito	152
	ANEXO 6.....	154
	Fluxograma da metodologia.....	154

INTRODUÇÃO

“A valorização dos resíduos é uma mudança de paradigma que está acontecendo agora. Seu benefício ambiental é claro, transforma custo em rendimento”¹.

A primeira lei da termodinâmica, uma das leis fundamentais da natureza, estabelece que nela, nada se cria nem se destrói, tudo se transforma de uma forma para outra. A Terra onde vivemos pode ser representada como um sistema fechado no qual a quantidade de matéria é quase constante e é continuamente reciclada entre biosfera, litosfera, atmosfera e hidrosfera por processos solares, biogeoquímicos e geotérmicos. Ela é capaz de trocar uma grande quantidade de energia com o espaço circundante, mas apenas uma pequena quantidade de matéria (CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2008).

Uma das consequências disso é que os resíduos descartados no decurso das atividades de produção e consumo não desaparecem, pura e simplesmente, eles se transformam em outras substâncias algumas delas nocivas para o meio ambiente e para saúde humana. Transformam-se em vetores de doenças de várias feições, em fontes de emissões de gases de efeito estufa (GEE), contaminantes do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas, entre outros.

Por conseguinte, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSUs) é hoje, um sério desafio para muitos países, em particular no mundo em desenvolvimento, devido em parte, ao volume crescente de resíduos e os impactos causados ao meio ambiente, a saúde e à segurança pública. Crescimento demográfico, rápida urbanização, aumento dos padrões de consumo, insuficiente capacidade institucional, baixa capacidade de especialização, escassos recursos financeiros, aspetos legais e administrativos (MENIKPURA; SANG-ARUN; BENGTSSON, 2013), entre outros fatores, contribuem para o crescimento da taxa de geração de resíduos, fazendo com que a sua gestão se transforme num desafio para o poder público local.

Abramovay; Speranza; Petitgand (2013: p.21) são categóricos na identificação dos efeitos perversos do problema e, afirmam que as consequências são duplamente destrutivas. Por um lado, montanhas de lixo avolumam-se em locais impróprios, contaminando a água e o solo, empestando o ar e transmitindo doenças cuja existência, no século 21, é dificilmente admissível. Por outro, não se aproveitam oportunidades imensas de geração de riqueza e renda por meio da reutilização e da reciclagem.

¹ Fonte: Alexandre Alvim, diretor de novos negócios da Estre Ambiental (São Paulo, Brasil)

Dados publicados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) referentes ao ano de 2015 indicam que o total de RSU gerados no Brasil aumentou 1,7% de 2014 a 2015, período em que a população brasileira cresceu 0,8% e a atividade econômica (PIB) retraiu 3,8% (ABRELPE, 2015). Em termos de tratamento desses materiais, a fonte mostra que não obstante os esforços realizados no país, cerca de trinta milhões de toneladas de resíduos foram dispostas em lixões e aterros, sem nenhuma estrutura de engenharia sanitária/ambiental para proteção do meio ambiente, uma quantidade que é 1% maior do que o montante registrado em 2014.

A fonte supracitada realça que a prática da disposição final inadequada de RSU ainda ocorre em todas as regiões e estados brasileiros, em pelo menos 3.326 municípios. Esse fato sinaliza a necessidade, premência e pertinência do envolvimento de todos na busca de alternativas de gestão de resíduos que sejam ambientalmente eficazes, economicamente acessíveis e socialmente aceitáveis (MCDUGALL et al., 2008), tirando proveito do conhecimento e da experiência acumulada no assunto durante séculos.

Vários projetos de pequeno, médio e grande porte estão atualmente em andamento no mundo desenvolvido e em desenvolvimento, visando a gestão sustentável dos resíduos por meio do aproveitamento energético desses materiais. Na China, por exemplo, estima-se que entre 2006 e 2010 foram construídos cerca de 22 milhões de sistemas de biogás, podendo atingir um total de 40 milhões de sistemas instalados no início de 2011 (VÖGELI et al., 2014). De acordo com a mesma fonte, a Índia na altura contava com mais de 4 milhões de sistemas e o Vietnã, com 20.000 sistemas construídos por ano, esperava atingir mais de 100.000 por volta de 2010.

Também na Europa, um relatório da Associação Europeia de Biogás (EBA) afirma que em 2012, 13800 digestores anaeróbios estavam em serviço naquela região (União Europeia + Suíça) com cerca de 7400 MW de capacidade de geração de eletricidade. Até ao final de 2013, o limite de 14000 biodigestores anaeróbios foi ultrapassado, depois que a Alemanha sozinha conseguiu construir 335 instalações adicionais ao longo do ano (EUROBSERV'ER, 2014). De acordo com os planos nacionais de ação em matérias de energias renováveis (NREAP) de 28 países da União Europeia espera-se que até 2020 o setor do biogás contribuirá com 4456 ktep de produção de calor e 64,2 TWh (5423 ktep) da produção de eletricidade, o que equivale ao consumo de energia final combinado de 9879 ktep (*ibidem*)². Em relação a Europa, importa destacar que é lá onde foram patenteadas as maiores tecnologias de processamento de resíduos,

² A tonelada equivalente de petróleo (tep) é uma unidade de energia definida como o calor libertado na combustão de uma tonelada de petróleo cru: 1 tep= 41,87. 10⁹=41,87GJ.

a saber, KOMPOGAS com 23 mil toneladas de resíduos por ano, VALORGA, 86 mil, DRANCO 36 mil e a BTA com uma capacidade instalada de 110 mil toneladas anuais, aproximadamente (ROBBINS, 2012).

Em África, onde a digestão anaeróbia é ainda pouco disseminada, há relatos de projetos de sucesso em países como Tanzânia, Lesotho, entre outros, lançados em Maio de 2007 no âmbito do programa “Biogás para vida melhor”, com base na experiência asiática, que visa instalar mais de dois milhões de unidades de biogás em agregados familiares rurais até 2020 (VAN NES; NHETE, 2007). Em Moçambique merece destaque um projeto ainda na fase experimental que está operando um biodigestor para tratamento de resíduos alimentares gerados no Restaurante da Universidade Eduardo Mondlane, na capital-Maputo, além de outras experiências também na fase de testes que ocorrem por todo o país.

Na América Latina em geral e, no Brasil em particular, além de pequenas usinas de biogás para domicílios rurais, estão em curso vários projetos de aproveitamento energético de resíduos agrícolas, em paralelo com projetos de exploração de biogás dos aterros sanitários (VÖGELI et al., 2014). Segundo a Associação Brasileira de Biogás e de Biometano (Abiogás), o potencial de produção de biogás estimado de maneira conservadora no país, situa-se em torno de 23 bilhões de m³/ano, sendo 12 bilhões de cana-de açúcar, 8 bilhões de alimentos e 3 bilhões de resíduos, correspondentes a 11 milhões de toneladas equivalentes de petróleo (tep) ao ano, ou 12 bilhões de litros equivalente de diesel, aproximadamente (ABIOGAS, 2015).

Segundo Paiva et al. (2014), as chamadas Unidades de Alimentação e Nutrição (UANs), e os restaurantes universitários (RUs) são uma fonte importante de resíduos alimentares com potencial para sustentar projetos de produção de biogás, devido à elevada quantidade de produtos (na sua maioria constituídos por matéria orgânica biodegradável) que recebem e tratam por dia para atender a sua clientela em termos de alimentação e nutrição por um lado, e ao desperdício que nelas ocorre, por outro.

No Brasil foram contabilizadas 59 instituições federais de ensino superior, das quais 47 (≈ 8 em cada 10) possuem restaurantes universitários para atender às comunidades acadêmicas (VARELA et al., 2015), que no fim do dia geram grandes quantidades de resíduos alimentares, os quais na maior parte dos casos terminam o seu ciclo de vida nos aterros não controlados nas cidades onde essas unidades estão situadas. Santos (2016) dissertando sobre o desperdício nas Unidades de Alimentação e Nutrição (UANs) universitárias destaca que os restaurantes universitários (RUs) têm índices de resto ingesta e sobras a cima do aceitável.

Varela, et al. (2015) citando dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) mostram que o Brasil com cerca de 16,27 milhões de pessoas vivendo a baixo da linha

de pobreza consta na lista dos dez países que mais desperdiçam alimentos no mundo. Um desperdício, que segundo Heisler (2008) citado por Zanini (2013), pode atingir cifras astronômicas próximas a 12 bilhões de reais por ano.

Além de ser sinônimo de falta de qualidade (SILVÉRIO; OLTRAMARI, 2014) o desperdício que ocorre nos restaurantes universitários (RUs) em geral e no Restaurante da Universidade de Brasília (RU/UnB) em particular, tem efeitos ambientais muito severos quando descartados de forma inadequada.

Devido a sua composição (matéria orgânica biodegradável), a deposição de resíduos alimentares em locais inadequados gera impacto ambiental negativo sobre o meio ambiente, pois a sua decomposição gera substâncias tóxicas que contaminam diretamente o solo, a água, o ar e, no extremo, as pessoas. Trata-se de uma prática cujos efeitos danosos são incontroláveis e que, com o passar dos anos, apresentam custos cada vez mais elevados para adoção de medidas de controle e remediação (ABRELPE, 2014).

MCDougall et al. (2008), corroborando a fonte supracitada, destaca que este método de disposição final é ambiental e socialmente inaceitável, pois, pouco faz para proteção do meio ambiente bem como a saúde pública. Poluição das águas superficiais e subterrâneas pelo chorume, a migração de gases combustíveis (como o metano por exemplo), odores e criação de vetores de doença são todos resultados comuns associados com essa prática, que para além de agravar as já precárias condições de vida dos catadores, representar riscos significativos à saúde pública no presente e no futuro.

O aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em geral, e dos resíduos alimentares, em particular, uma prática secular que visa essencialmente tirar vantagens da energia química contida na estrutura desses materiais – é, atualmente, reconhecida como uma estratégia adequada tanto para redução do volume dos resíduos destinados aos aterros (gestão de resíduos) quanto para produção de energia renovável (gestão de energia), que pode ser usada no local na forma de calor, eletricidade ou combustível automotivo.

Inserido numa estratégia mais ampla de conservação de recursos naturais (matéria e energia), proteção do meio ambiente e geração de renda e emprego, o aproveitamento energético dos RSU e dos resíduos alimentares é uma atividade que garante uma série de vantagens de natureza social, econômica e ambiental, as quais, quando racionalmente exploradas podem propiciar ganhos substanciais tanto para as famílias quanto para as organizações, como é o caso dos restaurantes universitários (RUs).

O presente trabalho, motivado em parte pela quantidade de resíduos gerados nos Campus universitários e inspirado nos diferentes projetos de aproveitamento energético dos

resíduos em diversas partes do mundo desenvolvido e em desenvolvimento, argumenta a favor de um sistema de produção baseado no princípio da circularidade, em que os produtos numa etapa do processo se convertem em insumos para outro estágio. Nesse esquema, os sistemas produtivos procuram mimetizar os ecossistemas naturais, auto organizando-se de tal forma que todos os recursos disponíveis sejam aproveitados no máximo possível, gerando menor quantidade de resíduos (CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2008).

Para Song; Li; Zeng (2015) o sistema de produção circular³ representa uma mudança do modelo de produção industrial tradicional, no qual os resíduos são considerados uma norma, para sistemas integrados, nos quais tudo tem seu uso. Aqueles autores defendem uma transformação no modelo de produção no qual as organizações/empresas minimizam o impacto que impõem aos recursos naturais e aprendem a fazer mais com o que a Terra produz.

No mesmo diapasão Cherubini; Bargigli; Ulgiati (2008) observam que em ambientes de recursos escassos, este comportamento se traduz numa vantagem seletiva, pois, enquanto nos sistemas de produção convencional os principais recursos são a matéria, energia e trabalho, os sistemas de produção circular dependem largamente do conhecimento, isto é, na melhor informação disponível sobre as necessidades e os excedentes existentes em cada estágio, bem como sobre as ferramentas tecnológicas para o processamento de recursos.

Baseado no princípio de “fazer mais com menos”, isto é, na necessidade de produzir mais bens (produtos e serviços) com menos matéria-prima, menos consumo de energia, menos resíduos e menos emissões para o meio ambiente (MCDOUGALL et al., 2008), este trabalho procura oferecer uma solução endógena tanto para mitigação das emissões de GEE quanto para a realização de outros benefícios ambientais, sociais e econômicos associados com a gestão de resíduos nos restaurantes universitários (RUs) e, nessa perspectiva, ajudar estas Unidades a se posicionarem como modelos de gestão integrada e sustentável de resíduos dentro e fora dos campus universitários.

Devido a inexistência de infraestrutura adequada em muitas cidades, os resíduos alimentares gerados nos restaurantes universitários (RUs) são transportados e depositados nos aterros, vulgarmente conhecidos como lixões, sem nenhuma instalação de engenharia sanitária/ambiental para tratamento. Na sua composição, esses materiais possuem matéria orgânica biodegradável que, quando depositada em aterros e lixões, se degrada liberando

³ No sistema de produção circular os mesmos materiais são usados repetidamente até o nível ótimo de consumo. Nenhum material é desperdiçado ou subutilizado.

quantidades consideráveis de gases de efeito estufa, tais como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) entre outros.

O transporte dos resíduos desde a fonte até ao aterro é feito por veículos que para o seu funcionamento usam combustíveis fósseis, os quais durante a sua combustão também emitem gases de efeito estufa (GEE), elevando a quantidade de emissões associadas com a gestão desses materiais e, por conseguinte, contribuindo para o aumento da entropia global, que se manifesta sob forma de desperdício de recursos (matéria e energia), degradação das condições de saneamento e de saúde pública, proliferação de vetores patogênicos, degradação das paisagens, poluição do meio ambiente, só para citar alguns.

Portanto o problema da presente tese situa-se no carácter eminentemente linear e bipolar (coleta e deposição) e, por conseguinte, perdulário, do atual sistema de gestão de resíduos gerados nas Unidades de Alimentação e Nutrição (UANs) universitárias (RUs), que favorece, em grande medida, as emissões de GEE e o desperdício de recursos materiais e energéticos em toda sua cadeia produtiva, contribuindo em última análise, no aumento da entropia global.

Noutras palavras, o problema pode ser colocado nos seguintes termos: decorrente da natureza dos produtos neles tratados (constituídos maioritariamente por matéria orgânica biodegradável) os restaurantes universitários possuem uma grande capacidade de geração de energia, e portanto de riqueza, não aproveitada, inflando, desnecessariamente, os lixões e aterros sanitários, tornando-se vetor de doenças e contaminação ambiental, e secundariamente, encurtando a vida útil dos aterros sanitários, além de gastos evitáveis dos fundos do erário público.

Partindo dessa constatação e, tendo em vista o potencial da digestão anaeróbia na gestão de resíduos e na produção de energia renovável, o foco central deste trabalho consiste na análise de um esquema de gestão alternativo que amplia um pouco mais a cadeia, incluindo um terceiro polo constituído por uma planta de digestão anaeróbia (DA), tendo em vista a possibilidade de aumentar potenciais benefícios e reduzir potenciais impactos negativos associados com a gestão dos resíduos em tais Unidades. Nesse sentido, e tomando o Restaurante Universitário da Universidade de Brasília (RU/UnB) como caso de estudo, a tese é orientada para responder as seguintes **questões**:

- 1) Qual é o potencial energético dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB?
- 2) Quais são os impactos ambientais decorrentes do esquema atual de gestão de resíduos deste estabelecimento?

3) Dado o potencial energético apurado, quais são os potenciais benefícios que a digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos gerados no RU/UnB pode oferecer ao estabelecimento?

4) Quais são as possibilidades e desafios para a instalação de uma planta de digestão anaeróbia para tratar os resíduos gerados no estabelecimento?

Os resíduos alimentares gerados no RU/UnB incluem resíduos crus (da etapa de preparação) e cozidos (que incluem as sobras na cozinha e dos pratos (fração indigesta) tornando a sua composição altamente heterogênea e complexa. Associado a isso, na sua estrutura química, esses resíduos contém substâncias como carboidratos, gorduras, proteínas, entre outras, que são portadores de energia por excelência.

Decorrente disso e, em clara oposição ao sistema de gestão bipolar (*pick up & drop off*) e linear, esta tese argumenta a favor da integração a tecnologia de digestão anaeróbia (DA) no atual esquema de tratamento dos resíduos alimentares gerados no local, como uma forma de aprimorar o sistema de gestão, por um lado, e ampliar o leque de benefícios econômicos, sociais e ambientais associados, por outro e, defende a seguinte **hipótese de trabalho**:

A aplicação da tecnologia de digestão anaeróbia no tratamento dos resíduos alimentares gerados nos restaurantes universitários (RUs), em geral, e no RU/UnB, em particular, oferece benefícios econômicos e ambientais substanciais tais como:

- Diminuição do volume de resíduos aterrados;
- Recuperação de materiais;
- Mitigação das emissões de GEE (CO₂, CH₄ entre outros);
- Redução de custos relativos à aquisição do gás de cozinha, entre outros.

A conjugação de ambos, o valor econômico e as externalidades ambientais positivas acima mencionadas são aspetos determinantes e de alto valor estratégico (ABIOGAS, 2015) para a sustentabilidade das atividades destas Unidades, que não só colocariam os restaurantes universitários, em geral, e o RU/UnB, em particular, numa posição cimeira em termos de gestão sustentável dos seus rebotalhos relativamente aos estabelecimentos similares dentro e fora do Campus, como, também, contribuiriam para redução de custos na gestão de resíduos para a entidade responsável.

Em função do problema, das questões e da hipótese de trabalho colocados, o **objetivo geral** da presente pesquisa consiste em avaliar o potencial dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB na redução do volume de resíduos aterrados, recuperação de materiais, redução de

GEE e na produção de energia renovável (metano). O alcance desse desiderato passa necessariamente pela realização dos seguintes **objetivos específicos**:

- Caracterizar os resíduos gerados no local em termos de fluxo e suas propriedades físicas e químicas;
- Avaliar o potencial energético dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB;
- Avaliar o impacto ambiental da gestão de resíduos nesta unidade;
- Quantificar os potenciais benefícios ambientais, sociais e econômicos associados com a aplicação da digestão anaeróbia no tratamento dos resíduos alimentares gerados no local;
- Analisar experimentalmente o processo da digestão dos RA gerados no RU/UnB;
- Avaliar a viabilidade do projeto de biodigestão dos resíduos do RU/UnB à luz do método de análise de decisão multicritério para identificar forças (*strengths*) e fraquezas (*weaknesses*) do projeto.

Os resíduos sólidos representam na atualidade um dos problemas ambientais globais de maior relevância, sinônimo de falta de qualidade (SILVÉRIO; OLTRAMARI, 2014), símbolo da ineficiência e de recursos mal alocados na sociedade (SONG; LI; ZENG, 2015). Segundo a última fonte, em 2011, o volume de resíduos sólidos gerados no mundo foi estimado em cerca de 11 bilhões de toneladas por ano e usando-se caminhões de 2,5 toneladas, esse valor corresponde a 300 voltas ao redor da linha do equador, representando uma geração per capita mundial de 1,74 toneladas/ano, aproximadamente.

Essa massa assombrosa de resíduos é gerada à custa de enormes quantidades de recursos naturais (materiais e energéticos) retirados da natureza todos os dias para satisfazer uma demanda cada vez mais crescente por novos produtos. É na verdade um aumento quantitativo resultante do aumento populacional e, qualitativo, decorrente do aumento (desigual) da renda da população mundial, que implica no consumo de novos produtos. A fonte supracitada, usando várias fontes, estima que globalmente, cerca de 120-130 bilhões de toneladas de recursos naturais são consumidos por ano gerando cerca de 3,4 a 4,0 bilhões de toneladas de RSU. Essas cifras mostram entre outros aspectos que globalmente, uma tonelada de recursos gera em média cerca de 29,5 quilogramas de resíduos.

Associando a geração de resíduos com o esgotamento de recursos naturais (água, energia, minérios, etc.), maior demanda por terras, poluição e aumento do custo econômico

adicional para os sistemas de gestão dos resíduos, Song; Li; Zeng (2015) alertam que a ação combinada desses fenômenos todos, está levando a humanidade para um futuro incerto.

A situação é claramente mais crítica nos países em desenvolvimento, pois além da gestão ineficiente dos seus rebotalhos (WALDMAN, 2013), na sua maioria, enfrentam sérios constrangimentos para o fornecimento de suprimentos adequados e confiáveis de produtos e serviços energéticos, em virtude da sua dependência nas importações de combustíveis fósseis.

A distribuição geográfica desigual das fontes de energia fósseis e a instabilidade dos preços praticados no mercado internacional, colocam esses países num estado de dependência permanente e vulnerabilidade (política e econômica) crônica que aliados a outros fatores endógenos (dívida pública, corrupção, consciência cívica/cidadania, etc.) inviabilizam o alcance dos objetivos de desenvolvimento plasmados nas agendas dos seus governos, colocando a maioria da população num estado lastimável de pobreza, de todo inaceitável em pleno século XXI.

Diante desse quadro e tendo em vista a necessidade de garantir suprimentos adequados e confiáveis de energia de forma sustentável, isto é, com máxima equidade social, máxima proteção ambiental e máxima eficiência econômica, uma das soluções mencionada de forma recorrente é a transição paradigmática, ou seja, a evolução do paradigma dos combustíveis fósseis, voraz em energia e agressor do meio ambiente, para o paradigma das fontes renováveis de energia, de menor impacto ambiental.

Para Costa; Rodrigues (2015) a transição paradigmática garantiria uma base energoprodutiva, socioenergética e energético-ambiental dotada de atributos como acentuada redução no nível do energodesperdício, matriz energética mais limpa, menor grau de perversidade/agressão em relação ao meio ambiente, ampla interação/interpenetração entre os petroderivados e as fontes renováveis

Isso pressupõe entre outras coisas, a reestruturação e abordagem complementar e integrada dos sistemas de gestão de resíduos e de energia, aproveitando os avanços tecnológicos da chamada “Terceira Revolução Industrial” (RIFKIN, 2012) com foco na diversificação cada vez maior das fontes de energia, aposta corajosa e ousada nas energias renováveis, maior investimento na economia e eficiência energética, complementaridade entre a produção centralizada e descentralizada de energia, baseada na geração e distribuição horizontal.

De entre as diferentes possibilidades aí colocadas, em termos de ampliação e diversificação da matriz energética e, tendo em vista os objetivos desta tese, destaca-se a tecnologia de digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU).

O uso dessa tecnologia permite a produção do metano, um gás que pode ser usado como combustível automotivo, fonte de calor e eletricidade, além do biofertilizante remanescente, que pode ser usado na valorização dos solos, melhorando a produtividade agrícola, com impactos positivos imediatos na qualidade de vida das pessoas, em particular aquelas situadas nas zonas rurais e na periferia dos centros urbanos.

Ao tratar biologicamente a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), a digestão anaeróbia permite resolver (parcialmente) os problemas de demanda energética, gestão de resíduos e emissões de gases de efeito estufa (GEE) simultaneamente e, na nossa opinião, esse fato por si só, confere a essa tecnologia um lugar privilegiado na estrutura da matriz energética dos países em vias de desenvolvimento.

A título ilustrativo, Amoo; Fagbenle (2013) estimam que num cenário otimista os sistemas de tratamento de resíduos irão tratar potencialmente 396 milhões de toneladas de RSUs por ano, produzindo 429 TWh de energia [cerca de 1083 kWh por tonelada de resíduos]⁴ e, que o mercado global de tecnologia termelétrica e biológica irá atingir cerca de 6,2 bilhões USD em 2012 e crescer para cerca de 29,2 bilhões em 2022 [uma taxa média de crescimento de vendas em torno de 2,3 bilhões USD por ano]⁵, além de 36 milhões de toneladas de gases de efeito estufa evitadas anualmente no mundo todo.

No entanto, apesar da sua viabilidade, sustentabilidade e eficácia terem sido demonstradas e confirmadas por várias pesquisas e programas (MWIRIGI et al, 2014), a tecnologia da biodigestão dos RSU em geral, e dos resíduos alimentares em particular, continua pouco disseminada na maior parte dos países em desenvolvimento (exceção da China, Índia, Nepal, etc.) privando, por conseguinte, uma boa parte da população de usufruir dessa opção tecnológica para a satisfação das suas necessidades energéticas.

Enquanto a produção científica sobre a digestão anaeróbia (DA) no mundo ocidental envolvendo unidades de pequeno e grande porte é suficientemente farta, estudos orientados de e para os países em desenvolvimento que quantifiquem os seus reais benefícios sociais, econômicos e ambientais resultantes do uso dessa tecnologia em unidades/organizações de pequeno e médio porte, continuam criticamente escassos. Quando disponíveis, a maioria desses estudos se concentram principalmente nos processos bioquímicos e “*análises de prova de conceito*” (FRANCHETTI, 2013), baseados sobre tudo em estudos na escala laboratorial, sem, no entanto, explorar plenamente os impactos socioeconômicos, e ambientais do uso da

⁴ O grifo é nosso.

⁵ *Ibidem*

tecnologia em si, para indicar as possibilidades, desafios e constrangimentos que essa tecnologia coloca.

Noutras palavras, apesar do reconhecimento dos múltiplos benefícios da digestão anaeróbia como estratégia de gerenciamento de resíduos, fonte de energia renovável e mitigadora de emissões de GEE, nos países em desenvolvimento continuam escassos estudos sobre os benefícios combinados dessa tecnologia. Para preencher essa lacuna e, tomando o Restaurante Universitário da Universidade de Brasília (RU/UnB) como estudo de caso, a tese analisa o impacto da digestão anaeróbia no tratamento dos resíduos alimentares gerados no local em comparação com o cenário atual baseado no aterro, tendo em vista a produção de energia renovável, emissão de GEE, redução do material depositado no aterro e recuperação de materiais.

O trabalho se configura num estudo de caso que toma o RU/UnB (unidade de médio porte), e os resíduos alimentares ali gerados, como local e objeto de estudo respectivamente, para analisar o potencial da tecnologia de DA tendo em vista as quatro categorias supracitadas.

Nesse sentido, o trabalho pretende inscrever no universo dos estudos realizados sobre o tema, alguns elementos da dinâmica de gestão de resíduos do RU/UnB que permitam aferir a viabilidade ambiental, social e econômica da digestão anaeróbia ao nível de pequenas organizações, como as unidades de alimentação e nutrição em geral e os restaurantes universitários em particular.

De ponto de vista institucional o estudo visa oferecer aos órgãos locais de tomada de decisão, um instrumento que lhes permita no mínimo, refletir e, se necessário, agir no sentido de decidir quando, onde e como instalar uma planta de DA capaz de minimizar os impactos ambientais e ao mesmo tempo maximizar os benefícios socioeconômicos associados com a gestão sustentável e integrada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em geral e dos resíduos alimentares em particular.

De acordo com a metodologia adotada, bem como o problema e a hipótese de trabalho formulados, a estrutura da presente tese compreende quatro capítulos, além da presente introdução, onde estão apresentados os antecedentes para a concepção do trabalho, formulação do problema e da correspondente hipótese de trabalho. Constam ainda, o objetivo geral e específicos bem como a justificativa da realização do trabalho.

No primiro capítulo é feita uma revisão bibliográfica baseada na literatura publicada, com finalidade de aclarar conceitos, princípios e leis que governam o processo de digestão anaeróbia, por um lado, e identificar o “estado da arte” da tecnologia, por outro.

No capítulo dois apresenta-se a metodologia usada para o desenvolvimento do trabalho com destaque para observação e medição direta da massa de resíduos gerados no RU/UnB, a determinação das propriedades físicas e químicas dos resíduos, bem como a instalação, operação e monitoramento de um biodigestor experimental com capacidade de mil litros (1m^3), para aferir o potencial do biogás gerado no atendimento parcial das necessidades energéticas do Restaurante da Universidade de Brasília. O desenvolvimento do trabalho descrito neste capítulo inclui também a construção do quadro teórico geral para análise do impacto ambiental da aplicação da tecnologia de digestão anaeróbia (DA) no tratamento dos resíduos alimentares gerados no local com apoio do método de balanço de massa/energia, para identificar os potenciais benefícios dessa tecnologia.

No capítulo três faz-se apresentação e discussão dos resultados obtidos tendo em vista os objetivos e a metodologia adotados. No capítulo quatro são formuladas as conclusões obtidas no trabalho e as recomendações resultantes das aprendizagens realizadas no decurso do trabalho. O texto encerra com a referência bibliográfica e a seção dedicada para anexos.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos

O aumento da densidade populacional urbana, acompanhado por maior geração de resíduos e demanda cada vez mais crescente de energia, aumento das taxas de desmatamento, declínio da fertilidade dos solos, entre outros, associados com preocupações relativas às mudanças climáticas, têm contribuído para o crescimento da popularidade das tecnologias de aproveitamento energético dos resíduos (SHAREEFDEEN; ELKAMEL; TSE, 2015).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) contêm matéria orgânica, bem como inorgânica. A energia latente presente na sua fração orgânica, pode ser recuperada para usos benéficos por meio da adoção de tecnologias adequadas de processamento e tratamento de resíduos (SHUKLA et al., 2000).

O aproveitamento energético dos RSU está relacionado a um conjunto de processos que recuperam energia a partir de resíduos não recicláveis e, nesse sentido, é parte da hierarquia do sistema de gestão integrada de resíduos (SHAREEFDEEN; ELKAMEL; TSE, 2015; JAMASB, 2010).

Para Ryu (2010), o aproveitamento energético é um método adequado tanto para gestão dos resíduos quanto para a produção de energia renovável. Com efeito, ao converter resíduos não recicláveis em calor, eletricidade ou combustível, os processos ou tecnologias de aproveitamento energético asseguram a produção de uma forma renovável de energia, por um lado e, por outro, permitem resolver simultaneamente o dilema da demanda de energia, gestão de resíduos e redução de emissões de gases de efeito estufa (PAN et al., 2015; RYU, 2010; SHAREEFDEEN; ELKAMEL; TSE, 2015).

Amoo; Fagbenle (2013) definem o aproveitamento energético ou recuperação de energia como um processo de tratamento de resíduos que permite a geração de energia na forma de calor, eletricidade ou combustível, a partir de resíduos que de outra forma seriam eliminados em aterros. Segundo a Empresa de Pesquisa Energética - EPE (2008) a produção de energia a partir dos RSU começou na década de 1980, quando as primeiras centrais termelétricas, movidas por resíduos, foram instaladas nos EUA, Europa e Japão.

Corroborando essa ideia, Amoo; Fagbenle (2013) retomam o tema para afirmar que o interesse nas aplicações práticas das técnicas de aproveitamento energético remonta a vários décadas, sublinhando, no entanto, que esta prática não representa em si uma novidade. A

novidade segundo esses autores, é a confluência de fatores que aumentaram a sua atratividade, entre os quais se pode destacar o aumento dos preços do petróleo, emissões de GEE, poluição urbana, segurança do abastecimento de energia, redução das importações de petróleo, mudanças climáticas etc.

Os autores analisados possuem entendimentos unânimes no sentido de que a recuperação de energia é uma atividade essencial, uma vez que pode reduzir o uso de combustíveis fósseis, ao mesmo tempo que permite minimizar os problemas ambientais, de saúde pública e de eliminação de resíduos.

Segundo Amoo; Fagbenle (2013) a tecnologia convencional de recuperação energética dos resíduos tem sido a combustão direta (incineração), porém, atualmente, tecnologias mais avançadas que incluem tratamentos térmicos como pirólise, criogenia⁶ e gaseificação etc., além de processos não térmicos como, fermentação e digestão anaeróbia, para a produção de biogás em biodigestores, também têm sido usadas. A FIGURA 1 apresenta as diferentes tecnologias de aproveitamento energético dos RSU. Na última coluna constam alguns dos produtos energéticos gerados pelos processos indicados.

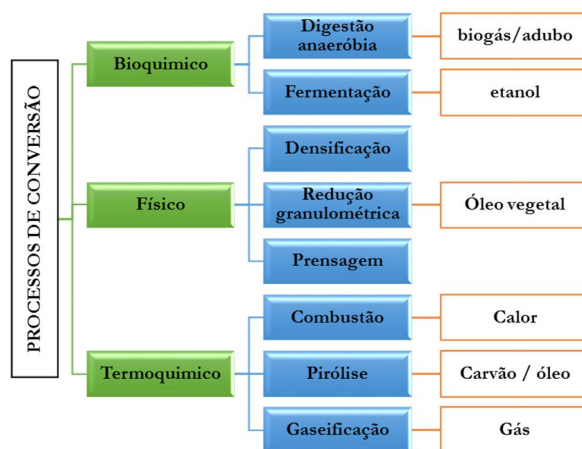


FIGURA 1. Processos de aproveitamento energético de RSU. Fonte: Autor

Em termos numéricos Amoo; Fagbenle (2013) citando várias fontes, estimam que mais de 800 plantas termelétricas alimentadas por resíduos operam atualmente em cerca de 40 países no mundo todo. E que os sistemas de recuperação de energia dos resíduos irão tratar até 2022, pelo menos 261 milhões de toneladas de resíduos por ano, com um total de venda de calor e eletricidade produzidos estimados em 283 TWh. Comparando com dados do Balanço

⁶ A **criogenia** é um ramo da físico-química que estuda tecnologias para a produção de temperaturas muito baixas (abaixo de -150°C) principalmente até à temperatura de ebulição do nitrogénio líquido ou ainda mais baixas, e o comportamento dos elementos e materiais nessas temperaturas sendo que a tecnologia usada explora os efeitos de transferência térmica entre um agente e o meio (“Wikipédia”, 2016); 08/11/016.

Energético Nacional (EPE, 2016: p. 150), esse valor é quatrocentas oitenta e seis vezes superior à energia elétrica produzida no Brasil no ano de 2015 (581.486 GWh).

Do ponto de vista ambiental, Ryu (2010) citando várias fontes, sugere que o aumento da exploração das tecnologias de aproveitamento energético dos resíduos urbanos (*Waste to energy* na versão inglesa) em torno de 23%, associadas com o aumento das taxas de reciclagem (em 43%) irão contribuir para redução das emissões de GEE na União Europeia, de 47 MtCO₂eq/ano em 2000, para 8 MtCO₂eq/ano até 2020.

Uma diferença fundamental que importa destacar entre os resíduos sólidos urbanos (RSU) e as outras fontes de energia renováveis, como solar, eólica, mare motriz etc., é que as primeiras estão sempre disponíveis (não sazonais) e os benefícios a eles associados incluem redução de volume de resíduos, saneamento e desintoxicação, estabilização e recuperação de energia etc., contribuindo desse modo para melhorias na recuperação de materiais e na eficiência energética, além de contribuírem para o aumento da vida útil dos aterros sanitários (AMOO; FAGBENLE, 2013).

Outro aspecto interessante destacado por esses dois autores é que dependendo do nível de crescimento, padrões de produção e consumo, cultura etc., a disponibilidade de resíduos é relativamente proporcional, e, por conseguinte o aproveitamento energético destes pode ser explorado de forma proporcionalmente equitativa pela humanidade, diferentemente das outras fontes de energias renováveis. No entanto, Amoo; Fagbenle (2013) recomendam que ao usar a energia produzida a partir de resíduos, a produção combinada de calor e eletricidade (*CHP* na versão inglesa) é a opção preferida para maximizar a eficiência energética total.

Islam; Ponnambalam; Lam (2016) analisando um relatório de uma agência de administração de informação sobre energia nos EUA, colocam as tecnologias de aproveitamento energético dos resíduos no topo do ranking das energias renováveis devido ao seu elevado poder calorífico (próximo ao do carvão mineral) e sua elevada estabilidade.

Esses autores, no entanto, deploram o fato de estudos visando o aproveitamento energético dos resíduos focarem mais na categoria dos RSU, em detrimento da fração dos resíduos industriais, cujo aproveitamento energético na sua ótica, permitiria desonerar a fatura de energia para o setor industrial.

Analisando os benefícios do aproveitamento energético dos resíduos, (SHUKLA et al., 2000) enumeraram uma série vantagens que incluem, a redução do volume de resíduos entre 60 a 90%, dependendo da composição dos resíduos e da tecnologia adotada; redução da demanda de áreas (sítios) para aterros, e dos custos de transporte, entre outras para no fim reafirmarem que, enquanto todos os esforços devem ser feitos em primeiro lugar para minimizar

a geração de resíduos, reciclar e reutilizá-los na medida do possível, a opção de recuperação de energia de resíduos deve também ser devidamente examinada e, sempre que possível, deve ser incorporada no esquema de gestão de resíduos.

Mais cautelosa na abordagem, a Empresa Brasileira de Pesquisa Energética - EPE (2014) afirma que embora as tecnologias aproveitamento energético dos RSU não tenham potencial em escala suficiente para sustentar um programa de expansão da oferta de energia no longo prazo para o país, na escala regional ou local, é uma estratégia importante, tendo em conta os benefícios sociais, econômicos e ambientais que pode proporcionar. Tais benefícios incluem:

- Redução da massa de resíduos destinados ao aterro (ABU-QUDAIS; ABU-QUDAIS, 2000; JAMASB, 2010);
- Redução das emissões de GEE (BASTO; PINGUELLI, 2003);
- Redução da dependência em relação aos combustíveis fósseis (CRESPO, 2013; LOHRI, 2012);
- Redução dos níveis de desmatamento;
- Geração de emprego e renda para milhões de trabalhadores não qualificados (BASTO; PINGUELLI, 2003);
- Redução de tempo destinado para busca das fontes de energia incrementando oportunidades para realização de outras atividades como educação⁷, lazer etc.

1.2 Propriedades dos resíduos sólidos urbanos

O desempenho de um projeto de valorização dos resíduos depende em parte, do conhecimento profundo das propriedades desses materiais, pois, dessas depende a escolha da melhor opção de aproveitamento ou valorização.

As propriedades dos resíduos incluem as características físicas, químicas, biológicas, geomecânicas etc., das substâncias constitutivas desses materiais, as quais são determinadas por meio de métodos analíticos e instrumentais específicos, cada um atendendo a uma condição de espaço, tempo, complexidade, recursos, precisão e objetivo (LANGE et al., 2002). A FIGURA 2 apresenta algumas propriedades de RSU, fundamentais no contexto de aproveitamento energético, sendo que parte delas foram objeto de estudo neste trabalho.

⁷ Nas zonas rurais e periurbanas, regra geral, a atividade de coleta de fontes de energia (lenha, carvão, esterco, etc., tem sido confiada as mulheres e crianças.

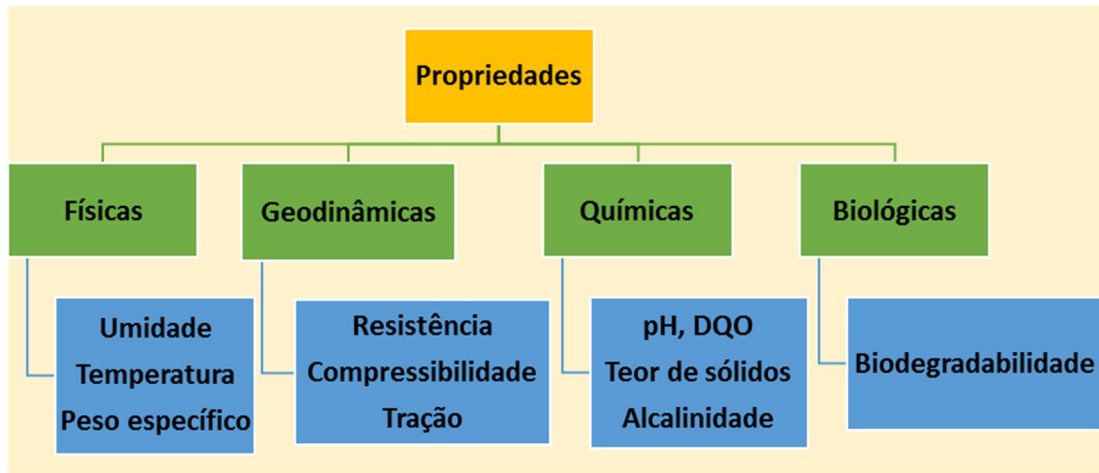


FIGURA 2. Algumas propriedades dos RSU. Fonte: Autor

A literatura existente sobre o tema mostra que, contrariamente ao que ocorre nas análises de água e efluentes líquidos, não existem métodos consagrados e adotados universalmente para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos. O que há são métodos analíticos adaptados de outras áreas de conhecimento que são usados para estudar as propriedades dos resíduos sólidos (LANGE et al., 2002). Para avaliar o potencial energético dos resíduos alimentares do RU/UnB serão analisadas propriedades como teor de humidade, teor de sólidos (totais e voláteis), entre outras.

1.3 Potencial energéticos dos resíduos

O aproveitamento energético dos resíduos passa necessariamente pela avaliação do seu potencial. Conforme sinaliza o próprio nome, potencial energético dos resíduos sólidos urbanos (RSU), e dos resíduos alimentares em particular, representa a quantidade de energia virtual (potencialmente) contida numa dada massa desses materiais que pode ser aproveitada por via de uma tecnologia adequada.

A partir da literatura analisada identificamos pelo menos duas vias metodológicas usadas com frequência na estimativa do potencial energético dos resíduos. O primeiro baseia-se na determinação do potencial bioquímico do metano (PBM). Várias técnicas são usadas para medição desse parâmetro, entre as quais pode-se citar: espectrometria, composição elementar do substrato (C, H, O, S, N e cinzas), análise dos componentes (carboidratos, proteínas e lipídeos), entre outros (GUNASEELAN 1997).

O potencial bioquímico (teórico) do metano é um indicador do potencial de biodegradação anaeróbia de um dado substrato. Expressa o valor da quantidade máxima de metano produzido por grama de sólidos voláteis (GUNASEELAN, 1997; LESTEUR et al.,

2010; NIELFA; CANO; POLANCO, 2015) e pode ser calculado por qualquer uma das seguintes vias:

- Fórmula estequiométrica de Buswell, válida para as CNTP (LESTEUR et al., 2010; NIELFA; CANO; POLANCO, 2015);
- Composição da demanda química do oxigênio (DQO) do substrato (NIELFA; CANO; POLANCO, 2015);
- Composição da fração orgânica em termos de carboidratos, proteínas e lipídeos (NIELFA; CANO; POLANCO, 2015);
- Fórmula modificada de Dulong (BROWNE, 2014).

Usando resultados de testes de Potencial Bioquímico de Metano (PBM), Gunaseelan (1997) classificou os rendimentos de metano derivado da digestão anaeróbia da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) em três grupos:

- Resíduos prétratados por separação manual: 0,39-0,43 m³/Kg SV adicionados;
- Resíduos prétratados de forma mecânica: 0,18-0,26 m³/Kg SV adicionados;
- Resíduos précompostados: menos de 0,14 m³/Kg SV adicionados.

O valor do PBM ou rendimento de metano varia em função de vários fatores ambientais e operacionais que ocorrem durante o teste, tais como taxa de carga, temperatura, pH, só para citar alguns. Por definição do conceito em si, o valor de PBM é bastante útil para dimensionamento de um projeto de digestão anaeróbia (DA), pois, conhecido o seu valor é possível então estimar o volume máximo de metano que se pode obter pela digestão anaeróbia de uma dada massa de resíduos.

O outro método de determinação do potencial energético dos resíduos proposto por Lou; Nair; Ho (2013) e Matteson; Jenkins (2007), usa algumas características dos resíduos (teor de sólidos, biodegradabilidade, taxa de produção etc.), do gás metano (concentração, poder calorífico etc.) e do instrumento de transformação (eficiência) para estimar o volume de metano, bem como o valor de energia (térmica e elétrica) que podem ser obtidos pela conversão biológica de uma massa de resíduos.

De acordo com esse método, o volume de metano que pode ser gerado por uma massa de resíduos submetida a um processo de digestão anaeróbia pode ser estimado pela equação (LOU; NAIR; HO, 2013):

$$V_{CH_4} = m_{RA} * f_{SVT} * b * g * C_{CH_4} \quad (1)$$

Onde:

V_{CH_4} : volume de metano (dam³);

m_{RA} : massa disponível de resíduos alimentares (Mg);

f_{SVT} : fração de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais (SV/ST);

b : taxa de biodegradabilidade dos resíduos alimentares;

g : taxa de produção intrínseca de biogás (dam^3/Mg SV destruídos);

C_{CH_4} : concentração de CH_4 no biogás ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{m}^3$).

O metano obtido pode ser usado diretamente para produção de calor para cozinhar, ou purificado (retirada de CO_2 e H_2S) para ser usado na produção de energia elétrica. O potencial anual de energia elétrica associado a uma dada massa de resíduos pode ser estimado por meio da equação (MATTESON; JENKINS, 2007):

$$W_{eIDA} = \frac{1}{3600} * m_{RA} * f_{SVT} * b * g * C_{CH_4} * Q_{CH_4} * \eta_m \quad (2)$$

Onde:

W_{eIDA} : potencial de geração de energia elétrica por ano (GWh/Ano);

m_{RA} : massa de resíduos (alimentares) tratada num ano (Mg de mat seca/Ano);

Q_{CH_4} : poder calorífico volumétrico de CH_4 (MJ/m^3);

η_m : eficiência do gerador elétrico.

A energia térmica (calor) que pode ser gerada por ano é estimada pela equação (LOU; NAIR; HO, 2013):

$$W_{th} = \frac{1}{1000} * m_{RA} * f_{SVT} * b * g * C_{CH_4} * Q_{CH_4} * \eta_{th} \quad (3)$$

TABELA 1. Valores médios dos parâmetros dados nas equações

Parâmetro	Símbolo	Valor
SV/ST	f_{SVT}	0,84 (0,78 nesta pesquisa)
Biodegradabilidade	b	0,67
Taxa de produção de biogás	g	0,75 dam^3/Mg SV degradados
Concentração de metano	C_{CH_4}	0,65 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{m}^3$
Eficiência de conversão elétrica	η_m	0,30
Eficiência de conversão térmica	η_{th}	0,25
Poder calorífico volumétrico de CH_4	Q_{CH_4}	36,3 MJ/m^3 (CNTP)

Fonte: Adaptado de MATTESON; JENKINS (2007)

Onde:

W_{th} : Energia térmica (TJ/ano)

η_{th} : Eficiência de conversão termoquímica.

A

TABELA 1 acima, apresenta os valores dos parâmetros que figuram nas equações (1), (2) e (3) supramencionadas. Da mesma forma como no método anterior, os valores do potencial

energético dos resíduos, em geral, e dos resíduos alimentares em particular, são expressos em termos de produção de metano por unidade de massa de sólidos voláteis adicionados. Analisando vários autores, Önder (2013) assinala que para os resíduos alimentares, tais valores podem variar entre 300 a 500 ml/g SV (300-500m³/t SV).

Note-se, no entanto, que os resultados obtidos pelos métodos acima mencionados representam o valor teórico máximo de energia que pode ser obtida por via da digestão anaeróbia de resíduos alimentares. O valor real pode ser menor ou mesmo deficitário dependendo de vários fatores tais como, método de coleta e separação, aspetos técnico-operacionais, tempo de retenção hidráulico, método de cálculo adotado, entre outros. Nesta tese o potencial energético dos resíduos alimentares do RU/UnB será estimado por via do segundo método, tendo a digestão anaeróbia como tecnologia de tratamento.

1.4 Digestão anaeróbia: Descrição geral do processo

Toda matéria vegetal e animal morta entra num processo de decomposição biológica, graças a ação de microrganismos que atuam no processo de degradação, com presença ou não do ar. Esse processo de degradação biológica da matéria vegetal ou animal, representa o método mais antigo da eliminação dos resíduos da natureza (AGROMISA, 1984) e pode ser dividido em dois grupos: (i) processos aeróbios (compostagem), que usam oxigênio e (ii) processos anaeróbios (digestão anaeróbia) que ocorrem na ausência de oxigênio (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009).

A compostagem é um processo natural, biológico, aeróbio e termofílico, controlado e manejado (INÁCIO; BETTIO; MILLER, 2010) de decomposição biológica de materiais orgânicos (aqueles que possuem carbono em sua estrutura), de origem animal e vegetal, pela ação de microrganismos, que pode ser aeróbia ou anaeróbia, em função da presença ou não de oxigênio no processo. Na compostagem aeróbia, a decomposição é realizada por microrganismos que só vivem na presença de oxigênio. O processo de compostagem aeróbio de resíduos orgânicos tem como produto final o composto orgânico química e biologicamente estável (*ibidem*), rico em húmus e nutrientes minerais que pode ser utilizado na agricultura como condicionador de solos, com grande potencial fertilizante (insumo agrícola).

Uma diferença importante entre os dois tipos de processos é a formação de um portador de energia (metano) como um dos produtos finais da degradação anaeróbia e a libertação de energia, na forma de calor, nos processos aeróbios (*ibidem*). A FIGURA 3 destaca algumas diferenças e semelhanças entre os dois processos.

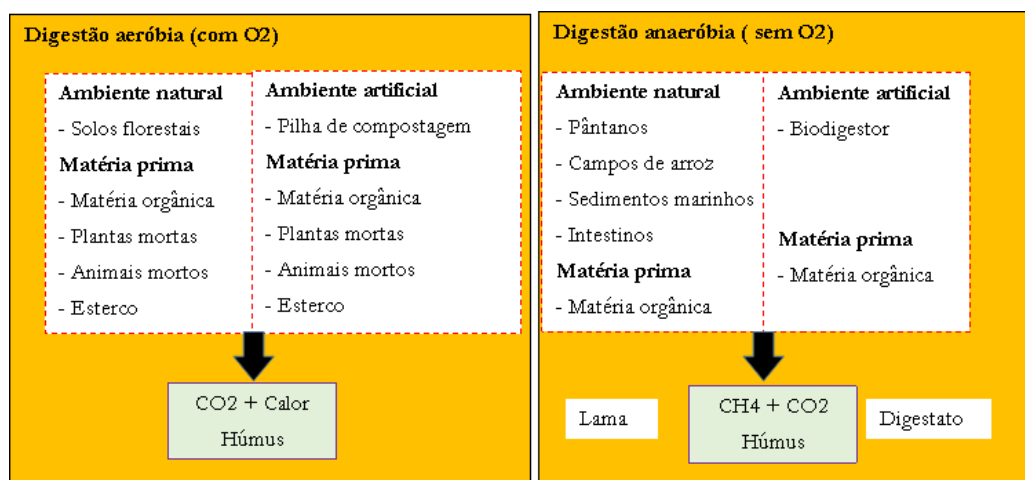


FIGURA 3. Processos anaeróbio versus aeróbio. Fonte: Adaptado de BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN (2009)

Além das diferenças acima mencionadas, Van Lier et al (2001) citam a conservação de amônia no material digerido, como uma das diferenças importantes entre os dois processos. Bal & Dhagat (2001) citados por Zainol (2012) acrescentam que o processo anaeróbio é mais vantajoso do que o aeróbio no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) por causa do alto grau de estabilização dos resíduos, baixa produção de lodo biológico excedente, baixa exigência de nutrientes e produção de um subproduto energético (CH₄).

A digestão anaeróbia (DA) é um processo bioquímico altamente complexo e dinâmico (ANGELIDAKI et al., 2009; APPELS et al., 2008; BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009) que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, no qual um consórcio de microrganismos atua de forma sinérgica⁸ e simbiótica⁹ (CARRILHO, 2012; KOTHARI et al., 2014; RAJENDRAN et al., 2014; ROBBINS, 2012) na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídeos) em metano, compostos inorgânicos como o dióxido de carbono (CO₂), nitrogênio (N₂), amônia livre (NH₃), gás sulfídrico (H₂S) e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular.

Esse processo, também conhecido como biometanização, ocorre naturalmente em áreas úmidas, campos de arroz, intestinos de animais, adubos e sedimentos aquáticos e é responsável

⁸ Efeito resultante da ação de vários agentes que atuam da mesma forma, cujo valor é superior ao valor do conjunto desses agentes, se atuassem individualmente. In: <http://www.dicionarioinformal.com.br/usuario>. Acessado em 03/03/2016.

⁹ Associação recíproca de dois ou mais organismos diferentes que lhes permite viver com benefício. Dicionário Priberam da Língua Portuguesa, 2008-2013, <http://www.priberam.pt/dlpo/simbiose> [consultado em 03-03-2016].

pelo ciclo (global) biogeoquímico do carbono, que anualmente libera entre 590 a 800 milhões de toneladas de metano para atmosfera (BOND; TEMPLETON, 2011).

Juntas as fontes naturais e antropogênicas representam 30 e 70%, respectivamente, do metano total liberado para a atmosfera a cada ano. As principais fontes naturais de metano são as zonas húmidas e os tratos intestinais de animais (principalmente insetos e ruminantes), enquanto as principais fontes antropogênicas são indústrias de processamento de combustíveis fósseis, campos de arroz e aterros sanitários (ARSOVA, 2010). Este autor, citando Palmisano et al.,1996 afirma que a atividade biológica é tida como a causa de mais de 80% do fluxo do metano atmosférico.

Arsova (2010: p.9) citando várias fontes, identifica três ecossistemas metanogênicos diferentes na natureza, nomeadamente:

- a) Sedimentos lacustres e marinhos, pântanos, solos de arrozais, lamas e digestores onde a matéria orgânica é completamente degradada.
- b) Ruminantes e tratos intestinais de quase todas as criaturas vivas (por exemplo seres humanos, insetos, cupins), onde o processo de mineralização é incompleto e a maioria dos produtos intermediários (por exemplo ácidos gordos voláteis) são absorvidos na corrente sanguínea.
- c) Na ausência de matéria orgânica (por exemplo, fontes termais) onde a metanogênese ocorre apenas a partir de hidrogênio geoquímico formado como parte do processo geológico.

A FIGURA 4 apresenta diagramas esquemáticos de três ecossistemas produtores de CH₄ existentes na natureza. Nessa, as setas sólidas mostram as reações que ocorrem e as tracejadas, as reações que não ocorrem no ecossistema considerado.

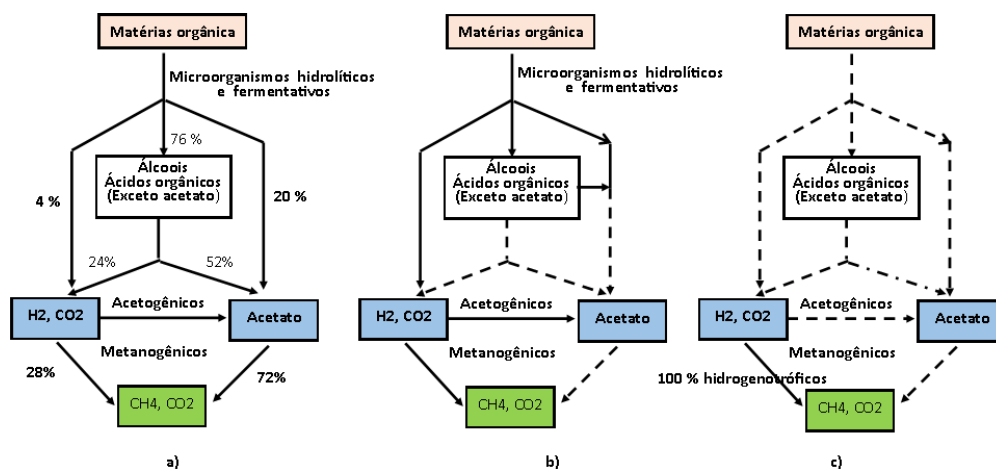


FIGURA 4. Diagrama esquemático de ecossistemas metanogênicos. Fonte: Adaptado de Arsova (2010) apud Garcia et al. (2000).

A Digestão Anaeróbia (DA) é um processo de equilíbrio delicado (NAGAO et al., 2012), que depende, no mínimo, da atividade de três grupos de microrganismos distintos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas), ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e iii) microrganismos metanogênicos (AQUINO; CHERNICHARO, 2005), com alto grau de especificidade (CARRILHO, 2012; KOTHARI et al., 2014; RAJENDRAN et al., 2014; ROBBINS, 2012) e interdependência, já que os produtos de uma etapa atuam como substrato para a etapa posterior. As bactérias fermentativas estão envolvidas na hidrólise e na acidogênese, as acetogênicas e os microrganismos (arqueas) metanogênicos, na acetogênese e na metanogênese, respectivamente (CARRILHO, 2012; ROBBINS, 2012).

Baseado na resposta dessa comunidade microbiana, principalmente bactérias anaeróbias e microrganismos metanogênicos (PINTO, 2000) a DA ocorre em quatro etapas sequenciais, cada uma com características específicas (ARIUNBAATAR et al., 2014). Em função da natureza dos microrganismos atuantes e do tipo de processamento do substrato, essas etapas são habitualmente agrupadas em quatro estágios principais de degradação a saber: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009; KOTHARI et al., 2014; RAJENDRAN et al., 2014; WANG, 2014), esquematicamente representados na FIGURA 5.

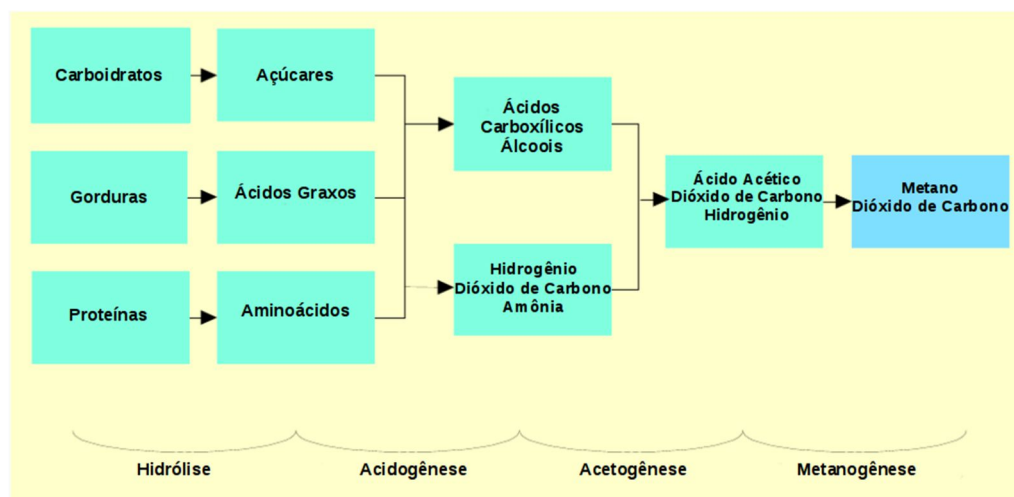


FIGURA 5. Fases da digestão anaeróbia. Fonte: Adaptado de Seadi et al. (2008).

As diferentes fases da digestão anaeróbica ocorrem paralelamente (FNR, 2010) e não existe uma fronteira nítida entre elas. Nesse sentido, o esquema acima apresentado é uma mera simplificação (de uma realidade bem mais complexa) com fins didáticos e ilustrativos. A seguir descreve-se com detalhe cada uma das fases que constituem a digestão anaeróbica.

1.4.1 Hidrólise

Nessa primeira fase da digestão anaeróbica em que, regra geral, o substrato (biomassa a ser digerida) se apresenta no estado sólido, o processo consiste essencialmente no ataque, quebra e conversão do material orgânico complexo (maior peso molecular) insolúvel, como os hidratos de carbono, proteínas e lipídeos etc., em compostos solúveis mais simples (CARRILHO, 2012; CRESPO, 2013; KOTHARI et al., 2014).

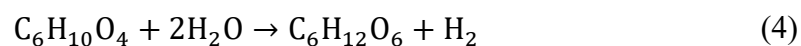
Nesta etapa polímeros complexos são hidrolisados e convertidos em monómeros, como aminoácidos, açúcares, ácidos gordos, entre outros, por meio de bactérias fermentativas que o fazem produzindo enzimas hidrolíticas denominadas lipases, proteases, celulasas, amilases, etc. (KOTHARI et al., 2014).

No que toca ao quantitativo das bactérias, Carrilho (2012) sustenta que as bactérias fermentativas envolvidas na hidrólise representam cerca de 90% da população bacteriana presente num biodigestor, sendo a maioria constituída por bactérias anaeróbicas obrigatórias (vivem exclusivamente em ambientes ricos em oxigênio) e a minoria por bactérias facultativas (podem viver em ambientes com ou sem oxigênio).

Tomando como referência diversas fontes, o autor supracitado, destaca que no caso de os resíduos sólidos serem constituídos por celulose, proteínas, lenhina e lipídeos, a hidrólise ocorrerá de uma forma mais lenta, o que poderá resultar em não formação de monómeros suficientes para o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelas restantes etapas da digestão anaeróbia.

No caso oposto, em que os resíduos sólidos são constituídos por matéria orgânica pobre em celulose, por conseguinte, mais facilmente biodegradável, como é o caso dos resíduos alimentares, a hidrólise ocorre de uma forma mais rápida, sendo o processo de digestão anaeróbia limitado pela etapa da metanogênese, caso se verifique a acumulação de ácidos gordos voláteis (*ibidem*).

Kothari et al. (2014) assumindo que a fórmula molecular média representativa para mistura de resíduos orgânicos (excluindo nitrogênio e outros componentes menores), pode ser dada pela fórmula $C_6H_{10}O_4$, representam a hidrólise dos resíduos orgânicos alimentares pela seguinte equação química:



A importância da água presente na equação (4) é destacada por Kothari et al. (2014) e Browne, 2014. Para os primeiros, a água na fase hidrolítica da digestão anaeróbia da matéria

orgânica é responsável pelo crescimento da população microbiana e funciona como agente de tamponamento para todo o substrato e reagentes, enquanto que para o último autor, a água atua como um agente oxidante (substância que pode aceitar elétrons provenientes de outra substância ou aumentar o número de oxidação da outra substância) na degradação de ácidos orgânicos (BROWNE, 2014).

Um reparo feito por Bisschops; Spanjers; Schuman (2009) é que quando o biodigestor é alimentado com uma mistura complexa de substratos, como resíduos alimentares, a degradação dos componentes vai começar em diferentes etapas no esquema apresentado na FIGURA 5. A degradação de sólidos começará no primeiro estágio, ao passo que a degradação dos ácidos gordos voláteis que já estão presentes na biomassa irá começar no terceiro estágio.

Relativamente a etapa da hidrólise Franchetti (2013) repara que a digestão anaeróbia é normalmente usada para tratamento de lamas de águas residuais e resíduos agrícolas e não para os resíduos alimentares devido a lentidão da hidrólise durante a primeira etapa do processo. A aceleração do processo de hidrólise de resíduos alimentares, aumentará significativamente a atratividade do processo bem como o custo-benefício da digestão anaeróbia para estes materiais, ajudando desse modo a desviá-los de aterros sanitários e reduzir as emissões de GEE associados.

1.4.2 Acidogênese

Os monómeros, como aminoácidos, açúcares e ácidos gordos de cadeia longa formados durante a hidrólise, são então, atacados e degradados principalmente pelas propinobactérias, bactérias acetogênicas e acidogênicas, formando Ácidos Gordos Voláteis (AGV), de cadeia curta como ácido acético (CH_3COOH), propiónico ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$), butírico ($\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$), e pequenas concentrações de dióxido de carbono, acetato e hidrogênio (KOTHARI et al., 2014).

1.4.3 Acetogênese

A terceira etapa da digestão anaeróbica consiste na transformação dos produtos intermediários obtidos na acidogênese (ácidos gordos voláteis) em acetato (CH_3COOH), hidrogênio e dióxido de carbono. Nessa etapa atuam dois tipos de bactérias (CARRILHO, 2012; CRESPO, 2013): bactérias **homoacetogênicas** e bactérias **sintróficas** (bactérias produtoras obrigatórias de hidrogênio molecular - H_2).

As bactérias homoacetogênicas produzem hidrogênio, dióxido de carbono, acetato, formato e metanol a partir de compostos multicarbonados, como por exemplo, ácidos gordos, monossacáridos, aminoácidos, ácidos orgânicos voláteis e álcoois. As bactérias sintróficas produzem apenas hidrogênio, a partir destes mesmos composto multicarbonados.

1.4.4 Metanogênese

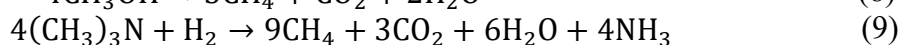
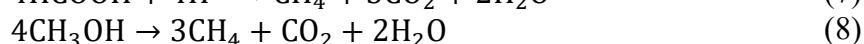
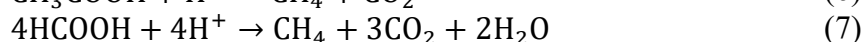
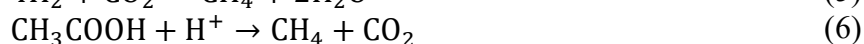
Do ponto de vista energético é a etapa decisiva da digestão anaeróbica. É essencialmente uma fase gasosa (SGANZERLA, 1983) na qual os microrganismos metanogênicos (*arqueas metanogênicas*) atuam sobre os ácidos orgânicos para produzir o biogás (metano e dióxido de carbono).

As arqueas metanogênicas são anaeróbias estritas (obrigatórias) e, degradam um número limitado de substratos com baixo número de átomos de carbono como sejam o ácido acético, o metanol, as metilaminas, o formato e o hidrogênio. De acordo com as suas características morfológicas e sua afinidade com determinado substrato, os microrganismos metanogênicos são divididos em dois grupos principais (CARRILHO, 2012; CRESPO, 2013; KOTHARI et al., 2014):

Metanogênicos acetoclásticos: formam metano a partir do ácido acético ou metanol. São os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia, responsáveis por cerca de 60 a 70 % de toda a produção de metano. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* (formato de cocos) e *Methanosaeta* (formato de filamentos).

Metanogênicas hidrogenotróficas: praticamente todas as espécies conhecidas de microrganismos metanogênicos são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

As transformações que ocorrem nessa etapa podem ser representadas pelas seguintes equações (ROBBINS, 2012):



De acordo com o autor supracitado, num biodigestor anaeróbio, as duas vias principais envolvidas na formação de metano são as que envolvem a conversão de hidrogênio e dióxido de carbono para metano e água (reação 5), e a conversão do ácido acético em metano e dióxido

de carbono (reação 6). Experimentos conduzidos com a digestão de lodo, mostraram que em média, 70% do metano produzido se deve à redução do ácido acético e apenas 30% ao aproveitamento do hidrogênio (FNR, 2010; KOTHARI et al., 2014; LAUWERS et al., 2013).

Os diferentes e variados microrganismos e, em particular, as bactérias que produzem os ácidos orgânicos e as arqueas metanogênicas que produzem o metano, são muito diferentes em termos de fisiologia, necessidades nutricionais, cinética de crescimento e sensibilidade às condições ambientais (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008), no entanto, o sucesso do processo como um todo, depende do equilíbrio entre eles. A falha em manter o equilíbrio entre estes dois grupos de microrganismos é a principal causa da instabilidade dos reatores anaeróbios (*ibidem*).

Para que as diferentes comunidades de microrganismos atuem de forma sinérgica, simbiótica e sequenciada (os produtos de uns são insumos de outros), e garantir estabilidade e eficiência no processo, é fundamental o equilíbrio por exemplo, entre a taxa de degradação da fase hidrolítica-acidogênica por um lado, e a fase acetogênica-metanogênica por outro (ADUGYAMFI; RAVELLA; HOBBS, 2012).

Para que tal aconteça e permitir que os diferentes microrganismos “trabalhem” no sentido de garantir uma digestão anaeróbia (DA) estável e eficiente, bem como altas taxas de produção de biogás e remoção dos sólidos, vários fatores (ambientais e operacionais) devem ser tomados em consideração (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009; NASIR; GHAZI; OMAR, 2012). Na sequência analisamos alguns desses fatores.

1.5 Parâmetros ambientais e operacionais

1.5.1 Temperatura

Sob ponto de vista da teoria cinético-molecular a temperatura de um sistema termodinâmico em equilíbrio mede a intensidade do movimento térmico das partículas constituintes (moléculas, átomos e íons) do sistema e, guarda uma relação proporcional com a energia cinética média do movimento de translação dessas partículas (ALONSO; FINN, 1972).

Num ecossistema de biodigestão anaeróbia a temperatura determina a velocidade das reações químicas e da atividade enzimática dos microrganismos que participam do processo bem como a taxa de produção de biogás e a qualidade do efluente gerado (ZHANG et al., 2014). Para esses autores, as bactérias e microrganismos anaeróbios podem se desenvolver nas faixas de temperaturas psicrófila (10-30° C), mesófila (30-40° C) e termófila (50-60° C) e, para Carrilho (2012) as maiores taxas de produção de biogás ocorrem em torno dos 18, 37 e

55° C. São valores das temperaturas ótimas ou ideais em cada faixa nos quais se supõe que a atividade enzimática dos microrganismos anaeróbios e a produção de biogás atingem o seu pico (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009; FNR, 2010; MONNET, 2003; entre outros).

Ward et al. (2008) sustentam que as estruturas das comunidades microbianas ativas na temperatura ótima são bastante diferentes. Uma alteração por exemplo, da temperatura mesofílica para termofílica (ou vice-versa), pode resultar em uma diminuição acentuada na produção de biogás até que as populações necessárias tenham aumentado em número suficiente para manutenção do processo.

TABELA 2. Sistemas psicofílico, mesofílico e termofílicos

Temperatura	Vantagens	Desvantagens
Psicofílica	Não requer sistemas de aquecimento suplementar	Elevado tempo de detenção hidráulico;
		Baixo rendimento na produção de biogás;
		Dificuldades no arranque dos biodigestores devido a reduzida velocidade de crescimento das bactérias
Mesofílica	Biomassa constituída por microrganismos tolerantes à grandes variações das condições do meio (maior estabilidade)	Maior tempo de detenção hidráulica e menor taxa de produção de biogás em relação aos sistemas termofílicos
	Maior proporção de microrganismos	Baixa capacidade de biodegradação; pobre em microrganismos
	Sistemas baratos, fáceis de construir e operar relativamente aos termofílicos	Desequilíbrio nos nutrientes
Termofílica	Maior velocidade das reações bioquímicas e das taxas de crescimento	Maior demanda de energia, baixa estabilidade e altas taxas de toxicidade
	Maior potencial metanogênico associado a baixo tempo de detenção hidráulica	Microrganismos mais sensíveis às variações das condições do meio
	Maior capacidade de destruição de agentes patogénicos virais e bacterianos e de desidratação da lama biológica	Maior propensão à acidificação e, por conseguinte à inibição

Fonte: Adaptado de CHEN; CHENG; CREAMER (2008); MAO et al. (2015); SASAKI et al. (2011).

Não obstante a digestão anaeróbica poder ocorrer nas três faixas de temperatura, salvo raras exceções, maior parte dos trabalhos publicados sobre processos artificiais

(antropogênicos) de digestão anaeróbia tratam da digestão mesofílica e termofílica. Em termos comparativos, a literatura consultada mostra que ambas têm vantagens e desvantagens. Por exemplo, para Chen; Cheng; Creamer (2008) e Sasaki et al. (2011) a digestão anaeróbia termofílica tem benefícios adicionais, tais como eficiência na digestão, elevado grau de estabilização de resíduos, destruição mais completa de agentes patogênicos virais e bacterianos, e melhor capacidade de desidratação da lama biológica formada (efluente).

Na mesma linha de pensamento, para Mao et al. (2015) a digestão anaeróbia (DA) na faixa termofílica é vantajosa em relação a mesofílica em virtude de exibir rápidas e altas taxas de reação, maior capacidade de carga e, conseqüentemente, maior produtividade. No entanto esse mesmo autor observa que a digestão anaeróbia termofílica é mais susceptível à acidificação do que a mesofílica, fator que pode inibir a produção de biogás. A TABELA 2 apresenta de forma sucinta as vantagens e desvantagens de sistemas de DA operando nas três faixas de temperaturas.

Segundo Chen; Cheng; Creamer (2008), o aumento da temperatura do processo, em geral, tem um efeito positivo na taxa metabólica dos microrganismos, mas também resulta em uma maior concentração de ácidos gordos e a digestão anaeróbia termofílica, além de ser menos estável, sofre mais os efeitos da inibição associada com a acidificação relativamente a mesofílica. Outras desvantagens da digestão anaeróbia termofílica mencionadas por Mao et al. (2015) incluem, baixa estabilidade, efluentes de baixa qualidade, aumento da toxicidade, maior sensibilidade às condições ambientais, altos investimentos, pobreza em organismos metanogênicos, exigência de maior aporte energético, entre outras. Enquanto isso, a digestão anaeróbia mesofílica tem o bônus relativamente a melhor estabilidade, riqueza em bactérias, porém, pesa sobre ela o ônus relacionado com baixos rendimentos na produção de metano, baixa biodegradabilidade e desequilíbrio de nutrientes (*ibidem*).

Além das vantagens e desvantagens intrínsecas ao processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos, Ward et al. (2008) chamam atenção sobre resultados conflitantes relativos ao desempenho da digestão anaeróbia numa e noutra faixa térmica. Recorrendo a uma série de estudos realizados, os autores mostram que enquanto uns apresentam altas taxas de produção de biogás e de remoção de sólidos na faixa termofílica, outros tantos, exibem os mesmos resultados na outra faixa, dificultando de certa maneira a escolha da melhor opção.

No entanto, na hora de optar por uma ou outra modalidade é importante ponderar em relação ao balanço energético do sistema a ser instalado, já que a digestão termofílica exige sempre um aporte energético suplementar para a manutenção de temperaturas relativamente altas. Relativo a esse aspecto, Mao et al. (2015) sugerem que as condições ótimas para a DA

seriam uma combinação das fases hidrólise termofílica com a acidogênese e metanogênese mesofílicas, combinação essa consistente com um processo de digestão anaeróbica de duas fases.

Dado o carácter central da temperatura enquanto parâmetro da digestão anaeróbia, Dewil et al., 2008 e Turovskiy; Mathai (2006) destacam a importância de manter uma temperatura de funcionamento estável no digestor, uma vez que grandes oscilações na temperatura afetam os microrganismos, especialmente as arqueas metanogênicas. Em alguns processos podem ocorrer falhas com mudanças de temperatura superiores a 1°C/dia devendo alterações de temperatura superiores a 0,6°C/dia serem evitadas.

Em síntese, a experiência mostra que, por um lado, não há limites rígidos entre as diferentes faixas de temperatura e, variações bruscas de temperatura podem prejudicar os microrganismos. Por outro lado, os microrganismos metanogênicos têm a capacidade de se adaptar a diferentes níveis de temperatura quando a sua variação é lenta. Por isso, a estabilidade do processo depende muito mais da constância da temperatura do que do seu valor absoluto (FNR, 2010). No decurso deste trabalho, o digestor operou na faixa mesofílica, entre 23 e 30°C e a temperatura foi medida por meio de um termopar. Para manter a temperatura em níveis razoavelmente estáveis, uma barraca coberta completamente de lona preta, construída nas oficinas da Prefeitura do Campus, foi usada como albergue ou abrigo para o biodigestor.

1.5.2 Alcalinidade, tamponamento e pH

O potencial hidrogeniônico (potencial de hidrogénio) ou pH, por definição, é o simétrico do logaritmo da atividade hidrogeniônica na solução (MORAIS, 2009) e, indica o teor de acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução aquosa. O valor de pH varia de zero a 14, numa escala em que pH=0 representa maior acidez, pH=7 neutralidade e pH=14, maior alcalinidade. De 0 a 7 temos uma faixa ácida e de 7 a 14 a faixa alcalina. Quanto maior for a acidez (menor alcalinidade) maior é a concentração do íon hidrogênio e menor o pH (MORAIS,

2009; REICHERT, 2005). De forma esquemática o valor de pH de diversas soluções pode ser visto na FIGURA 6.

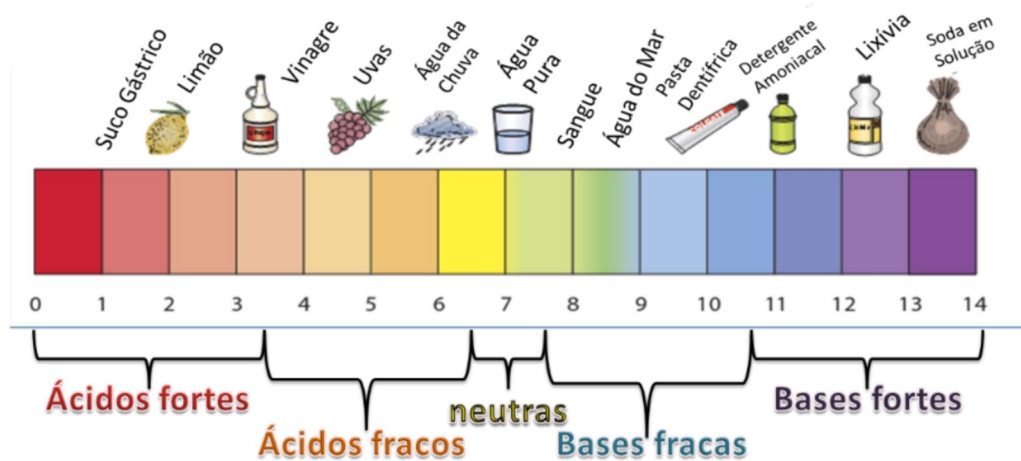


FIGURA 6. PH de algumas soluções comuns. Fonte: <https://www.google.com.br/> 18/05/017)

O pH de uma solução aquosa pode ser medido através do pHmetro, que na essência, não é mais do que um milivoltímetro com uma escala que converte o potencial elétrico do eléctrodo em unidades de pH. Também pode ser medido indiretamente pela adição de um indicador de pH na solução em estudo. A cor do indicador varia conforme o pH e, os indicadores mais usados são a fenolftaleína, o alaranjado de metila e o azul de bromofenol. Outro indicador de pH muito usado em laboratórios é o chamado papel de tornassol (papel de filtro impregnado com tornassol). Este indicador apresenta uma ampla faixa de viragem, servindo para indicar se uma solução é nitidamente ácida (quando ele fica vermelho) ou nitidamente básica (quando ele fica azul).

Na digestão anaeróbia o pH é um dos indicadores de stress usado no monitoramento do equilíbrio e estabilidade do processo (LIEW; SHI; LI, 2011). A faixa ideal de pH para o processo global é muito estreita, e os valores correspondentes variam de um autor para outro.

Neste trabalho a medição do pH foi feita de acordo com as normas da APHA (1999) em uso no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Ambiental e Civil da Faculdade de Tecnologia da UnB, obedecendo os seguintes procedimentos:

- 1 - Separar 50g da amostra preparada e conservada.
- 2 - Inserir a amostra em 1000 ml de água deionizada isenta de CO₂ a temperatura ambiente.

3 - Manter a amostra sólida em contato com o líquido por alguns minutos sob agitação constante afim de proporcionar melhor contato entre as fases ao mesmo tempo em que se realiza a homogeneização do extrato.

4 - Separar a fração sólida por filtração convencional, empregando papel de filtro qualitativo em funil de vidro e recolher o líquido em um béquer limpo e seco.

5 - Proceder a leitura do pH introduzindo o pHmetro no líquido filtrado.

Para Crespo (2013) e Ward et al. (2008) os valores ótimos estão na faixa entre 6,8 e 7,2 enquanto que para Carrilho (2012) está entre 6,6 e 7,6. Isoldi; Koetz; Isoldi (2005) citando várias fontes, mencionaram também uma faixa de pH muito próxima a essa (6,6-7,4), como sendo favorável para o desempenho dos microrganismos metanogênicos.

Valores muito a cima desse intervalo (solução muito alcalina) podem resultar na desintegração dos grânulos microbianos criando condições para colapso do processo (WARD et al., 2008), por um lado. Valores muito abaixo podem resultar na inibição da metanogênese e a consequente interrupção do processo anaeróbio (LI et al., 2015), por outro.

Zhai et al. (2015) analisaram o efeito de diferentes valores iniciais de pH num reator anaeróbio de escala laboratorial alimentado com resíduos alimentares inoculados com estercos bovino. Parte dos resultados obtidos indicam que o sistema com pH igual a 6 colapsou e, maiores taxas de produção de biogás (8579 ml) e de degradação de sólidos voláteis (179.8 ml/g SV) foram obtidos com pH=7,5.

Choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou a ausência de nutrientes (AQUINO; CHERNICHARO, 2005) e acidificação devido a acumulação de ácidos gordos voláteis (subprodutos da acidogênese) constituídos principalmente por ácidos orgânicos, acético (acetato), propiônico (propionato) e butírico (butirato) são algumas das causas de oscilação do pH (ADU-GYAMFI; RAVELLA; HOBBS, 2012; AQUINO; CHERNICHARO, 2005; ZHU; WAN; LI, 2010).

A acidificação é um dos fatores adversos da digestão anaeróbia (ADU-GYAMFI; RAVELLA; HOBBS, 2012) que contribui significativamente para a inibição da atividade metanogênica e, por conseguinte, ao fracasso da metanização (LI et al., 2015).

Nessa perspectiva, a acidificação poderia ser encarada como um vilão do processo anaeróbio, porém, Zhu; Wan; Li (2010) citando várias fontes, destacam que os ácidos gordos voláteis (principalmente ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico) produzidos durante a fase acidogênicas são vitais para o processo de digestão anaeróbia. A degradação de propionato e butirato por bactérias acetogênicas sintróficas produz ácido acético que é posteriormente degradado em metano e CO₂ por metanogênese acetoclástica.

De acordo com esses mesmos autores, a evolução de Ácidos Gordos Voláteis (AGV) desempenha um papel importante na manutenção da digestão anaeróbica eficiente, uma vez que afeta fortemente o valor de pH, alcalinidade, e a atividade dos microrganismos metanogênicos.

O problema parece ser a acumulação excessiva dos AGV a níveis tais que propiciam o consumo da alcalinidade e decréscimo do pH (AQUINO; CHERNICHARO, 2005) conduzindo o sistema à acidificação irreversível, provocando, por conseguinte, a inibição da metanogênese ou fracasso da digestão (ZHU; WAN; LI, 2010).

Cho et al. (1995) citados por Zhai et al. (2015) mostraram que, numa fase inicial da digestão anaeróbia de resíduos de cozinha, realizada sem métodos eficientes de prétratamento, compostos orgânicos solúveis foram rapidamente convertidos em ácidos gordos voláteis resultando numa queda drástica do pH e baixa produção de biogás, evidenciando uma correlação entre AGV e baixos níveis de produção de biogás.

O papel dos AGV foi destacado por Aquino; Chernicharo (2005: p.155) ao salientarem que *“a presença de AGVs no efluente reflete uma condição de instabilidade, ao invés de uma deficiência inerente da tecnologia anaeróbia. A acumulação de acetato, propionato e butirato não deve ser encarada como inevitável, mas sim como um sintoma de que uma ou mais etapas do consórcio anaeróbio está sendo prejudicada”*

Para estabilizar o pH e, por via disso, garantir maior capacidade de remoção de sólidos, estabilidade e produtividade do processo anaeróbio, várias ações têm sido apontadas, das quais podemos destacar, adição de lodo enriquecido com organismos metanogênicos (inoculação), separação espacial por compartimentação ou uso de reatores de dois estágios, proteção dos reatores contra toxicidade (*ibidem*) e o tratamento alcalino do tipo tamponamento (BRUMMELER, 1993; CESARO; BELGIORNO, 2014; PINTO, 2000).

Pereira-Ramirez et al. (2004) consideram que o monitoramento da alcalinidade de bicarbonato é muito mais eficaz do que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear. Dessa maneira, um pequeno abaixamento do pH implica num consumo de alcalinidade e, portanto, conseqüentemente em diminuição significativa da capacidade tampão.

A alcalinidade exprime a capacidade dos íons presentes em um meio, neutralizar ácidos e proteger o sistema de mudanças bruscas e significativas do pH, também chamado efeito tampão (LANGE; DO AMARAL, 2009; RAPOSO et al., 2011). Ela pode ser gerada a partir da amonificação ou redução dos ácidos voláteis, garantindo assim a estabilidade do processo (ISOLDI; KOETZ; ISOLDI, 2005). Segundo Lopes; Leite; Sousa (2000) a alcalinidade nos processos anaeróbios pode ser devida a presença do sistema carbono (alcalinidade à

bicarbonato) ou a presença dos ácidos graxos voláteis. No entanto, apenas a alcalinidade à bicarbonatos é que realmente atua como tampão durante o processo e esta pode ser determinada pela relação:

$$A_B = A_T - 0.83 * 0.85 * AGV \quad (10)$$

Onde:

A_B : Alcalinidade à bicarbonatos (mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$);

A_T : Alcalinidade total (mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$);

AGV: Ácidos graxos voláteis (mg ácido acético. L^{-1});

0,83: Fator de conversão de ácido acético em alcalinidade;

0,85: Fator que leva em consideração que até $\text{pH} = 4,0$ apenas 85% dos AGV foram determinados.

A alcalinidade pode ser medida pelo método titrimétrico proposto por Dilallo e Albertson (1961) citados por Silva (2009). O método consiste na titulação da amostra com solução de ácido clorídrico 0,6 N, até $\text{pH} = 4,0$ que corresponde o ponto de inflexão ou de equivalência da curva de titulação, cuja adição de um volume mínimo de ácido provoca a diminuição no valor de pH . O ponto de inflexão corresponde à alcalinidade total (A_T) representada pela alcalinidade ao sistema carbonato, a ácidos graxos voláteis e ao sistema fosfato.

Nesse procedimento a alcalinidade total é obtida a partir da equação (SILVA, 2009):

$$A_T = \frac{N_T * A}{V_A} * 50 \quad (11)$$

Onde:

A_T : Alcalinidade total (g $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)

N_T : Normalidade do titulante;

A: Volume gasto na titulação;

V_A : Volume da amostra;

O número 50, representa o equivalente-grama do CaCO_3 .

Os ácidos graxos voláteis (g ácido acético. L^{-1}) podem ser determinados pela equação a seguir (SILVA, 2009):

$$AGV = \frac{N_T * A}{V_A} * 60 \quad (12)$$

Neste caso, o fator 60 representa o equivalente grama do ácido acético.

Segundo Lange; do Amaral (2009), existe uma correlação entre pH , alcalinidade e teor de ácidos voláteis que determina o sistema ácido/base, devendo esta relação ser mantida dentro

de certos limites para que um equilíbrio químico satisfatório entre os microrganismos atuantes na degradação biológica seja alcançado e preservado.

Li et al. (2015) citando Wilcox et al. (1995) estabeleceram que a alcalinidade total (AT) de uma operação estável situa-se entre 1000-3000 mg CaCO₃/l.

Esteves; Miltner; Fletch (2012) sugerem que para manter o pH estável em volta de 7, a concentração de bicarbonato deve variar entre 1000 a 5000 mg/l, no entanto, admitem que outros autores situam o extremo inferior em 3000 mg/l.

Raposo et al. (2011) tratando diversos substratos propõem que alcalinidade na faixa de 2500-5000 mg de CaCO₃/l fornece uma capacidade de tamponamento (*buffering* em inglês) no qual um aumento muito maior em ácidos gordos voláteis (AGV) pode ser acomodado com uma queda mínima de pH.

A relação entre ácidos gordos voláteis (AGV) e alcalinidade total (AT) é outro indicador de estabilidade e, segundo Li et al. (2015) citando Li et al. (2014), o valor adequado para DA situa-se abaixo de 0,4 (AGV/AT<0,4), enquanto (ESTEVEES; MILTNER; FLETCH, 2012) situam essa taxa em 0,3 ou menos, assegurando que taxas superiores que essas desestabilizam o sistema.

Liew; Shi; Li (2011) sublinham que a proporção (AGV/AT) ideal é uma característica única e intrínseca de cada reator, mesmo assim admitem que uma proporção de 0,3-0,4 é geralmente considerada como ótima para digestão anaeróbia úmida e, uma proporção superior a 0,6 é considerada como indicativa de excesso de carga (superalimentação).

Para esse mesmo indicador, Isoldi; Koetz; Isoldi (2005) dizem que o valor adequado, recomendado por Hirata (1997) situa-se entre 0,1-0,35.

Em termos de ácidos voláteis, Bea (1995) citado por (ISOLDI; KOETZ; ISOLDI, 2005) estabelece que para que processo anaeróbio seja operado corretamente, a concentração média de ácidos voláteis no efluente, expressa como ácido acético, não deve ser superior a 200 mg/l.

1.5.3 Nutrientes

A matéria orgânica é uma fonte de energia e carbono necessários para o crescimento dos organismos vivos (RODRIGUES, 2005) incluindo a flora microbiana que constitui o ecossistema dentro do biodigestor.

Para além dessas fontes, os organismos vivos, incluindo microrganismos, precisam de doses certas de diferentes vitaminas, micro e macronutrientes para a manutenção e crescimento das células (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009). Os nutrientes mais importantes

que devem estar presentes (nas quantidades certas) são: nitrogênio (N), fósforo (P), enxofre (S), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), além de outros elementos como o cobalto (Co), níquel (Ni), manganês (Mn) e ferro (Fe) (*ibidem*). Em última instância, estes nutrientes determinam tanto a taxa de crescimento e de atividade da flora bacteriana quanto a taxa de produção do metano (FNR, 2010).

Depois do carbono, o nitrogênio é o nutriente mais importante, sendo necessário para a formação de enzimas responsáveis pela realização do metabolismo. Por isso, no decurso do processo anaeróbio, uma razão ótima C/N é necessária para garantir um equilíbrio satisfatório de nutrientes, fundamental para crescimento da flora bacteriana, e para manutenção de um ambiente estável.

Uma relação C/N muito elevada (muito carbono e pouco nitrogênio) reduz a atividade metabólica. Como consequência, o carbono não é completamente degradado e o rendimento de metano não atinge o seu pico máximo. Inversamente, a abundância de nitrogênio pode causar a formação excessiva de amônia (NH₃), capaz de inibir o crescimento das bactérias mesmo em baixas concentrações, podendo até ocasionar o colapso de toda a população de microrganismos (FNR, 2010).

Browne (2014), dissertando sobre resíduos alimentares segregados na fonte e outros fluxos biológicos sublinha que baixas taxas de C/N conduzem a um aumento dos níveis de amônio-nitrogênio (NH₃-N) que pode resultar na redução dos rendimentos de biogás.

De um modo geral, uma taxa C/N entre 20-30 é considerada a condição ótima para a digestão anaeróbia da matéria orgânica (ZHANG et al., 2014).

Segundo Rodrigues (2005), para que o processo transcorra adequadamente, a relação C/N deve estar na faixa de 10 a 30, sendo a razão ótima situada entre 20 e 30. Para esse autor a taxa ideal é 25 e, especificamente para os resíduos sólidos, sugere o valor da taxa C/N igual a 40.

Em relação a taxa ótima da biodigestão Zhang et al. (2014) analisaram vários estudos cada um apresentando uma taxa diferente da outra, para depois concluir que a taxa ótima de C/N na digestão anaeróbia depende tanto da matéria prima quanto do inóculo. E que independentemente do valor da taxa, o mais importante é o equilíbrio estável entre carbono e nitrogênio que vai determinar a eficácia e a eficiência do processo a longo prazo.

1.5.4 Taxa de carga orgânica

A taxa de carga orgânica volumétrica (TCO) num sistema de digestão anaeróbia é um dos parâmetros importantes usado para avaliar a quantidade de matéria orgânica carregada por unidade de volume do biodigestor por dia.

Representa a quantidade máxima de matéria orgânica que pode dar entrada no processo de digestão anaeróbia, num determinado intervalo de tempo, sem que ocorra o fenômeno de inibição do processo, decorrente da acumulação de ácidos gordos voláteis (CARRILHO, 2012).

Segundo o autor acima citado, a taxa de carga orgânica pode ser expressa em termos de sólidos totais, voláteis, demanda química de oxigênio ou demanda bioquímica de oxigênio.

A TCO pode ser estimada pela seguinte equação (KOTHARI et al., 2014):

$$TCO = \frac{\phi_d * SV}{V_R} \quad (13)$$

Onde:

TCO: Taxa de carga orgânica volumétrica (kg SV/m³ dia);

ϕ_d : Fluxo diário de resíduos que entram no biodigestor (kg/dia);

SV: Teor de sólidos totais (%);

V_R : Volume líquido do reator (m³).

A TCO é a medida de capacidade conversão biológica de um sistema. É um parâmetro de controle particularmente importante em sistemas contínuos, pois, se houver alimentação do sistema a cima ou abaixo da carga orgânica sustentável poderá resultar numa baixa produção de biogás devido à acumulação de substâncias inibidoras no interior do digestor, como os ácidos orgânicos voláteis (CRESPO, 2013).

Segundo esse autor, para que a digestão anaeróbia ocorra de uma forma estável, a carga orgânica de sólidos voláteis deve ser inferior a 9 kg SV/m³dia, ressalvando no entanto, o caso das unidades de digestão anaeróbia criadas para tratar resíduos sólidos com elevado teor de sólidos (via seca) como são os casos da DRANCO, KOMPOGÁS, entre outras, que podem suportar cargas orgânicas superiores aquele valor, como é o caso da DRANCO por exemplo, que pode aguentar taxas de carga de até 14,9 kg SV/m³dia.

1.5.5 Teor de sólidos totais e voláteis

A determinação da DQO e DBO exige laboratórios relativamente sofisticados, enquanto que a avaliação dos ST e SV exige instrumentos de acesso relativamente fácil. Devido a essa

circunstância e, sempre que necessário e justificável, usaremos os sólidos totais e voláteis no monitoramento do processo de biodigestão.

O teor de sólidos totais (ST) indica a proporção da massa sólida do substrato (biomassa) que sobra após a evaporação da parte líquida da amostra aquecida entre 100° a 105° C. Os sólidos voláteis (SV) representam a parcela dos sólidos totais volatilizada no processo de calcinação, ou a frações de substâncias que podem ser biodegradadas e transformadas em gás (ÖNDER, 2013). O cálculo dos sólidos totais e voláteis será feito segundo a metodologia proposta pela APHA (1999) em uso no Laboratório de Saneamento ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Ambiental e Civil da Faculdade de Tecnologia, da UnB, obedecendo os seguintes procedimentos:

a) Sólidos totais

Levar o cadinho, cápsula de porcelana ou a bandeja de alumínio para calcinar a 500 °C.

Pesar a bandeja de alumínio, cápsula de porcelana ou o cadinho anotando os pesos iniciais (tara).

Separar (100+2) g do resíduo previamente preparado e dispor na bandeja ou no cadinho.

Pesar a bandeja ou cadinho com a amostra do resíduo.

Levar para a estufa a temperatura de (105 + 5) °C pelo período de 24 horas.

Retirar da estufa e deixar esfriar em um dessecador.

Proceder a leitura do peso (g).

O teor de umidade é calculado pela equação:

$$H = \left(\frac{m_h - m_s}{m_h} \right) \times 100\% \quad (14)$$

Onde:

H: Teor de umidade (%);

m_h : Massa inicial da amostra úmida (g);

m_s : Massa da amostra seca (g).

O teor de sólidos totais é calculado a partir do teor de umidade:

$$ST = 100 - H (\%) \quad (15)$$

b) Sólidos voláteis

Após pesagem da amostra seca para a obtenção do teor de umidade (e teor de sólidos totais), levar o cadinho ou cápsula de porcelana para a mufla.

Introduzir o cadinho na mufla e proceder o aquecimento gradual da amostra na mufla até atingir a temperatura de trabalho (550°C) com incrementos de 50° C a cada 30 minutos. Tal procedimento é importante para evitar que a amostra se inflame no interior da mufla e perca a matéria sólida na forma de fuligem.

Após atingir a temperatura de trabalho, calcinar a amostra pelo período de 2 a 3 horas.
Desligar a mufla, aguardar resfriar.

Retirar a amostra ainda morna e levá-la ao dessecador até atingir a temperatura ambiente.

Pesar a amostra calcinada.

O teor dos sólidos voláteis (SV) é calculado pela relação (Abu-Qudais & Abu-Qudais 2000):

$$SV = \left(\frac{m_s - m_c}{m_s} \right) \times 100\% \quad (16)$$

Onde:

m_s : Massa da amostra seca (g);

m_c : Massa da amostra calcinada ou cinzas (g).

1.5.6 Tempo de retenção

Representa o tempo médio (em dias) calculado que um substrato permanece no biodigestor até a sua saída. Para digestores de batelada e alimentação descontínua o TRH representa o intervalo de tempo entre as operações de entrada e saída do material orgânico e, é dado pelo quociente entre o volume útil do reator (V_R) e o volume (V_S) do substrato introduzido diariamente (CARRILHO, 2012; CRESPO, 2013).

$$T_{RH} = \frac{V_R}{V_S} \quad (17)$$

Onde:

TRH: Tempo de retenção hidráulico (d);

V_R : Volume do digestor (m^3);

V_S : Volume de substrato introduzido no digestor por dia ($m^3 d^{-1}$).

O TRH determina o volume do digestor necessário para uma determinada quantidade de substrato, e para um volume constante do digestor, determina a quantidade de substrato que pode ser processado num dado intervalo de tempo (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009).

Num digestor que funciona plenamente, são essencialmente as características do substrato que determinam o tempo de retenção hidráulico, pois, em cada fase da digestão anaeróbica cada grupo de bactérias tem a sua taxa específica de atividade e, por conseguinte, a degradação de cada um dos compostos orgânicos decorre igualmente em diferentes intervalos de tempo. Enquanto a hidrólise dos compostos orgânicos complexos pode durar dias, a

conversão dos açúcares e ácidos gordos voláteis dura apenas algumas horas, resultando em última instância, na variação dos níveis de produção do biogás, ilustrados na FIGURA 7.

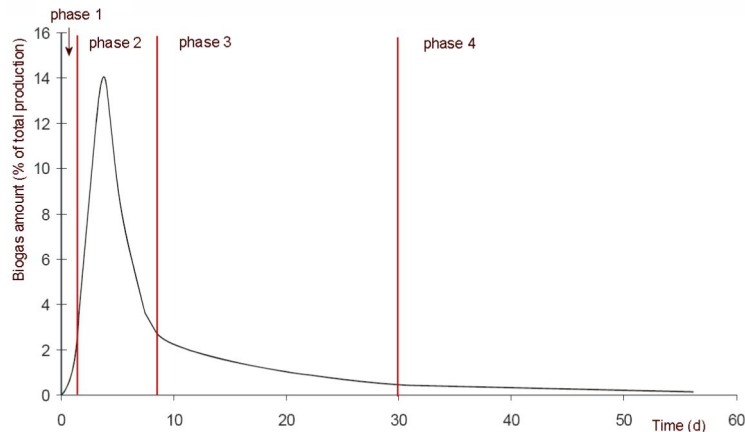


FIGURA 7. Produção do biogás versus tempo de retenção. Fonte: BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN (2009).

O tempo de residência dos resíduos no reator (nos processos mesofílicos varia de 10 a 40 dias; e nos termofílicos adota-se tempos menores (FEAM, 2012).

1.5.7 Agitação

A agitação contínua ou periódica visa assegurar uma distribuição uniforme do substrato e da flora bacteriana, uso eficiente do volume do biodigestor, reduzir ou impedir a formação de espuma e sedimentação, remoção dos metabolitos produzidos pelos metanógenos, evitar gradientes de temperatura acentuados dentro do digestor, prevenção da formação de espaços mortos que reduziriam o volume eficaz do digestor, proporcionar maior contato entre os resíduos frescos e os microrganismos presentes na massa já digerida (KOSSMANN et al., 1988; REICHERT, 2005).

Os sistemas de agitação e mistura do digestor podem ser agrupados, genericamente em três categorias diferentes: mecânicos, hidráulicos e de recirculação e injeção (CARRILHO, 2012). O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de reator e do teor de sólidos contidos no reator, contudo, para pequenos biodigestores e de uso rural, a agitação é uma operação opcional, podendo ser feita de forma mecânica, manual e periódica. Nesse caso, o agitador pode ser um uma haste colocada no tubo de alimentação ou uma pá presa a um eixo movido externamente, entre tantas outras alternativas (*ibidem*).

No presente trabalho a colocação do instrumento de agitação no biodigestor foi uma das maiores dificuldades enfrentadas e, devido a insuficiências técnicas e financeiras o método de agitação adotado resumiu-se na colocação de um estrado de madeira provido de quatro rodinhas para viabilizar alguma forma de agitação do sistema.

1.5.8 Produtividade, rendimento e taxa de degradação

Esses parâmetros são úteis na descrição do desempenho de um biodigestor ou usina de biogás. A produtividade é expressa pela produção de gás em relação ao volume do biodigestor. Ela é definida pelo quociente entre a produção diária de gás e o volume do reator, indicando, portanto, a eficiência. A produtividade pode se referir tanto à produção de biogás ($P_{\text{biogás}}$) quanto à produção de metano (P_{CH_4}). A produtividade de metano conseguida no biodigestor pode ser calculada pela fórmula (FNR, 2010).

$$P_{\text{CH}_4} = \frac{V_{\text{CH}_4}}{V_R} \quad (18)$$

Onde:

P_{CH_4} : Produtividade do metano ($\text{m}^3 / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$)

V_{CH_4} : Volume de produção diária do metano (Nm^3/d)

V_R : Volume do digestor (m^3).

O rendimento expressa a produção de gás em relação à quantidade de substrato introduzida. Da mesma forma que a produtividade, o rendimento (A) pode se referir tanto à produção de biogás ($A_{\text{biogás}}$) quanto à produção de metano (A_{metano}). Ele é determinado pelo quociente entre o volume de gás produzido e a quantidade de matéria orgânica seca introduzida. Para o caso do metano o rendimento é dado pela relação (FNR, 2010):

$$A_{\text{CH}_4} = \frac{V_{\text{CH}_4}}{M_{\text{mos}}} \quad (19)$$

Onde:

A_{CH_4} : Rendimento do metano ($\text{m}^3/\text{t m}_{\text{os}}$);

V_{CH_4} : Volume de produção diária do metano (m^3/d);

M_{mos} : Matéria orgânica seca introduzida no digestor ($\text{t m}_{\text{os}}/\text{d}$).

Lou; Nair; Ho (2013) citando vários autores estabeleceu que a taxa de produção de CH_4 a partir de resíduos alimentares varia entre 0,35 a 0,64 $\text{m}^3/\text{kg VS}$ degradados.

A **taxa percentual de degradação** (η_{mos}) traduz a eficiência do aproveitamento do substrato. Ela pode ser determinada com base na matéria orgânica seca (m_{os}) ou na demanda

química de oxigênio (DQO). O autor acima citado recomenda a determinação da taxa de degradação com base na matéria orgânica seca usando a seguinte relação (FNR, 2010):

$$\eta_{\text{mos}} = \frac{M_{\text{mos(en)}} \cdot m_{\text{in}} - M_{\text{mos(sa)}} \cdot m_{\text{sa}}}{M_{\text{mos(en)}} \cdot m_{\text{in}}} \cdot 100\% \quad (20)$$

Onde:

η_{mos} : taxa de degradação da biomassa/substrato (%);

$M_{\text{mos(en)}}$: teor de matéria orgânica seca contida na matéria fresca introduzida (kg/t MF);

M_{in} : massa da matéria fresca introduzida (t);

$M_{\text{mos(sa)}}$: teor de matéria orgânica seca da saída do biodigestor (kg/t MF);

m_{sa} : massa dos biofertilizantes (t).

1.6 Biodigestor e suas formas de classificação

O biodigestor é a unidade central da digestão anaeróbica, equipamento básico para processamento da matéria orgânica; ele não produz o biogás, mas sim, cria determinadas condições para que os microrganismos metanogênicos atuem sobre a matéria orgânica para gerar biogás e outros derivados (SGANZERLA, 1983). É apenas uma estrutura física que facilita a digestão anaeróbica, fornecendo um ambiente anaeróbico propício para bactérias responsáveis pela digestão (LOHRI, 2012) citando Mata-Alvarez (2003)

Propicia o meio onde decorre o processo de degradação, transformação ou decomposição de matéria orgânica, na ausência de oxigênio, tendo como produto final o biogás (REIS, 2012).

Independentemente da dimensão, forma, tipo de resíduo a tratar, entre outros, para (CARRILHO, 2012; KOSSMANN et al., 1988) a construção de um biodigestor deve observar os princípios de:

- 1 - Estanqueidade: Para prevenir eventuais fugas de líquidos e biogás.
- 2 - Isolamento térmico: O biodigestor deve estar devidamente isolado por forma a reduzir no máximo possível as perdas de calor para o meio exterior.
- 3 - Área superficial ótima: A área de superfície ótima é aquela que proporciona menores perdas de calor para o exterior. Do ponto de vista geométrico, um digestor anaeróbico com uma forma esférica é o que possui a melhor razão entre o seu volume e a sua área superficial e, um digestor anaeróbico com uma estrutura hemisférica, tanto na base como na cobertura, aproxima-se da forma ideal para minimizar a área superficial (CARRILHO, 2012).

4 - Estabilidade estrutural, durabilidade e resistência: O digestor deve ser suficientemente estável para suportar todo o tipo de cargas (estáticas e dinâmicas), resistir às pressões internas e externas, e a corrosão.

Os digestores anaeróbicos são classificados de acordo com uma gama variada de critérios, tais como, inóculo usado, teor de humidade, a temperatura de operação, número de estágios de operação, forma de alimentação, taxa de carregamento entre outros. Os mais usados para classificação, devido ao seu papel preponderante no custo, desempenho e fiabilidade de todo o processo de tratamento são, a temperatura, a concentração de sólidos totais (%ST) no reator, o número de fases do processo e o tipo de alimentação ao digestor (BARCELOS, 2009; FNR, 2010; RODRIGUES, 2005), conforme ilustra a TABELA 3.

TABELA 3. Propriedades usadas na classificação dos reatores anaeróbicos

Critério	Tipo
Teor de matéria seca do substrato	<ul style="list-style-type: none"> • Digestão úmida • Digestão seca
Tipo de alimentação	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contínua ▪ Descontínua
Nº de fases	<ul style="list-style-type: none"> ○ Uma fase ○ Duas ou mais fases
Faixa térmica	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Psicofílica ❖ Mesofílica ❖ Termofílica

Fonte: Adaptado de FNR (2010)

1.6.1 Teor de matéria seca dos substratos

De acordo com o teor de umidade no substrato, a digestão pode ser por via seca ou por via úmida. Embora não se possa definir um limite rígido entre as duas (FNR, 2010), a concentração de sólidos totais tem sido o parâmetro usado para distingui-las (CARRILHO, 2012; FEAM, 2012; REIS, 2012).

A digestão anaeróbica por via seca é com frequência, associada com teor de sólidos altos ($20\% < ST < 40\%$) e a digestão por via úmida com baixo teor de sólidos totais ($ST < 15\%$). De ponto de vista operacional, a digestão húmida (menor concentração de sólidos totais) demanda maior volume do biodigestor, maior consumo de água, acompanhados por uma maior geração de efluentes (FEAM, 2012) e, se realiza com substratos bombeáveis (FNR, 2010).

A fermentação por via seca (maior concentração de sólidos totais) implica menor volume do reator, equipamento mais sofisticado e caro (FEAM, 2012) e, usa substratos

empilháveis (FNR, 2010). A TABELA 4 **Error! Reference source not found.** apresenta as vantagens e desvantagens de cada via de fermentação que devem ser ponderadas na hora de decidir sobre o tipo de biodigestão a escolher.

TABELA 4. Digestão úmida x seca. Principais vantagens e desvantagens.

Humidade	ST	Vantagens	Desvantagens
Via úmida	Baixo	Custo reduzido do equipamento; Maior robustez do equipamento e menor susceptibilidade à ocorrência de entupimentos e bloqueios.	Menor produção de biogás quando comparada com a digestão anaeróbia por via seca. Necessidade de maior espaço para instalar a unidade, devido aos volumes superiores com que opera
Via Seca	Alto	Maior rendimento na produção de biogás; Equipamentos mais compactos necessitando de um menor espaço.	Equipamentos mais complexos, dispendiosos e de operação mais difícil; Maior susceptibilidade à ocorrência de bloqueios, entupimentos e falhas no processo de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de CARRILHO (2012)

1.6.2 Número de fases

De acordo com o número de fases de operação os biodigestores podem ser simples (monofásico) ou multifásico (CARRILHO, 2012; CRESPO, 2013; FNR, 2010). Num reator simples ou monofásico a digestão da matéria orgânica ocorre num único biodigestor. Quando as diferentes etapas da digestão anaeróbica ocorrem em diferentes reatores, o processo em si, denomina-se multifásico. Em particular quando a acidogênese ocorre num digestor e a metanogênese noutro, a digestão denomina-se bifásica (idem).

1.6.3 Formas de alimentação

Segundo o processo de carga ou alimentação os biodigestores classificam –se em contínuos e descontínuos.

No processo de alimentação descontínua ou batelada, matéria orgânica é introduzida na totalidade dentro do digestor, ficando retido num ambiente hermeticamente fechado durante um determinado intervalo de tempo até ao final da degradação. No fim de um ciclo de produção de biogás o digestor é esvaziado e novamente carregado para dar início a um novo ciclo de produção (CARRILHO, 2012; FNR, 2010).

Nos biodigestores descontínuos ou em batelada as diferentes fases de degradação ocorrem sequencialmente e a produção de biogás é processada de forma descontínua (CRESPO, 2013). Nestes sistemas a taxa de produção de gás varia ao longo do tempo. Após a carga (enchimento), a produção de biogás inicia lentamente e, conforme o substrato (afluente), ela atinge o seu pico após alguns dias e começa a decrescer gradativamente (FNR, 2010).

Os digestores descontínuos são reputados pela simplicidade na construção e operação associados a baixos custos de investimento. Esses fatores concorrem para que esses sistemas sejam os mais atrativos para os países em via de desenvolvimento.

Nos digestores contínuos a matéria orgânica (afluente) é adicionada continuamente à medida que a matéria tratada (efluente) vai saindo do biodigestor, de tal modo que o volume se mantenha constante ao longo do tempo. Nesses sistemas todas as fases da digestão anaeróbia ocorrem em simultâneo produzindo biogás de forma contínua (CRESPO, 2013). A FIGURA 8 apresenta as características do biodigestor experimental usado no decurso deste trabalho, representadas pelos triângulos coloridos.

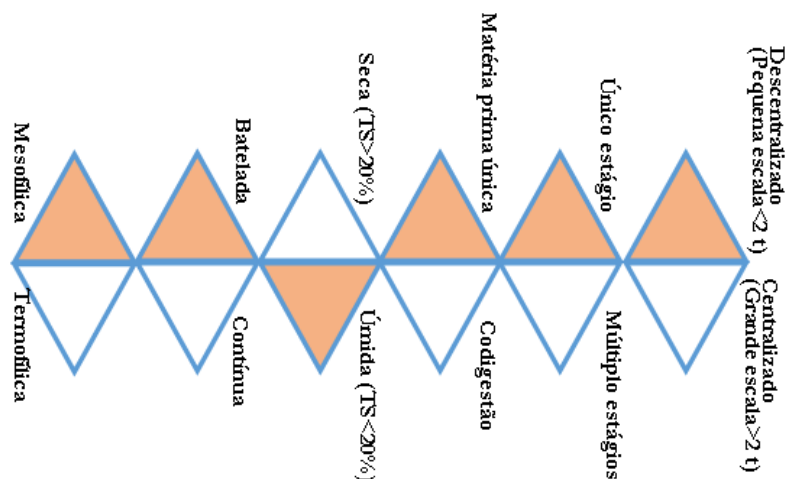


FIGURA 8. Características do biodigestor usado neste trabalho. Fonte: Autor. Adaptado de (LOHRI, 2012).

1.7 Biomassa usada como substrato

O termo biomassa é genericamente usado para referir uma série de substâncias provenientes da matéria viva (animal ou vegetal) que têm a propriedade de se decomporem (por efeito biológico) sob ação de diferentes tipos de bactérias. Devido ao alto teor de matéria orgânica contida na biomassa, esses materiais quando sujeitos à ação microbiana podem produzir biogás com maior ou menor capacidade, dependendo de fatores como temperatura, pH, relação C: N, qualidade do material, entre outros (SGANZERLA, 1983).

Os materiais que pertencem ao grupo da biomassa que podem ser convertidos em biogás cobrem um espectro muito amplo, podendo ser encontrados no campo e na cidade.

A lista desses materiais inclui (FEAM, 2012; REIS, 2012 e VÖGELI et al., 2014): resíduos orgânicos provenientes da indústria alimentar (resíduos alimentares); resíduos agropecuários; chorume e estrumes; lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais; fração orgânica dos RSU (FORSU); restos de poda e madeira; restos de papel e papelão etc. Neste trabalho usamos um biodigestor em batelada de uma fase em via úmida, operando na faixa da temperatura mesofílica, conforme ilustra a FIGURA 8.

1.8 Métodos de prétratamento do substrato

Já foi dito anteriormente que o substrato da biodigestão (em geral) e dos resíduos alimentares (em particular) é uma mistura heterogênea que compreende vários materiais sólidos e líquidos, e que o processo em si é delicado, pois, depende de um consórcio de bactérias com alto grau de interdependência e especificidade. Por conseguinte, para garantir a formação de produtos da biodigestão em quantidade e qualidade que satisfaçam os objetivos pretendidos é fundamental que o substrato seja submetido a uma série de processos de tratamento, na sua generalidade denominados por prétratamento ou pré-processamento (GAJDOŠ, 1998). O prétratamento ou pré-processamento dos resíduos visa criar um substrato homogêneo, uniforme e estável capaz de assegurar uma biodigestão eficiente (GAJDOŠ, 1998), bem como acelerar a digestão de resíduos para aumentar o grau de degradação, diminuindo desse modo, a quantidade de lama (lodo biológico) a depositar (VAN LIER et al., 2001).

Assim sendo e, para garantir maior estabilidade do processo, pesquisas em métodos de prétratamento do substrato têm sido conduzidas para acelerar as etapas críticas tendo em vista a obtenção de subprodutos adequados por um lado, e melhorar a qualidade de substâncias úteis e recicláveis como azoto, fósforo etc., por outro (ARIUNBAATAR et al., 2014). Quando baseada no substrato a otimização dos processos de digestão anaeróbia (DA) inclui a identificação da melhor matéria prima, adição de nutrientes complementares e/ou prétratamento do substrato para torná-lo receptivo à atividade bacteriana (CARLSSON; LAGERKVIST; MORGAN-SAGASTUME, 2012).

O prétratamento dos resíduos antes de entrarem no processo de biodigestão é um passo fundamental, que opera nas características do substrato para melhorar o rendimento do processo, e garantir maior produção de biogás e, tem sido objeto de estudo nas últimas três décadas (CARLSSON; LAGERKVIST; MORGAN-SAGASTUME, 2012).

De acordo com os autores supracitados os principais efeitos dos variados métodos de prétratamento sobre diferentes substratos, incluem (i) redução de tamanho de partículas, (ii) solubilização, (iii) aumento biodegradabilidade, (iv) formação de compostos refratários e (v) perda de material orgânico. Apesar das variações registradas na literatura consultada (APPELS et al., 2008; ARIUNBAATAR et al., 2014; CESARO; BELGIORNO, 2014), os métodos de prétratamento da FORSU podem ser agrupados em pelo menos quatro categorias a saber: biológicos, físicos, químicos e térmicos e outras combinações possíveis (LINDNER et al., 2015).

Os métodos físicos (incluem mecânicos e térmicos) atuam na redução do tamanho das partículas e do grau de cristalização (cristalinidade) dos materiais lignocelulósicos visando o aumento da área de superfície específica disponível e reduzir o grau de polimerização (CESARO; BELGIORNO, 2014).

Ariunbaatar et al. (2014) analisando a relação entre área de superfície da matéria orgânica particulada e a hidrólise, sustentam que uma maior área de superfície disponível fornece um melhor contato entre o substrato e as bactérias anaeróbias, enriquecendo assim o processo de digestão anaeróbia. Os mesmos autores, citando diversas fontes, acrescentam que uma partícula de raio maior resulta numa baixa demanda química de oxigênio (DQO) e baixa produção de CH₄ e que o tamanho da partícula é inversamente proporcional a taxa máxima de utilização do substrato por parte dos micróbios anaeróbios.

Os métodos físicos usados incluem cisalhamento líquido, colisão, homogeneizador de alta pressão, maceração, liquefação, trituração, moagem, micro-ondas, ultrassom, entre outros (APPELS et al., 2008; CESARO; BELGIORNO, 2014).

Para Ariunbaatar et al. (2014) os métodos físicos apresentam as seguintes vantagens: não geração de odor, fácil aplicação, melhor desidratação do resíduo anaeróbio final e consumo moderado de energia. Como desvantagens, o autor considera o fato de não apresentarem nenhum efeito significativo na remoção de agentes patogênicos e a possibilidade de entupimento do equipamento.

Os métodos químicos de prétratamento dos resíduos atuam sobre o substrato para hidrolisar a membrana celular e, por conseguinte, aumentar a solubilidade da matéria orgânica contida dentro das células (APPELS et al., 2008) e, são utilizados com a finalidade destruir os compostos orgânicos, por meio de ácidos fortes, bases ou oxidantes (ARIUNBAATAR et al., 2014).

Segundo Dewil et al. (2008), vários métodos de prétratamento químico têm sido desenvolvidos baseados em diferentes princípios operacionais, sendo os mais destacados os

seguintes: a) adição de substâncias químicas (hidrólise ácida e alcalina), b) ozonização¹⁰ e c) métodos avançados de oxidação.

A digestão anaeróbia da matéria orgânica em geral e da FORSU em particular, enfrenta com frequência a ameaça de acidificação devido a formação de ácidos voláteis.

Para evitar essa ocorrência que em certos casos pode ser fatal para o processo, existe sempre a necessidade de controlar e ajustar o potencial hidrogeniônico (pH), através da adição de certas substâncias, sendo as alcalinas as mais usadas. Por causa disso, o método de alcalino é o preferido no universo dos métodos de prétratamento químico (ARIUNBAATAR et al., 2014).

O tratamento por adição de ácidos é outro método a ter em conta quando se trata da fermentação anaeróbia de substratos ricos em proteínas para combater o fenômeno de inibição por amônia, muito frequente nesses casos (CESARO; BELGIORNO, 2014).

Em relação ao tratamento alcalino os autores supracitados, afirmam que Espinosa e Llórens (2008) conseguiram um aumento da eficiência da digestão anaeróbia após um processo de prétratamento com hidróxido de cálcio¹¹ $\text{Ca}(\text{OH})_2$. A adição de 62 miliequivalentes (mEq) de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ e seis horas de solubilização rendeu 11,5% de aumento na DQO solúvel. No mesmo estudo, resíduos orgânicos submetidos a um prétratamento alcalino, em condições ótimas, renderam uma produção $0,15\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}$, correspondente a 172,0% da amostra de controle.

Brummeler (1993: p.39) analisando o uso de tamponantes na correção de pH, visando a aceleração de biodigestores no qual foram usadas substâncias como carbonato de cálcio (CaCO_3), bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), registrou que o melhor resultado foi obtido com o bicarbonato de sódio, a uma taxa de $0,06\text{ kg NaHCO}_3/\text{kg ST}$.

O prétratamento alcalino também foi aplicado por Zhu; Wan; Li (2010) para incrementar a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia (sólida) de palha de milho, usando diferentes taxas de cargas de hidróxido de sódio (NaOH) e notaram que com o aumento da concentração de NaOH de 1 para 7,5%, a degradação da lignina, aumentou cinco vezes (de 9,1 para 46,2%).

Quando a palha de milho prétratada com NaOH foi digerida utilizando efluentes líquido da digestão anaeróbia como inóculo e fontes de nitrogênio, cargas de 1% de NaOH não causaram melhorias significativas na produção de biogás. Com a concentração de 5% de NaOH

¹⁰ Ozonização: É uma técnica de oxidação química que tem como agente oxidante o ozônio (O_3), usada para aumentar o grau de biodegradabilidade de compostos orgânicos, com o objetivo de remover a cor e o odor.

¹¹Também conhecido como cal hidratada, cal apagada ou ainda cal extinta, é um composto químico de fórmula $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Apresenta-se quando puro como um sólido branco e inodoro. Fonte: https://pt.wikipedia.org/wiki/Hidróxido_de_cálcio; Acesso: 12/02/2016

os autores obtiveram a maior taxa de produção de biogás (372,4 L/kg VS) representando 37,0% superior ao da palha de milho não tratada (substrato de controle).

No entanto, os mesmos autores relataram que uma carga de NaOH maior que 7,5% causou uma rápida produção de ácidos graxos voláteis durante as fases de hidrólise e acidogênese, que inibiram a metanogênese e que tratamento simultâneo (alcalino com NaOH e inoculação com efluente líquido) não melhorou significativamente a produção de biogás.

Com a finalidade de simplificar o processo e reduzir custos Liew; Shi; Li (2011) realizaram o prétratamento alcalino durante a digestão anaeróbia de folhas de árvores caídas. O maior rendimento de metano (82 L/Kg SV) foi obtido com uma carga de 3,5% de NaOH e taxa substrato/inóculo (S/I) de 4,1. Com a taxa S/I de 6,2 e concentração de NaOH de 3,5% os autores supracitados obtiveram o maior aumento no índice de produção de CH₄ (82 L/kg SV) que representou um ganho 24 vezes maior em relação a produção do substrato de controle (sem adição de NaOH). Reatores alimentados a uma taxa S/I de 8.2 colapsaram.

Além disso, o aumento do teor de sólidos totais (ST) de 20% a 26% e uma taxa S/I de 6,2 e concentração de NaOH a 3,5 % reduziu em 35% a produção de biogás.

Do experimento realizado Liew; Shi; Li (2011) concluíram que a degradação de celulose e hemicelulose e a produção de metano são fatores altamente correlacionados.

Gao et al. (2015) analisando a performance da digestão de resíduos de cozinha (alimentares) com NaHCO₃ como solução tampão, concluíram que estes são um ideal substrato para AD devido à sua alta produção de metano (479 ml/g ST acrescentados) e excelente biodegradabilidade com o máximo eficiência de remoção de SV de 78,91%.

De acordo com esses autores, com aplicação daquele tamponante a capacidade de digestão anaeróbica, sem acidificação aumentou 33,3%.

Para Ariunbaatar et al. (2014) o incremento da produção do biogás gerado por substratos tratados com substâncias alcalinas se deve em parte da ocorrência de reações (solvatação e safonicação) que induzem a turgescência ou dilatação dos sólidos que por sua vez aumenta a área de superfície disponível tornando os substratos acessíveis aos microrganismos anaeróbios.

No entanto, Brummeler (1993), alerta que a correção de pH com produtos químicos como NaOH, deve ser feita com cautela, uma vez que, dependendo da dosagem aplicada, pode inibir a formação do metano em maior proporção que a provocada pelo ácido acético.

Por seu turno, Ariunbaatar et al. (2014) observa que, quando o substrato é tratado pelo método alcalino, a biomassa em si, consome parte do material alcalino, e por conseguinte, grandes quantidades de reagentes podem ser necessárias para alcançar o desejado incremento da produção de CH₄, (onerando com isso os custos operacionais da planta de digestão).

O prétratamento por aquecimento é um dos métodos mais estudados e tem sido aplicado com sucesso em plantas de escala industrial (CESARO; BELGIORNO, 2014); por viabilizar alterações na estrutura da fração insolúvel tornando-a mais receptiva à biodegradação, tem sido usado como condicionador do substrato (ARIUNBAATAR et al., 2014).

Os métodos de prétratamento térmico incluem o aquecimento por vapor, eletricidade (efeito Joule), micro-ondas, entre outros e, são responsáveis pela remoção de patógenos, melhor desidratação e redução da viscosidade do substrato (ibidem).

De acordo com os autores acima citados, largo espectro de temperaturas (50-250° C) foi testado para aferir o impacto do prétratamento térmico da matéria orgânica sólida e, o maior efeito reportado é a desintegração da membrana celular que resulta na solubilização de compostos orgânicos.

Mottet et al., (2009) comparando diferentes métodos de prétratamento térmico (de lodo ativado) não encontraram diferenças significativas entre o aquecimento elétrico e a vapor, enquanto que o aquecimento por micro-ondas obteve maior solubilização de mais biopolímeros.

Kuo; Cheng (2007) estudaram o prétratamento térmico de resíduos alimentares (de cozinha) sob diferentes temperaturas (37, 50 e 60° C), a fim de avaliar os efeitos sobre a hidrólise. O prétratamento a 60° C foi o mais eficaz, alcançando uma eficiência hidrolítica de 27,3% e de remoção de óleo e gordura de 37,7%. Além disso, o desempenho global do processo de digestão anaeróbico com o prétratamento térmico se mostrou mais estável, no entanto, não foi observado qualquer aumento significativo na taxa de produção do metano.

Komemoto et al.(2009) estudando os efeitos de diferentes condições térmicas sobre a produção de biogás a partir de resíduos alimentares, obtiveram melhores resultados em termos de solubilização (70,0% e 72,7% nas condições mesofílicas (35° e 55°C respectivamente), e uma taxa de produção específica de hidrogénio situada entre 64,7 e 62,7 ml-H₂/g VS. Para esses autores a elevada taxa de produção de biogás em condições mesofílicas sugere uma alta atividade dos microrganismos nessa faixa.

Em condições de elevada temperatura de (55^o e 65^oC) obtiveram altas taxas de solubilização e baixos índices de produção de biogás durante todo o período experimental, sugerindo que a atividade dos microrganismos que produzem biogás foi inibida pelas condições termofílicas (de altas temperaturas).

Enfim, maior parte dos estudos analisados acreditam no potencial desses métodos no aumento da performance do processo, medidos em termos de produção de biogás e redução de sólidos, no entanto, chamam atenção para ocorrência de efeitos colaterais nocivos ao processo, como a inibição da formação do CH₄ (BRUMMELER, 1993), balanço energético deficitário

(CESARO; BELGIORNO, 2014), pegada ecológica do método em si (ARIUNBAATAR et al., 2014) entre outros.

Adicionalmente, Carlsson; Lagerkvist; Morgan-Sagastume (2012) ressaltam que apesar do sucesso dos métodos de prétratamento (medido em termos de aumento da produção do CH₄ e redução de sólidos), a sua aplicabilidade relativa não tem sido avaliada no que diz respeito aos seus efeitos sobre diferentes substratos e os impactos de prétratamento sobre o sistema global de DA. Para os autores acima citados, uma das razões dessa situação é a falta de protocolos comuns/padronizados para a avaliação da eficiência de prétratamento.

No decurso das atividades de campo no contexto deste trabalho, além da separação manual da fração não orgânica dos resíduos recebidos na usina, foram usados métodos de prétratamento físico (trituração) escolhido tendo em conta o princípio de simplicidade, exequibilidade, baixo custo e consumo de energia.

1.9 Produtos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é uma tecnologia omnívora¹² (MATA-ALVAREZ et al., 2003) isto é, dependente da resposta simbiótica e sinérgica de um consórcio de microrganismos que no fim da sua cadeia de produção gera dois principais produtos, o biogás e o digestato (digerido) que são descritos na seção a seguir.

1.9.1 Biogás

Definido pelo artigo 3º da Resolução ANP 8/2015 como gás bruto obtido da decomposição biológica de produtos ou resíduos orgânicos (ABIOGAS, 2015), o biogás representa o produto final de uma cadeia de processos de digestão anaeróbica bem estabelecida. É uma mistura que além do metano (CH₄), inclui o dióxido de carbono (CO₂), vestígios de outros gases, tais como oxigênio (O₂), azoto (N₂), ácido sulfídrico (H₂S), amoníaco (NH₃), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009; CRESPO, 2013; EPE, 2008).

Os seres humanos aproveitam a biometanização para a decomposição rápida e controlada de resíduos orgânicos e biomassa gerando metano, dióxido de carbono e resíduo estabilizado, usando diversas tecnologias. Tais tecnologias de recuperação de biogás exploram

¹² Alimenta-se indiferentemente de substâncias animais e vegetais.

os processos bioquímicos para decompor vários tipos de biomassa, como os resíduos alimentares, para gerar o biogás, uma fonte renovável e sustentável de energia (BOND; TEMPLETON, 2011; KOSSMANN et al., 1988). A TABELA 5 apresenta a composição química do biogás bruto ou não tratado.

TABELA 5. Composição do biogás

Composição	Unidade
Metano (CH₄)	(50-70) % vol.
Dióxido de carbono (CO₂)	30-50 % vol.
Traços de Nitrogénio (N)	0,3 % vol.
Traços de gás sulfídrico (H₂S)	0-10.000 ppm
Traços de amoníaco	<100 ppm

Fonte: Adaptado de (BISSCHOPS; SPANJERS; SCHUMAN, 2009)

O conteúdo energético de biogás gerado pela digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos em geral e dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) em particular, está vinculado ao metano. As suas propriedades variam em função de fatores tais como, tipo de substrato (matéria-prima), sistemas de digestão, a temperatura, tempo de retenção etc. (BUYSMAN, 2009).

O biogás (metano) é uma fonte de energia renovável versátil na medida em que pode ser usado diretamente em queimadores adequados (fogões a biogás) para gerar calor para cocção, em lamparinas a biogás para iluminação, ou ser purificado para ser usado em motores de geração de energia elétrica ou como combustível veicular (automotivo). A TABELA 6 apresenta de forma resumida algumas características específicas do biogás gerado por resíduos.

TABELA 6. Propriedades do biogás

Composição	50-70 % (CH₄) 30-50 % (CO₂) Traços de outros gases
Conteúdo energético	6,0-6.5 KWh/m ³
Equivalente combustível	0,6-0,65 l óleo/m ³
Poder calorífico inferior (PCI)	23 MJ/Nm ³ ; 6,5 KWh/Nm ³ ; 20,2 MJ/Kg
Temperatura de ignição	650-750° C
Densidade	1,2 kg/Nm ³ ; 0,716 kg/m ³ (BUYSMAN, 2009)
Pressão crítica	75-89 bar
Temperatura crítica	190,65 K (-82,5° C)
Cheiro	Ovo podre (quando não dessulfurizado) Difícilmente perceptível quando dessulfurizado

Fonte: Adaptado de LOHRI (2012)

Note-se que dependendo do estágio e da eficiência do processo de conversão biológica em curso, a concentração do metano no biogás pode variar ao longo do tempo, desde pequenos traços até quantidades de expressivas no biogás. Um estudo da Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM) afirma que a concentração de metano no biogás pode chegar a conter entre 40 e 80% de metano (FEAM, 20012).

Quanto a aparência do gás, SGANZERLA (1983:p.11) afirma que “o *metano principal componente do biogás, é um gás incolor, sem cheiro, altamente combustível, que quando queima apresenta uma chama lilás e pequenas manchas vermelhas, sem deixar fuligem e com o mínimo de poluição*”.

Fonte renovável de energia e componente principal do biogás o metano é constantemente comparado com outras fontes de energia, gerando uma gama variada de dados diversos sobre a mesma substância, criando uma certa dificuldade na comparação de resultados experimentais. No contexto deste trabalho, para efeitos de comparação de resultados obtidos usaremos os dados fornecidos por Sganzerla (1983).

Para essa autora, 1m³ de metano “pesa” 0,716 Kg de e, corresponde a: 0,613 litros de gasolina comum; 0,579 litros de querosene; 0, 553 litros de óleo diesel; 0,454 kg de Gás liquefeito de Petróleo (GLP), vulgo, gás de cozinha; 1,538 kg de lenha (10% humidade); 0,735 kg de carvão vegetal; 1,428 kWh de potência eléctrica.

Segundo Kossman et al. (1988), para aplicações de pequena escala, como o uso domiciliar por exemplo, o biogás pode ser usado diretamente (sem tratamento prévio) para cocção e iluminação em fogões, lamparinas adequadas para essa finalidade. No entanto, em alguns casos, pode ser necessário que seja submetido a um certo tratamento ou condicionamento, por exemplo, para reduzir o teor de H₂S no gás.

Segundo Browne (2014), depois da remoção dos gases não combustíveis como CO₂ e H₂S e traços de outras substâncias contaminantes obtém-se biometano, um gás de alto poder calorífico. O biometano tem poder calorífico igual ao do gás natural e, da mesma forma que o outro, pode ser comprimido e usado como combustível veicular, fonte de calor ou de energia eléctrica. Ainda no domínio das aplicações práticas, Bisschops; Spanjers; Schuman (2009) afirmam que em média, 1 m³ de biogás bruto (não tratado) permite duas horas de cozimento ou 1,5 KWh de potência eléctrica.

1.9.2 Digestato

O digestato ou digerido é o material sólido/líquido remanescente no biodigestor (substrato digerido) resultante das reações bioquímicas que ocorrem durante o processo de fermentação anaeróbia. É um material rico em nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e micro nutrientes que lhe capacitam como um bom fertilizante natural (SEADI et al., 2008), capaz de ser usado para ampliar a fertilidade de solos agrícolas em substituição dos fertilizantes minerais produzidos por tecnologias energointensivas com elevado grau de perversidade/agressão ao meio ambiente.

Os autores supracitados comparando o digestato derivado da digestão anaeróbia e o esterco (estrupe) bruto concluíram que o digestato é mais homogêneo relativamente ao estrume (esterco) bruto, com melhor balanço N-P permitindo assim, uma melhor e acurada dosagem e maior integração no plano de fertilização das propriedades agrícolas. O digerido contém maior teor de nitrogênio inorgânico, mais acessível às plantas e, isso aumenta consideravelmente a eficiência da fertilização com N por um lado e, diminui significativamente as perdas de nutrientes por lixiviação e evaporação por outro, desde que o digerido seja utilizado como fertilizante em conformidade com as boas práticas agrícolas (*ibidem*).

Durante a realização desta tese enquanto decorria a digestão dos resíduos alimentares do RU/UnB foi realizado em paralelo, um ensaio de compostagem para avaliar o potencial do efluente gerado por estes resíduos na produção de biofertilizante para valorização de solos numa horta experimental construída próximo do biodigestor.

Afirmamos anteriormente que a geração natural de biogás é uma parte importante do ciclo global do carbono; com efeito, desde a produção do substrato (biomassa) até a aplicação do digerido como fertilizante, o biogás derivado da digestão anaeróbia proporciona um ciclo fechado de carbono e nutrientes.

Neste ciclo, o CH₄ gerado durante a digestão anaeróbia (DA) é usado para produção de energia (proporciona vários serviços energéticos) e o CO₂ é liberado para atmosfera o qual é reaproveitado pela vegetação durante a fotossíntese. Nesse processo, alguns compostos de carbono permanecem no digestato e vão servir para o melhoramento dos solos durante a aplicação do digerido como fertilizante, substituindo desse modo os fertilizantes solúveis (SEADI et al., 2008).

Os autores supracitados sublinham que para uma ótima utilização do digerido como fertilizante, valem os mesmos critérios usados no caso de esterco bruto, tais como: suficiente capacidade de armazenamento (mínimo de 6 meses); restrição da temporada de aplicação do

fertilizante (durante vegetação); quantidade aplicada por hectare (de acordo com o plano de adubação); técnica de aplicação (incorporação imediata e um mínimo de perdas de nutrientes), entre outros.

O digerido derivado da digestão anaeróbia é um subproduto que se integra bem nos sistemas de produção agrícola, pois, além da valorização dos solos, promove a agricultura orgânica, bem como a aquacultura quando é aplicado como alimento de peixes produzido em lagoas ou poços (BUYSMAN, 2009). Para além disso, o uso de tais materiais orgânicos poderá diminuir a necessidade de importação dos insumos solúveis, dos quais o Brasil é super dependente, impactando, dessa forma, na balança comercial (THEODORO, et al. 2017).

1.10 Impacto ambiental da gestão de resíduos

Segundo o dicionário Aurélio impacto ambiental representa as consequências de uma ação, geralmente humana, para o meio ambiente (HOLANDA, 2010). A definição do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) contida na sua resolução nº 1/86, define impacto ambiental como:

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I- a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota¹³; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA/IBAMA, 1986: p. 1).

Por sua vez, Branco; Rocha (1987), definem impacto ambiental, como uma poderosa influência exercida sobre o meio ambiente, que resulta no desequilíbrio do ecossistema natural. Por tanto, na perspectiva desse autor, o que caracteriza o impacto ambiental, não é qualquer alteração nas propriedades do ambiente, mas as alterações que provoquem o desequilíbrio das relações constitutivas do ambiente, como aquelas alterações que superam a sua resiliência.

Os impactos ambientais refletem a tensão, antagonismo e descompasso (NETO, 2008) entre o homem moderno e a natureza. Para esse autor, a natureza tem um ritmo próprio, que nem sempre consegue acompanhar a velocidade das relações humanas, especialmente as relações de produção e consumo. O resultado é um descompasso persistente e crescente entre

¹³ Biota (do grego βίος, bíos = vida) é o conjunto de todos seres vivos de um determinado ambiente ou de um determinado período. Pode ser empregado em múltiplas escalas, referindo-se desde o conjunto de organismos em um habitat particular (e.g., biota do rio Amazonas) até o conjunto de todos organismos da Terra, a biota que compõe a biosfera. [https://pt.wikipedia.org/wiki/Biota_\(ecologia\)](https://pt.wikipedia.org/wiki/Biota_(ecologia)); Acesso: 19/07/2017.

as atividades humanas e a natureza, criando uma relação de contradição e de antagonismo entre ambos.

A visão de descompasso é também compartilhada por Flickinger (1994). Para esse autor, impactos ambientais mais não são, do que sinais evidentes da incompatibilidade entre o “tempo do homem” e o “tempo da natureza”, entre a visão temporal antropocêntrica e a lógica do tempo inserida no ambiente físico natural.

Os impactos sobre o meio ambiente, em particular os antrópicos, resultantes das atividades humanas de produção, transporte, distribuição, consumo e descarte, são vários e diversos e, se fazem sentir em todos cinco componentes principais ou subsistemas do sistema climático da terra (NETO, 2008), nomeadamente, atmosfera (gases, partículas e vapor de água), hidrosfera (águas superficiais e subterrâneas), criosfera (parte gelada do planeta), superfície terrestre (terras emersas com diferentes tipos de solos) e biosfera (conjunto dos seres vivos terrestres e oceânicos). Decorrente dessa diversidade, para efeitos desse estudo, os impactos ambientais são divididos em determinadas categorias. As categorias gerais de impacto ambiental mais relevantes são (DEN BOER; DEN BOER; JAGER, 2007):

- ❖ Depleção de recurso abióticos
- ❖ Uso e aproveitamento da terra
- ❖ **Mudanças climáticas**
- ❖ Depleção do ozono estratosférico
- ❖ Toxicidade humana
- ❖ Ecotoxicidade
- ❖ Formação de foto oxidantes
- ❖ **Acidificação**
- ❖ **Eutrofização**

Nesta tese elegemos a categoria de mudanças climáticas como indicador do impacto ambiental na gestão dos resíduos no RU/UnB.

1.10.1 Mudanças climáticas

A definição do conceito mudanças climáticas não é de todo consensual entre diferentes autores e organizações que tratam do tema. Uma prova disso pode ser ilustrada pelas diferenças nas definições elaboradas uma pela Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (CQNUMC) e outra pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC na sigla inglesa), ambas pertencentes a Organização das Nações Unidas (ONU), citadas por

(NETO, 2008). Não obstante as divergências conceituais existentes, no contexto desta tese adotamos a definição desse autor, segundo a qual, “*mudanças climáticas são justamente alterações anormais (naturais quanto antrópicas) do sistema climático terrestre, que podem advir do aquecimento global, de alterações na circulação oceânica ou de outros fatores*”.

Um dos méritos dessa definição reside na relação causal lógica que estabelece entre mudanças climáticas, efeito de estufa e aquecimento global, três conceitos importantes no âmbito desta tese. Sem deixar de lado as demais possibilidades causais que de fato existem, Neto (2008) destaca que são os gases de efeito estufa (GEE) que levam ao aquecimento global que por sua vez conduz às mudanças climáticas.

Portanto, as mudanças climáticas (categoria de impacto ambiental) são em parte originadas pelo aquecimento global derivado da ação dos GEE emitidos no decurso das atividades humanas de produção, transporte, distribuição, consumo e descarte. A TABELA 7 apresenta os seis gases mais importantes no contexto das mudanças climáticas reconhecidos pelo protocolo de Quioto¹⁴.

TABELA 7.Principais gases de efeito estufa (GEE)

Gás	Símbolo	GWP
Dióxido de carbono	CO ₂	1
Metano	CH ₄	21
Óxido nitroso	N ₂ O	310
Hidrofluorocarbonos	HFC-23	11.700
	HFC-125	2.800
	HFC-134a	1.300
	HFC-143a	3.800
	HFC-152a	140
Perfluorcarbonos	CF ₄	6.500
	C ₂ F ₆	9.200
Hexafluoreto de enxofre	SF ₆	23.900

Fonte: MCTI (2013)

Na última coluna da tabela constam os fatores de Potencial de Aquecimento Global (PAG) de cada gás relativo a um período de 100 anos que serão usados nesta tese. As fontes destes gases são diversas e, dependendo da natureza do empreendimento, podem ser:

¹⁴ “É um acordo internacional patrocinado pela ONU, firmado em 1997 por 59 países, na cidade de Quioto, no Japão. O protocolo inscreve-se no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, tendo por objetivo reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) em nações industrializadas, por meio de metas que correspondem, em média, à redução de 5% sobre montante emitido pelo país em 1990 e, estabelecer modelo de desenvolvimento limpo para os países emergentes”.

- ✚ Fontes de combustão estacionárias (geradores de energia, motores estacionários);
- ✚ Fontes de combustão móveis (todos tipos de meios de transporte aéreo, terrestre e aquático); sistema de refrigeração;
- ✚ Uso de explosivos;
- ✚ Disposição de resíduos;
- ✚ Tratamento de efluentes;
- ✚ Desmatamento, entre outras atividades.

A atividade de tratamento e eliminação de resíduos sólidos urbanos, industrial etc. produz quantidades significativas de gases de efeito estufa, entre os quais podemos destacar, metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), compostos orgânicos voláteis não metânicos bem como pequenas quantidades de óxido nitroso (N₂O), óxidos de azoto (NO_x) e monóxido de carbono (CO).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), a pegada ecológica global de carbono associada ao desperdício de alimentos, em 2007, foi estimada em 3,3 bilhões de toneladas equivalentes de CO₂ (FAO, 2013). Este montante coloca o desperdício de alimentos como a terceira maior fonte de emissões de GEE no mundo, se integrado ao ranking nacional de emissões, precedida pelas emissões originadas dos Estados Unidos e China (*ibidem*).

No Brasil, o setor de resíduos é tido como a segunda maior fonte de emissões, atrás apenas do setor de transporte (VIA PÚBLICA, CLIMATEWORKS, 2012). No ano de 2014 por exemplo, o setor de resíduos emitiu cerca de 68.350.264 t CO₂eq, correspondentes a 3,7% das emissões totais no país, estimadas em 1.845.932.401 tCO₂eq (ICLEI, 2016).

De acordo com o estudo CEPEA/ESALQ encomendado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), em 2005, citado pela ABRELPE (2013), dentre as fontes nacionais emissoras de metano, os resíduos sólidos urbanos representam 12% do total, sendo que 84% das emissões são oriundas dos aterros.

Para estimar o valor das emissões de GEE associadas com a gestão de resíduos usamos um quadro teórico geral proposto por autores como Menikpura; Sang-Arun; Bengtsson (2013) e organizações de pesquisa como o (IPCC, 2006a). O quadro teórico geral em referência, sugere que para determinar as emissões de GEE num sistema de gestão de resíduos devemos considerar as emissões de fontes móveis (transporte), fixas (motores estacionários), operações de tratamento bem como as emissões inerentes a própria tecnologia de tratamento (reciclagem,

compostagem, digestão anaeróbia, aterro, etc.)¹⁵ e pode ser expresso pela fórmula (MENIKPURA; SANG-ARUN; BENGTSSON, 2013):

$$E_{GEE} = E_{GS} - E_{EV} = E_{FF} + E_{FM} + E_{Tec} - \sum_{i=1}^n (PP_i * EQ_i) \quad (21)$$

Onde:

E_{GEE} : Emissões líquidas de gases de efeito estufa(tCO₂eq);

E_{GS} : Emissões gerados no sistema/cenário por todo tipo de fontes envolvidas no sistema/cenário analisado (tCO₂eq);

E_{EV} : Emissões evitadas (tCO₂eq);

E_{FF} : Emissões associadas com as fontes fixas (tCO₂eq).

E_{FM} : Emissões relacionadas com as fontes móveis (tCO₂eq);

E_{Tec} : Emissões/fugas de GEE associadas com uma dada tecnologia de tratamento de resíduos (t CO₂eq).

A última parcela representa as emissões evitadas pela aplicação de uma dada tecnologia de recuperação de materiais/energia.

$$E_{EV} = \sum_{i=1}^n (PP_i * EQ_i) \quad (22)$$

PP: Potencial de prevenção; EQ: Fator de equivalência relativo ao GEE de natureza “i”.

Note-se que a equação (21) constitui a base teórica fundamental para a análise das emissões de GEE e, no caso geral, pode apresentar mais parcelas dependendo da complexidade do sistema analisado (se inclui, sistemas de refrigeração, desmatamento entre outras variáveis).

Além do impacto das mudanças climáticas avaliado por intermédio das emissões de GEE, interessa no contexto desta tese, determinar outros três indicadores de impacto ambiental, a saber: (i) o uso de energia, (ii) a recuperação de materiais e (iii) a taxa de redução da matéria orgânica biodegradável. Na sequência analisaremos brevemente esses parâmetros.

1.10.2 Redução da matéria orgânica aterrada

A economia circular em oposição a economia linear, busca mudar de paradigma de um modelo linear para um modelo circular, fazendo melhor uso dos materiais, mantendo os

¹⁵ No caso mais geral e, dependendo da natureza dos resíduos em causa, as tecnologias de tratamento podem incluir outras atividades de aproveitamento/prevenção, como por exemplo a doação, produção de ração animal, entre outras.

materiais em circulação através da reutilização e reciclagem, simbiose industrial e outros esforços para desviar os materiais do aterro sanitário (GREEN INDUSTRIES SA, 2015).

O desvio de resíduos da rota tradicional de aterro, deixou de ser uma mera utopia e passou a ser um tema de extrema relevância, amplamente aceito e discutido pelos governos, autoridades municipais, organizações corporativas nas pequenas e grandes cidades pelo mundo a fora (SONG; LI; ZENG, 2015). Para aferir o quanto de resíduos gerados numa localidade é desviado da rota do aterro, usa-se um parâmetro denominado taxa de desvio de resíduos.

A taxa de desvio de resíduos é um indicador de impacto ambiental na gestão de resíduos que informa sobre a eficiência do sistema de gestão no desvio da matéria que de outra forma acabaria no aterro. Song; Li; Zeng (2015) definem esse parâmetro como a porcentagem do total de resíduos que é desviado da disposição em aterros permitidos e instalações de transformação, como a incineração, e que é direcionado para programas de redução, reuso, reciclagem e compostagem.

A taxa de desvio de resíduos numa unidade de produção qualquer pode ser estimada pela equação (ibidem).

$$T_D = \left(\frac{m_{RC}}{m_{RSU} + m_{RC}} \right) * 100\% \quad (23)$$

Onde:

TD: Taxa de desvio de resíduos (%);

m_{RC} : Massa de resíduos que são reutilizados, reciclados diretamente ou indiretamente por processos como compostagem, digestão anaeróbia, briquetagem, briquetagem, etc. (t);

m_{RSU} : Massa de resíduos aterrados ou incinerados (t).

Notar que a equação (23) comporta os seguintes extremos:

Quando não há nenhuma atividade de recuperação/valorização, a taxa desvio é nula. Esse é o caso do atual esquema de gestão de resíduos no RU/UnB. Quando a quantidade de material recuperado cresce significativamente, o valor da taxa de desvio tende para 1 (TR=1 ou 100%). Este extremo representa o caso limite máximo do sistema de produção circular (Princípio de lixo zero!).

1.10.3 Consumo de energia

Um sistema de gestão de RSU usa diferentes formas de energia para o seu funcionamento, tais como eletricidade, gás natural, óleo diesel, entre outras que variam em

função da sua complexidade. Dependendo da sua estrutura, o sistema pode igualmente aproveitar parte dos resíduos gerados para produzir uma certa forma de energia que pode ser usada no consumo interno ou ser exportada para um consumidor externo.

O balanço de energia para o sistema de gestão de resíduos pode ser feito da seguinte forma (MCDUGALL et al., 2008):

$$W_L = W_G - W_U \quad (24)$$

Onde;

WL: energia líquida (J);

WG: Energia gerada ou recuperada no sistema (J);

WU: Energia utilizada (consumida) no sistema (J).

Se a energia gerada no sistema for maior que a energia utilizada ($WG > WU$) a energia líquida do sistema é positiva, ou seja, o sistema gera uma energia excedente que pode exportar parte dela para um consumidor externo. Caso contrário ($WG < WU$), a energia líquida do sistema é negativa, isto é, o sistema é deficitário em termos energéticos e, precisa de aporte de energia de uma fonte externa para atender as suas necessidades.

1.10.4 Taxa de recuperação de materiais

É outro indicador que capta o potencial de recuperação de um dado método ou tecnologia de tratamento de resíduos adotado. Seja m_R a massa de materiais recuperados (t) e m_T a massa total de resíduos gerados num dado período (t), então, a taxa de recuperação pode ser estimada por meio da equação (*ibidem*):

$$TRM = \frac{m_R}{m_T} * 100\% \quad (25)$$

Neste caso, a taxa de recuperação é máxima ($TMR=1$) quando todos os resíduos gerados são recuperados ($m_T=m_R$) e nula quando não há no sistema alguma forma de recuperação de matérias ($m_R=0$), como é o caso do aterro no atual esquema de gestão de resíduos no RU/UnB.

Para encerrar esta seção vale a pena destacar que os parâmetros acima mencionados, que podem ser estimados pelas respectivas equações (21), (23), (24) e (25) permitem avaliar o impacto ambiental do sistema de gestão de resíduos. Como tal, serão aplicadas nesta tese para avaliar o desempenho das tecnologias de aterro e digestão anaeróbia no tratamento dos resíduos alimentares do RU/UnB. Na seção a seguir vamos analisar essas duas tecnologias.

1.11 Aterro Sanitário

O aterro sanitário é um método de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança públicas (MONTEIRO et al., 2001).

O despejo de resíduos sólidos urbanos em aterros não controlados ou lixões é a forma mais comum de destinação de resíduos no mundo em desenvolvimento e é resultado, em parte, da falta de conhecimento, limitados recursos técnicos e financeiros (MENIKPURA; SANGARUN; BENGTSSON, 2013).

Este método de deposição final é ambiental e socialmente inaceitável, pois, pouco faz para proteção do meio ambiente e da saúde pública. Poluição das águas superficiais e das águas subterrâneas pelo chorume, a migração de gases combustíveis (metano), odores e criação de vetores de doenças, além de sujeitar os catadores a condições de vida muito precárias, são todos resultados comuns desta prática que coloca sérios riscos para a saúde pública no presente e no futuro (MCDOUGALL et al., 2008).

Neste estudo, o aterro sem recuperação de energia constitui o cenário base; isto é, representa a situação atual em termos de gestão de resíduos no RU/UnB, na qual toda fração alimentar de resíduos é enviada ao aterro do DF (“lixão da estrutural”) onde é depositada sem nenhuma ação de aproveitamento ou recuperação.

Para avaliar os impactos dessa atividade, inventariamos todas entradas (insumos) e saídas (outputs) que ocorrem expressos em termos de massa e energia.

O inventário permite visualizar as entradas e saídas que ocorrem no sistema em todo o ciclo de vida dos resíduos, desde a recolha, transporte até deposição final.

No caso, as entradas são constituídas pelo fluxo de resíduos e do combustível consumido pelo caminhão no transporte de resíduos (ida e volta). A FIGURA 9 apresenta as fronteiras do sistema analisado neste cenário, onde se destaca a massa de resíduos alimentares gerados anualmente, autonomia do veículo (quantidade de combustível, diesel usado por quilômetro percorrido) e a distância estimada percorrida (ida e volta) entre a UnB e o “lixão da estrutural”.

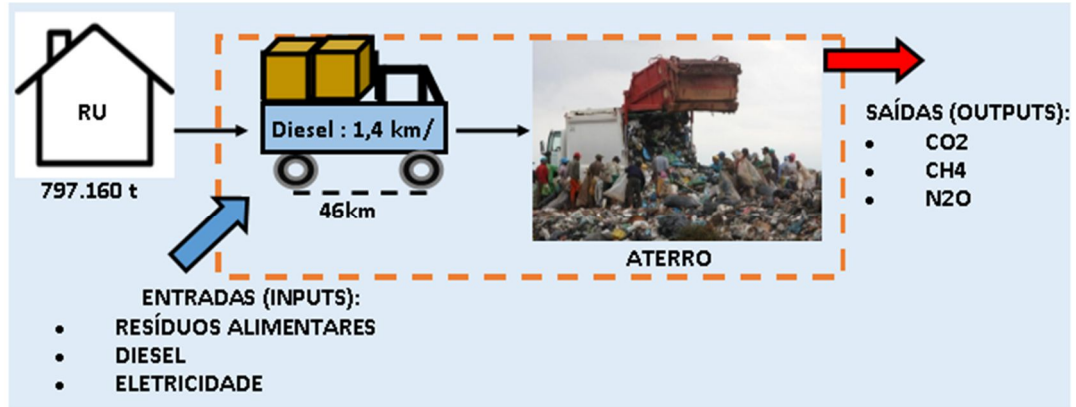


FIGURA 9. Cenário base: Aterro. Fonte: Autor

Na saída do sistema o fluxo considerado são as emissões para o ar, terra e água. No entanto, para efeitos de simplificação, as emissões relevantes consideradas neste estudo são as dos três gases especificados na FIGURA 9 (CH₄, CO₂ e N₂O). Assim sendo, o impacto ambiental associado com as emissões de GEE, será estimado por via da equação (22) apresentada na seção anterior.

$$E_{GEE} = E_{GS} - E_{EV} = E_{FF} + E_{FM} + E_{Tec} - \sum_{i=1}^n (PP_i * EQ_i)$$

Nesse cenário toda massa de resíduos alimentares gerados é depositada no aterro sem nenhuma ação de valorização ou recuperação desses materiais. Por isso a parcela relativa às emissões evitadas é nula. Além disso, assume-se que as operações de prétratamento realizadas nesse cenário pouco impactam em termos de emissões. Neste caso não temos nenhuma fonte fixa em ação (EFF=0), por isso a equação acima para o cenário relativo ao aterro, terá apenas duas parcelas (fonte de combustão móvel: viatura de recolha e tecnologia de tratamento: aterro):

$$E_{GEE} = E_{FM} + E_{Aterro} \quad (26)$$

A fonte móvel usada neste cenário usa diesel cuja combustão libera vários gases, dos quais, o CH₄, CO₂ e N₂O são os mais importantes. As emissões dos últimos dois gases podem ser estimadas pelas equações (27) abaixo indicadas (ODEBRECHT, 2010):

$$\left\{ \begin{array}{l} E_{CO_2} = V_c * PCI * TC * FO_x * \frac{44}{12} \quad (a) \\ E_{CH_4} = \frac{VC * PCI * F_{CH_4}}{10^3} \quad (b) \\ E_{N_2O} = \frac{VC * PCI * F_{N_2O}}{10^3} \quad (c) \end{array} \right. \quad (27)$$

Onde:

E_{CO₂}: Emissões de dióxido de carbono (tCO₂);

V_c: Volume de combustível (diesel) consumido (m³);

PCI: Poder calorífico inferior do combustível usado (TJ/m³);

TC: Teor de carbono no combustível por unidade de energia (tC/TJ); FOx: Fator de oxidação de carbono para CO₂ (%);

44 e 12 representam a massa molecular de CO₂ carbono (kg/mol) e a massa atômica de carbono (kg/mol) respectivamente.

O valor padrão utilizado para o fator de oxidação de carbono em dióxido de carbono é de 100% (1,0), considerando que todo o carbono existente no combustível é oxidado a dióxido de carbono (ODEBRECHT, 2010);

F_{CH₄}: Fator de emissão do metano para o combustível considerado (kg/TJ).

FN₂₀: Fator de emissão de óxido nitroso para o combustível usado (kg/TJ). O coeficiente no denominador é um fator de conversão de unidades (de quilogramas para toneladas); portanto a parcela das emissões da fonte móvel será calculada pela soma das três equações (27):

$$E_{FM} = V_C * PCI * TC * FOx * 44/12 + 21 * \frac{VC * PCI * F_{CH4}}{10^3} + 310 * \frac{VC * PCI * F_{N2O}}{10^3} \quad (28)$$

Os coeficientes (1, 21 e 310) são fatores de potencial de aquecimento global (PAG) para dióxido de carbono, metano e óxido nitroso respectivamente, relativos a um período de 100 anos. A TABELA 8 apresenta os valores padrão para o óleo diesel usados neste trabalho.

TABELA 8. Valores padrão

PCI (TJ/m ³)	3,552.10 ⁻²
TC (tC/TJ)	20,2
FOx	1,0
FCH ₄	3,9
FN ₂₀	3,9

Fonte: ODEBRECHT (2010)

Note-se que os fatores de emissão relativos ao transporte na alternativa *on road*, são iguais para o metano e óxido nitroso. Recordar que o volume do combustível usado é calculado com base na taxa de consumo (autonomia) do veículo de transporte de resíduos (11:1,4 km) informado pela empresa responsável por essa atividade. Resolvida a primeira parcela da equação (26) passemos analisar a segunda, relativa às emissões no aterro.

Como é do domínio comum, quando os resíduos são depositados no aterro, diferentes microrganismos digerem carboidratos, gorduras, proteínas e outras fontes de carbono disponíveis. Na ausência de oxigênio, a matéria orgânica neles contida entra num processo de

degradação liberando vários gases de efeito estufa (GEE) para o meio ambiente. De entre os gases liberados o mais importante do ponto de vista do aquecimento global é o metano.

Muitos métodos têm sido desenvolvidos para estimar as emissões de metano liberado pela matéria orgânica contida nos resíduos depositados em aterros. Esses métodos variam bastante tanto nas suposições tomadas, quanto na complexidade e na quantidade de dados que requerem para sua execução (IPCC, 1997).

Van Elk (2007) sugere que os métodos mais conhecidos e empregados são os modelos recomendados pelo Banco Mundial (WB), pela Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) e pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC). O método recomendado pelo WB, conhecido como Scholl-Canyon é dado pela equação (VAN ELK, 2007):

$$V_{CH_4} = K * L_0 * m_{RSU} * e^{-kt} \quad (29)$$

Onde;

V_{CH_4} : Volume de gás gerado num ano (m³/ano);

K: Taxa de geração de metano por ano (ano⁻¹);

L_0 : Potencial de geração de metano por unidade de massa de resíduos (m³/t);

m_{RSU} : Massa de resíduos depositados no ano i (t);

t: Intervalo de tempo após o fechamento do aterro (anos).

O outro é o chamado de *Landfill Gas Emission Model* (LANDGEM), que foi desenvolvido pela EPA e, segundo a fonte supracitada, consta na legislação federal dos EUA sobre diretrizes e regras finais para aterros sanitários ativos e encerrados. De acordo com a mesma fonte, este vem sendo usado em muitas partes do mundo, incluindo o Brasil, onde é aplicado pelo Ministério de Meio Ambiente (MMA) para estimar o potencial energético dos municípios brasileiros. O LANDGEM estima as quantidades e variações de biogás durante o tempo de vida de um aterro e, é expresso por uma equação cinética de primeira ordem (*ibidem*):

$$V_{CH_4} = L_0 * m_{RSU} (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (30)$$

Onde:

t: Intervalo de tempo decorrido desde o início da deposição de resíduos (anos)

c: Intervalo de tempo decorrido após o encerramento do aterro (anos). Para aterros no ativo, c=0.

O IPCC recomenda um terceiro método padrão para estimativa do metano liberado nos aterros, o qual envolve o balanço de massa e o cálculo do teor de carbono orgânico degradável contido nos resíduos, dado pela equação (IPCC, 1997):

$$M_{CH_4} = (m_{RSU} * F_{RSU} * F_{CM} * COD * COD_f * F_{CH_4} * \frac{16}{12} - R) * (1 - O_x) \quad (31)$$

Introduzindo o conceito de potencial de geração de metano (L_0) dado pela equação:

$$L_0 = F_{RSU} * F_{CM} * COD * COD_f * F_{CH_4} * \frac{16}{12} - R \quad (32)$$

A equação anterior pode ser reescrita na forma:

$$M_{CH_4} = (m_{RSU} * L_0) * (1 - O_x) \quad (33)$$

Esta é a equação que será usada nesta tese para estimar a quantidade das emissões de metano associadas com os resíduos do RU/UnB depositados no aterro, na qual:

M_{CH_4} : Massa de metano emitido no aterro por ano (t)

F_{RSU} : Fração de resíduos coletados e depositados no aterro. No RU/UnB, quase todos os resíduos produzidos no local são levados para o aterro, por isso, assumimos uma fração alta de 0,99.

FCM : Fator de correção do metano. Este fator toma em consideração o fato de que um lixão simples produz pouco metano relativamente ao aterro controlado, devido a decomposição aeróbia que ocorre nas camadas superiores do primeiro. Está relacionado com a forma como os resíduos são tratados no local de deposição, se é um lixão simples, aterro controlado ou não. Para o aterro do DF assumimos o fator de 0,4: aterro não controlado (IPCC, 2006b).

COD : Fração de carbono orgânico degradável. Representa a quantidade de carbono orgânico disponível nos resíduos para a decomposição bioquímica. Depende da composição dos resíduos e, é estimada a partir de uma média ponderada do teor de carbono das várias categorias de resíduos existentes no volume analisado e, é calculado pela fórmula (FIGUEIREDO, 2012; IPCC, 2006b):

$$COD = \sum_{i=1}^n COD_i * W_i \quad (34)$$

Onde:

COD_i : Fração de carbono orgânico biodegradável contido no resíduo “i” e W_i a fração de resíduos por categoria.

Retomando a equação anterior temos:

$$COD = (0,4 * A) + (0,24 * B) + (0,15 * C) + (0,43 * D) + (0,39 * E) \quad (35)$$

As letras do alfabeto representam as frações de categorias de resíduos que constam na composição dos resíduos em estudo. As percentagens da composição dos RSU, são sugeridas pelo (IPCC, 2006b) para serem usados pelos países da América do Sul no caso de inexistirem dados locais disponíveis (FIGUEIREDO, 2012):

A: Fração de RSU constituída por papel (17%);

B: Fração de RSU constituída por tecidos (2,6%);

C: Fração de RSU constituídos resíduos alimentares ou de cozinha (44,9%);

D: Fração de RSU constituída por madeira (4,7%);

E: Fração de RSU constituída por borracha e couro (0,7%)

Os resíduos aterrados que são tratados nesse trabalho são na sua totalidade alimentares, por conseguinte, as demais parcelas da equação (36) são nulas e o valor de COD reduz-se a:

$$\text{COD} = 0,15 * C = 0,15 * 0,449 = 0.06735 \quad (36)$$

COD_F : Fração dissimilável de COD. Representa a fração de COD que é efetivamente degradado e convertido em biogás. Esse termo exprime o fato de uma parte do carbono não ser degradado ou degradado lentamente quando depositado no solo. O valor padrão recomendado pelo IPCC é de 0,5-0,6 (IPCC, 2006b). Neste artigo foi adotado o valor padrão de 0,5 para esse parâmetro.

F_{CH_4} : Fração (por volume) de metano no biogás do aterro. O IPCC (2006b) recomenda um valor padrão de 0,5, reconhecendo no entanto, que esse valor pode variar entre 0,4-0,6 dependendo de vários fatores, como a composição dos resíduos, entre outros.

A fração (16/12) é fator de conversão de carbono em CH_4 . É a razão entre a massa de 1g mol de metano por cada grama mol de carbono.

R: Quantidade de metano recuperado. É a quantidade de metano produzido que é captado e posteriormente queimado, e, por conseguinte, emitido na forma de CO_2 , apresentando um balanço de carbono biogénico nulo (IPCC, 2006b). Como o aterro do DF não tem instalação para recuperação e queima de metano, esse termo é nulo ($R=0$).

Ox: Fator de oxidação. Representa a fração de metano produzido que é oxidado nas camadas de cobertura dos resíduos. Assumindo que a degradação dos resíduos depositados no aterro é estritamente anaeróbica, então, $\text{Ox}=0$

Decorrente das considerações acima, a equação (33) toma a forma

$$M_{\text{CH}_4} = m_{\text{RSU}} * F_{\text{RSU}} * F_{\text{CM}} * \text{COD} * \text{COD}_f * F_{\text{CH}_4} * \frac{16}{12} = m_{\text{RSU}} * L_0$$

A partir dessa equação calculamos as emissões de metano no aterro, multiplicando a massa pelo respectivo potencial de aquecimento global.

$$E_{\text{GEE}} = E_{\text{AT}} = E_{\text{CH}_4} = M_{\text{CH}_4} * \text{PAG}_{\text{CH}_4} = m_{\text{RSU}} * L_0 * \text{PAG}_{\text{CH}_4} \quad (37)$$

Onde:

PAG: potencial de aquecimento global do gás metano ($\text{PAG}_{\text{CH}_4}=21$)

De acordo com IPCC (1997: p.6.3) esta equação permite estimar a quantidade de metano em toneladas equivalentes de CO_2 emitido por ano pela matéria orgânica contida nos resíduos

alimentares depositados no aterro. Baseia-se em uma abordagem de balanço de massa e não incorpora a variável tempo. A metodologia assume que todo o metano é liberado pelos resíduos no ano em que estes são depositados. Embora isso não seja o que ocorre na realidade, ela dá uma estimativa razoável das emissões do ano corrente, se a quantidade e composição dos resíduos depositados e se mantém relativamente constante ao longo do tempo. No caso contrário, quando a taxa de deposição de resíduos varia consideravelmente no tempo, o método aqui adotado e dará estimativas grosseiras das emissões reais.

Portanto, as emissões de gases, enquanto categoria de impacto ambiental, associadas com o aterro dos resíduos gerados no RU/UnB serão estimadas por meio das equações (28) para a fonte móvel e 33 para as emissões que ocorrem no próprio aterro. Os outros três indicadores para esse mesmo cenário serão estimados por via das equações (23) para taxa de desvio, (24) para a energia líquida produzida no cenário e (25) para taxa de recuperação dos materiais.

1.12 Planta de digestão anaeróbia

Como mencionado anteriormente, a digestão anaeróbia é um processo bioquímico de decomposição e estabilização da matéria orgânica sob ação de vários grupos de microrganismos anaeróbicos que resulta principalmente na produção de metano, dióxido de carbono e traços de outros gases em menores proporções, além de um material residual com alto teor de nutrientes tais como fósforo, nitrogênio, potássio, etc. A digestão anaeróbia é vista como um dos métodos mais econômicos e tecnicamente adequados para o tratamento de resíduos urbanos biodegradáveis (AMPONSAH et al., 2014) tais como, resíduos alimentares, esterco animal, águas residuais, resíduos da atividade agrícola, entre outros.

Nesta tese, a instalação de uma planta de digestão anaeróbia representa um cenário hipotético, alternativo ao anterior, no qual os resíduos são submetidos a um processo de conversão biológica e apenas os rejeitos é que são no final, depositados no aterro. Neste cenário assume-se que todos os resíduos alimentares gerados são recolhidos e enviados para unidade de biodigestão situada a uma distância igual à do primeiro cenário usando a mesma viatura usada naquele cenário. Aqui, os resíduos são submetidos aos processos de triagem para separar a fração inorgânica e, posteriormente são triturados usando um triturador modelo TRF 650, potência 5,0 CV com capacidade de produção de 1000 kg/h, ilustrado na FIGURA 10.

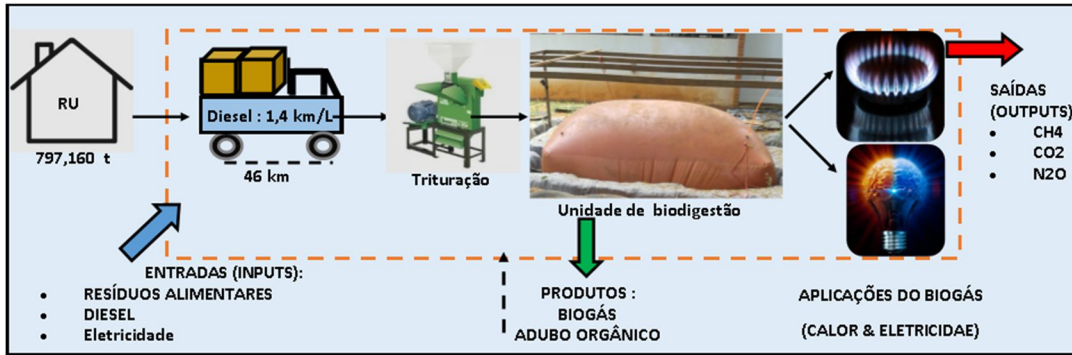


FIGURA 10. Cenário alternativo: Digestão anaeróbia. Fonte: Autor. Crédito da fotografia: <http://produto.mercadolivre.com.br>; 29/08/2016.

Após a trituração os resíduos são diluídos e introduzidos no biodigestor para iniciar o processo de digestão propriamente dito.

As saídas consideradas no cenário são constituídas por emissões para o ar, terra e água de gases resultantes do transporte de resíduos, prétratamento (trituração), além das fugas durante o processo de produção de biogás. No cenário opera uma fonte fixa ou estacionária (motor elétrico que usa eletricidade para acionar o triturador) e uma fonte de combustão móvel (veículo de transporte de resíduos do RU para a usina de biodigestão). Assim, as emissões durante a digestão anaeróbia são determinadas pelo uso da eletricidade, e do combustível veicular (diesel) além das emissões intrínsecas a própria tecnologia. Aplicando a fórmula do quadro teórico das emissões (equação 21) temos:

$$E_{GEE} = E_{FF} + E_{FM} + E_{Tec} - \sum_{i=1}^n (PP_i * EQ_i)$$

Ou seja, as emissões de GEE relativas à planta de DA podem ser determinadas pela equação:

$$E_{GEE} = E_{DA} = E_{FF} + E_{FM} + E_{Tec} - E_{EV} \quad (38)$$

As emissões devido ao uso de eletricidade *in situ* (fonte estacionária ou fixa) são estimadas por intermédio de uma equação geral do tipo:

$$E_{Elet} = W_{elet} * F_{EC} = P \Delta t * 10^{-6} * F_{EC} \quad (39)$$

Onde:

E_{elet} : Emissões de GEE associadas ao uso da eletricidade (tCO₂eq);

W_{elet} : Energia elétrica “consumida” pelo triturador (kWh)

P : Potência do motor do triturador (kW);

Δt : Intervalo de tempo que dura a operação do motor (h);

F_{EC} : Fator de emissão de carbono para geração de eletricidade na atividade do projeto (tCO₂/MWh). Os fatores de emissão de CO₂ para utilizações que necessitam do fator médio de

emissão do Sistema Interligado Nacional (SIN) do Brasil são atualizados e publicados no portal do Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT). Para o ano de 2016 o fator de emissão médio anual fixado foi de 0,0817 tCO₂eq/MWh (www.mct.gov.br/)¹⁶ que será usado neste trabalho.

O coeficiente (10⁻⁶) é um termo de conversão de Wh para MWh (1Wh=MWh*10⁻⁶).

A energia elétrica usada para acionar o triturador na unidade de compostagem é calculada a partir da capacidade de produção do instrumento (1000 kg/h), tempo de trabalho durante um ano (365 dias) e a sua potência nominal 5 CV (1CV=745,6999 W).

As emissões de transporte (fonte móvel) envolvem o CO₂, CH₄ e N₂O e são calculadas por via da equação (28) deduzida no cenário anterior.

As emissões de metano inerentes a própria tecnologia de tratamento são estimadas por uma equação geral do tipo (IPCC, 2006a):

$$E_{CH_4} = \sum_{i=1}^n (m_{RSU_i} * F_{Ei}) - R \quad (40)$$

No caso em análise a tecnologia de tratamento usada é a digestão anaeróbia, representada pelo índice i, onde:

E_{CH_4} : Emissões totais de metano durante um ano (t);

m_{RSU_i} : Massa de RSU tratados pela tecnologia do tipo i (t);

F_{Ei} : Fator de emissão da tecnologia i (g CH₄/kg de resíduos tratados);

$R = E_{EV}$: Massa de metano recuperado no período analisado (t).

A massa de metano recuperado multiplicado pelo potencial de aquecimento global correspondente dá-nos a estimativa das emissões desse gás evitadas pelo uso da tecnologia de digestão anaeróbia.

Para o fator de emissão de metano durante a digestão anaeróbia de RSU o IPCC propõe o valor 2g por tonelada de resíduos (IPCC, 2006c: p.4.6), que será usado neste texto.

Os produtos gerados neste cenário são o metano e o adubo orgânico. A quantidade de metano gerado será calculado com base na equação (1) usada por Lou; Nair; Ho, (2013) e será creditado no cenário como novo produto que substitui o gás de cozinha (JOHANSSON et al., 2000: p. 25) na proporção 1:1, e, entra no balanço na qualidade de emissões evitadas.

A quantidade de adubo (biocomposto) gerado neste cenário é estimado a partir do teor de matéria orgânica contida na massa de resíduos digeridos é calculada com base na relação entre uma tonelada de matéria orgânica e a massa de adubo correspondente (1t de matéria orgânica: 350 kg de adubo) usada por NILSSON (2012: p.23). Esse produto é creditado nesse

¹⁶ Acesso: 08/07/2017.

cenário como substituto de fertilizantes artificiais com teores similares de nitrogênio (N) e fósforo (P) (*ibidem*).

Decorrente dessa noção de substituição as emissões evitadas devido a produção de biocomposto serão estimadas a partir da quantidade de emissões geradas durante o processo de produção de fertilizantes minerais estimadas a partir dos seus componentes N e P. Segundo Eriksson; Strid; Hansson (2015) a produção de 1 Kg N gera 2,41 kg CO₂eq e 3,6 kg CO₂eq são gerados para produzir 1Kg P.

1.13 Benefícios da digestão anaeróbia da FORSU

“Vivemos em um mundo de recursos finitos e mobilizar todos os recursos para geração de energia é no mínimo uma decisão de alto valor estratégico” (ABIOGAS, 2015: p.10).

Os três principais objetivos da digestão anaeróbia incluem a gestão dos RSU, a recuperação de energia e de nutrientes, bem como a mitigação das emissões de GEE e, nesses domínios, essa tecnologia apresenta um amplo espectro de vantagens de âmbito local, regional e global - parte delas ilustradas na FIGURA 11.

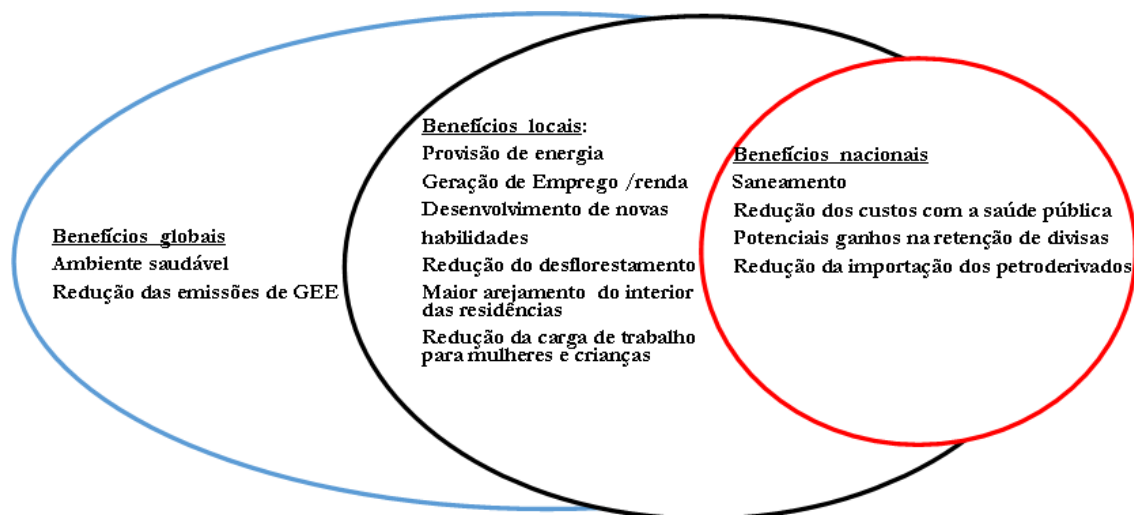


FIGURA 11. Potenciais benefícios da digestão anaeróbia. Fonte: Adaptado de BUYSMAN (2009).

Importa destacar os benefícios da digestão anaeróbica dos RSU (em geral) e dos resíduos alimentares (em particular), na gestão do tempo para mulheres e crianças especialmente nos países em desenvolvimento. Nestes países, regra geral, a coleta de fontes de energia (lenha, carvão vegetal, esterco animal, etc.) tem sido da responsabilidade desses grupos

sociais, pelo que a inserção da tecnologia de digestão anaeróbia poderia aliviar essas pessoas do exercício de uma atividade monótona e penosa (BUYSMAN, 2009), proporcionando mais tempo que poderia ser usado para outras atividades tais como educação, lazer etc., assegurando, desse modo, o seu empoderamento. Em síntese, o efeito cumulativo dos benefícios associados ao uso da digestão anaeróbia pode ajudar a reduzir a pobreza (*ibidem*) contribuindo desse modo para consecução dos objetivos propostos na Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015) e, nesse sentido, a tecnologia se configura como parte da estratégia de desenvolvimento sustentável (maior prudência ecológica, maior eficiência económica e maior equidade social).

Na presente tese os benefícios associados com a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos gerados no RU/UnB serão analisados em comparação com o cenário de gestão atual, baseado no aterro e, será feita a partir do inventário de massa, energia e emissões que ocorrem nos dois casos (cenários) à luz da lei de conservação de massa e de energia.

1.14 Método de análise multicritério

Quando o objetivo vai mais além do simples fornecimento de energia, para englobar aspectos relativos a sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida das pessoas, a seleção de alternativas adequadas se torna uma tarefa complexa, pois, envolve muitos critérios.

Nesses casos, os métodos de análise de decisão multicritério (ADM) são uma ferramenta de grande utilidade pois, oferecem um processo logicamente estruturado que promove a transparência, coerência, consistência e abrangência na tomada de decisão (ZURBRÜGG, 2013).

Para Morrison-Saunders; Pope; Bond (2015) o método de análise e decisão multicritério (ADM) é ao mesmo tempo uma abordagem e um conjunto de técnicas que têm como finalidade a classificação geral de opções, entre a mais e menos preferida.

Segundo Zurbrügg (2013), tais métodos, são uma ferramenta de grande utilidade pois, oferecem um processo logicamente estruturado que promove a transparência, coerência, consistência e abrangência na tomada de decisão

Lohri (2012) citando várias fontes, sustenta que ADM foi desenvolvida como uma ferramenta de tomada de decisão para problemas complexos, multicritérios que incluem aspectos quantitativos e/ou qualitativos do problema. Destina-se a simplificação de sistemas complexos, usando um número restrito de critérios estruturados de uma forma que esclarecem

relacionamentos, impactos e resultados, incorporando muitas partes interessadas. De acordo com esse mesmo autor, o objetivo de métodos de análise de decisão multicritério (ADM) é melhorar a qualidade dos processos de decisão, para que as demandas sobre transparência, coerência, consistência e abrangência possam ser atendidas

Lohri (2012) citando Linkov et al., 2004 e Lahdelma et al. (2000) destacam que através da aplicação de ADM, escolhas intuitivas são substituídas por um modelo justificado e aceito em conjunto. Uma das vantagens de uma abordagem baseada nos métodos multicritérios nas decisões do grupo é a capacidade de chamar a atenção para as semelhanças ou potenciais áreas de conflito entre as partes interessadas com diferentes pontos de vista, o que resulta em uma compreensão mais completa dos valores detidos por outros.

O processo de planejamento multicritério permite aprendizagem bidirecional entre especialistas e grupos de interesse e, oferece uma abordagem formal para tomada de decisão utilizando critérios que permitem os órgãos de tomada de decisão estruturar, modelar e analisar problemas e vários resultados dependendo dos pesos e valores associados com os critérios, incorporando muitas partes interessadas (BUCHHOLZ, 2007).

Buchholz (2007) citando Gowdy e Erickson (2005) sustenta que uma das maiores vantagens do método de análise de decisão multicritério (ADM) é a sua capacidade de incluir informações qualitativas e abster-se de unidades unificadores. Por isso esse método de abordagem de temas complexos, é capaz de incluir questões sociais, que outros métodos dificilmente conseguem incluir nas suas análises. Existem muitas técnicas ADM e, nesta tese usamos alguns elementos do método proposto por Lohri (2012) e usado pelo mesmo autor na avaliação da sustentabilidade de um projeto de digestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) na cidade de Bahir Dar, na Etiópia.

Neste trabalho usaremos uma versão deste método na sua dimensão *post factum*, para avaliar a viabilidade do projeto de biodigestão dos resíduos alimentares do RU/UnB por meio de seis categorias de viabilidade, a saber: viabilidade técnico-operacional (TOP), ambiental (AMB), econômico-financeira (ECO), sociocultural (SCU), institucional (INS) e político-legal (POL). Nessa dimensão o método de ADM é aplicado neste trabalho com a finalidade de identificar as causas da discrepância notável entre o potencial teórico previsto e os resultados desfavoráveis obtidos no ensaio experimental, por um lado e identificar os pontos fortes e fracos de um projeto desta natureza e porte.

Sobre a aplicação desse método Lohri (2012) observa que, além das vantagens em sua forma atual, esta ferramenta de avaliação de viabilidade (*ex ante*) pode, com algumas modificações, ser transformada em uma ferramenta de avaliação de projetos (*ex-post ou post*

factum) para destacar forças e fraquezas de um projeto em curso, por um lado, analisar e determinar as eventuais causas de falhas por outro. É exatamente nessa dimensão (*ex-post*) que o método será usado nesta tese em quatro etapas a seguir descritas.

Primeira etapa: Tabela de avaliação.

Nesta fase, com ajuda dos parceiros e de dados obtidos na literatura consultada e no trabalho de campo, responde-se a questões relacionadas com a viabilidade do projeto, selecionando uma de três respostas pré-definidas, traduzidas em pontuações ou *scores* (-10, 0 e +10) que alimentam a matriz de viabilidade com base nas seis categorias de avaliação de viabilidade (categoria técnico-operacional, ambiental, econômico-financeiro, sociocultural, político-legal e institucional). Nessa avaliação (-10) significa inviável (I), 0 significa neutro (N) e +10, muito viável (MV).

A pontuação (*score*) de cada categoria de avaliação é obtida pela média das pontuações em cada subcategoria como ilustrada a TABELA 9. Esta tabela apresenta um exemplo de uma tabela de avaliação na qual o projeto é avaliado em pontos atribuídos a cada uma das suas subcategorias e, por via destas, a avaliação global da categoria em análise. O exemplo mostrado diz respeito a categoria técnico-operacional.

TABELA 9. Avaliação da viabilidade do projeto

	Categoria: Tecnológica-operacional (TO)		Avaliação		
	Qualidade de biogás	a) Qualidade de biogás	Inviável (-10)	Neutro (0)	Muito viável (+10)
Cadeia de produto		b) Pós-tratamento de biogás		0	
		c) Variação da qualidade de biogás	-10		
		d) Distância da "usina" - beneficiários de biogás			10

Média: Subcateg.				-1.3	
Média: Critério				1.5	

Fonte: Autor

A pontuação global da categoria é a média aritmética das pontuações de cada subcategoria do critério de avaliação considerado. As cores vermelha, amarela e verde são usadas para sinalizar pontuação (*score*) menor que zero, zero e maior que zero respectivamente. Os resultados da avaliação global do projeto tendo em conta as seis categorias são apresentados e discutidos no capítulo quatro.

Segunda etapa: Incertezas¹⁷

Nesta fase, contando sempre com ajuda das partes interessadas, faz-se avaliação e classificação da incerteza de cada resposta dada na fase anterior como alta ou baixa, atribuindo para cada resposta, um fator de incerteza.

Os fatores de incerteza são introduzidos para lidar com a questão de exatidão e confiabilidade de dados, premissas, estimativas e informações usadas na avaliação da viabilidade do projeto que nem sempre são corretas e/ou confiáveis. A avaliação das incertezas é feita de acordo com as categorias de avaliação supramencionadas, usando os fatores de incerteza propostos por LOHRI (2012).

De acordo com a fonte, uma resposta com alta incerteza é traduzida pelo fator 0,5, enquanto a baixa incerteza se traduz em fator 1,0. A racionalidade desse procedimento é explicada pelo autor nos seguintes termos: se uma pontuação ponderada é multiplicada por um fator de incerteza 1,0 implica que a pontuação ponderada não muda, enquanto que a multiplicação com fator 0,5 (alta incerteza) resulta em um desvio de incerteza em relação à pontuação ponderada.

A incerteza é quantificada de tal maneira que as pontuações ponderadas podem ser reduzidas pela metade se a incerteza for considerada muito alta (*ibidem*). Em cada critério de avaliação o fator médio de incerteza é calculado pela média das incertezas apuradas. A TABELA 10 apresenta um exemplo dos fatores de incerteza usados para o critério político-legal.

TABELA 10. Fatores de incerteza

	Critério de avaliação: Político-legal	Alto (0,5)	Baixo (1,0)
a)	Risco de a capacidade institucional vir a deteriorar-se no futuro		x
b)	Risco de promulgação de legislação (leis, regulamentos, etc.) disruptiva		x
c)	Risco de que a avaliação viabilidade político-legal não seja confiável	x	
Fator médio de incerteza político-legal		0.83	

Fonte: Autor. Adaptado de LOHRI (2012)

Terceira etapa: Ponderação

¹⁷ Na dimensão *post factum* em que está sendo usado achamos irrelevante a quantificação da incerteza, por isso não serão analisadas neste trabalho.

Nesta fase solicita-se os parceiros a atribuírem pesos de importância entre um (1) e dez (10) a cada uma das seis principais categorias de viabilidade numa escala de classificação em que, um significa que a categoria não é importante para o sucesso do projeto de DA e o peso dez implica que a categoria é de fato essencial para o sucesso do projeto.

Além dessas entidades outras pessoas de reconhecida competência no tema da digestão anaeróbia e que se mostraram disponíveis a colaborar, foram contatadas para participar na avaliação dos critérios de viabilidade.

Segundo LOHRI (2012) a ponderação pode ser feita com cada uma das partes interessadas individualmente ou em um *workshop*, sendo que o último é considerado mais apropriado, por permitir eventuais esclarecimentos e promover debate sobre o projeto proposto e a própria ferramenta de avaliação. Devido a dificuldades de conciliação de agenda de vários parceiros, a modalidade de contato usada para classificação (ponderação) dos critérios de avaliação, foi a correspondência por e-mail para uns e contato direto para outros. A ficha de inquérito enviada (entregue) às partes, consta nos anexos (anexo 5). Analisando as formas de contato com as partes interessadas, o autor acima citado sublinha que quanto mais forte for a aceitação da ferramenta, maior será a chance de que os resultados da avaliação de viabilidade sejam levados a sério e sejam de propriedade das partes interessadas.

Quarta etapa: Apresentação, análise e discussão dos resultados.

Os resultados do processo de avaliação podem ser apresentados em duas formas. Uma apresenta os resultados na forma de uma matriz avaliação cujos elementos são calculados por meio da formula (DEPARTMENT FOR COMMUNITIES AND LOCAL GOVERNMENT, 2009):

$$S_i = w_1s_{i1} + w_2s_{i2} + \dots + w_n s_{in} = \sum_{j=1}^n w_j s_{ij} \quad (41)$$

Onde:

S_i : Pontuação ou score total de cada critério;

s_{ij} : Pontuação (score) obtida para a opção i no critério j ;

w_j : Ponderação (peso) de cada critério.

A fonte supracitada explica que para construção da matriz de avaliação da viabilidade do projeto, multiplica-se a pontuação de uma opção em um critério (score) pela importância do peso do critério, faz-se isso por todos os critérios e, em seguida, somam-se os produtos para dar o score de preferência geral para essa opção. Em seguida, repete-se o processo para as opções restantes.

Graficamente os resultados obtidos são representados num plano em que na horizontal (OX) temos os critérios de viabilidade e na vertical (OY) a pontuação (scores). Para LOHRI, (2012) a ideia por trás desta figura de visualização é criar uma apresentação simplificada dos resultados da avaliação de viabilidade que ilustram as forças e fraquezas mais importantes do projeto de digestão anaeróbia (DA) em análise.

Nesta representação, cada principal categoria de viabilidade é representada por uma barra, cuja direção e comprimento indicam o nível de viabilidade. Combina/fatoriza a pontuação do investigador e o peso das partes interessadas (parceiros). Uma barra orientada na direção positiva do eixo vertical representa maior viabilidade e no sentido contrário, sinaliza que o projeto não é viável em relação a este critério de viabilidade. Sempre que possível e recomendável pode-se incluir nesta representação o intervalo de incerteza para descrever o risco de desfecho em relação às expectativas de acordo com as pontuações obtidas.

A segunda forma de visualização dos resultados apresenta a viabilidade de um projeto de digestão anaeróbia (DA) a partir da perspectiva de um *stakeholder*. Os escores são apresentados no eixo vertical (OY), enquanto os pesos explícitos dados pelo *stakeholder* são mostrados no eixo horizontal (OX). Isso permite uma comparação entre a importância relativa das diferentes partes interessadas para cada critério (LOHRI, 2012).

1.15 Considerações preliminares

Neste capítulo, dedicado a revisão bibliográfica, analisamos o estado de arte da digestão anaeróbia como uma tecnologia de aproveitamento energético da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), em geral, e dos resíduos alimentares, em particular. Revisitamos conceitos e princípios associados com essa tecnologia, desde os seus estágios, parâmetros (ambientais e operacionais), tipos de substratos e seus métodos de prétratamento, incluindo os subprodutos que podem ser gerados bem como os potenciais benefícios que podem ser obtidos pela aplicação da tecnologia de digestão anaeróbia.

A análise feita mostra, entre outros aspetos, uma certa falta de consenso em torno dos valores críticos de certos parâmetros da digestão anaeróbia tais como temperatura, pH entre outros. Tal fato, no entanto, parece dever-se mais a idiosincrasia, heterogeneidade e complexidade dos resíduos do que ao mérito dos trabalhos analisados, o que reforça a ideia de que a digestão anaeróbia dos RSU é um tema ainda não plenamente entendido.

A revisão feita mostrou igualmente que a tecnologia de biodigestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) embora não tenha potencial em escala suficiente para sustentar um programa de

expansão da oferta de energia no longo prazo para um país, na escala regional ou local é uma estratégia importante, tendo em conta os benefícios sociais, econômicos e ambientais que pode proporcionar (EPE, 2014), o que reforça a necessidade de estudos mais aprofundados na avaliação dos benefícios da digestão anaeróbica dos RSU em geral e dos resíduos alimentares em especial, na escala local.

Em relação ao estado de arte da tecnologia, parte dos autores consultados acreditam que a digestão anaeróbia pode ser otimizada pela separação das fases de acidificação (acidogênese) e metanização (metanogênese) resultando numa redução significativa do tempo de retenção e aumento considerável da produção do biogás (BROWNE, 2014). Na presente tese adaptamos e operamos a título experimental, um biodigestor mesofílico de estágio único, operando em batelada para avaliar o desempenho da tecnologia no contexto do RU/UnB.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Local de estudo

Tomando o Restaurante universitário, da Universidade de Brasília (RU/UnB), como local (caso) de estudo, o trabalho avalia o potencial da tecnologia de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares na redução do volume de resíduos aterrados, recuperação de materiais, redução de gases de efeito estufa (GEE) e na produção de energia renovável (metano) bem como avalia os potenciais benefícios associados com a sua conversão biológica.

O RU/UnB (FIGURA 12) situado no Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte, projetado pelo professor José Galbinski, do Departamento de Arquitetura e Urbanismo da UnB, foi inaugurado no ano de 1975 e, a sua estrutura consiste em uma área construída de 6333 m², 4 andares, 1 cozinha central, 6 refeitórios, 6 cozinhas-minuto, 6 caixas para compra de tíquetes, 1 guarda-volumes e banheiros. (www.ru.unb.br).

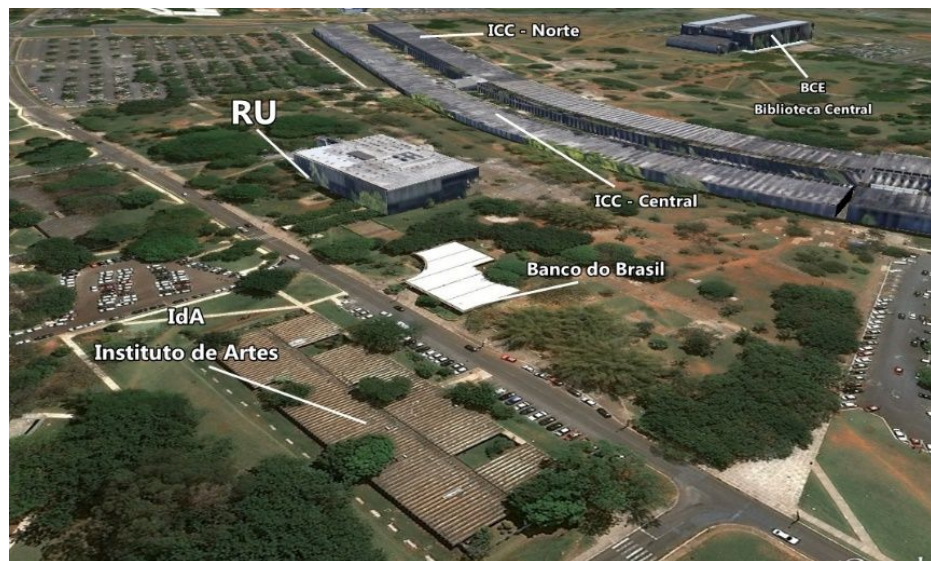


FIGURA 12. Restaurante da Universidade de Brasília (RU). Fonte: www.ru.unb.br; 08/06/2016

Dados fornecidos pela diretoria indicam que atualmente o estabelecimento serve, em média, cerca de seis mil refeições por dia (RU, 2016), gerando quantidades expressivas de resíduos. Parte desses resíduos (óleo de cozinha e os recicláveis) são coletados por uma empresa especializada em reciclagem de óleo de fritura e uma cooperativa de reciclagem do DF, respectivamente.

A fração não reciclável que sobra, composta essencialmente por matéria orgânica biodegradável é uma mistura heterogênea complexa (resíduos alimentares) constituída por

diversos materiais, sólidos (vegetais, cereais, carnes, frutas, ovos etc.) e líquidos (água, óleo, suco, leite, chá, etc.) gerados ao longo de toda cadeia produtiva do restaurante, os quais são posteriormente recolhidos por uma empresa contratada (terceirizada) pelos Serviços de Limpeza Urbana (SLU) do DF e transportados para o lixão do Jockey Club de Brasília, vulgarmente conhecido por “lixão da estrutural”.

A razão da realização do estudo prende-se com a necessidade de aferir o potencial energético dos resíduos alimentares gerados no local e aferir os benefícios que a sua conversão biológica pode oferecer ao estabelecimento em comparação com o cenário atual de gestão baseado no aterro, tendo em vista o potencial de aquecimento global, consumo de energia, potencial de recuperação de materiais e quantidade de resíduos desviados da rota de aterro.

A escolha do RU/UnB para a realização do estudo, justifica-se pelos seguintes motivos: (i) considerável massa de resíduos gerados, que colocam o estabelecimento na posição cimeira em relação as outras unidades similares de pequeno porte que funcionam no campus;(ii) a extinção de todos os lixões no país a partir de 2014 e a necessidade de valorização de todos fluxos gerados antes da deposição final, impostas pela Política Nacional dos Resíduos sólidos (PNRS) publicada pela lei nº 12.505/10 (BRASIL, 2012) (iii) a intenção de ajudar o estabelecimento a se firmar como modelo de gestão sustentável de resíduos dentro do campus. E (iv) outra razão não menos importante, refere-se à necessidade de promover e alargar o espaço de debate sobre a sustentabilidade envolvendo diversas unidades acadêmicas e diferentes especialistas existentes na UnB. Os resultados obtidos poderão ajudar os órgãos locais na tomada de decisões e formulação de estratégias de gestão de resíduos, incluindo decisões sobre novos investimentos ou ainda serem reajustados para serem replicados em outras unidades similares a nível local ou nacional.

2.2 Caracterização dos resíduos alimentares do RU/UnB

2.2.1 Fluxo de resíduos

O aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em geral e dos resíduos alimentares em particular passa necessariamente pelo conhecimento da quantidade e qualidade dos resíduos gerados no local para em função disso, identificar métodos adequados de aproveitamento e dimensionar o equipamento necessário para o efeito.

A determinação da massa de resíduos gerados e coletados no RU/UnB durante o estudo foi realizada por via de método de observação e medição diretas. Com efeito, durante dez dias

(cinco dias em novembro de 2014 e mais cinco em novembro de 2015) mediu-se a massa de resíduos gerados no local, resultantes do processo de preparação dos produtos alimentares, produção e consumo de refeições, por meio de uma balança digital (Modelo 2144/1; capacidade máxima: 100 kg, capacidade mínima: 0,4 kg; tolerância: 0,02 kg).

Durante o processo foram considerados todos os resíduos orgânicos gerados em toda cadeia produtiva do RU/UnB, com exceção dos resíduos recicláveis (plástico, papel, papelão, vidro, etc.) que são recolhidos por uma cooperativa de reciclagem do DF (CENTCOOP). A FIGURA 13 reporta um dos momentos da “pesagem” dos resíduos na entrada do RU. No lado direito da figura vê-se a balança usada no processo.



FIGURA 13. Medição de resíduos no RU/UnB. Fonte: Maria T. Lima Vilarinho

A partir dos valores diários obtidos determinou-se a massa total dos resíduos gerados durante o intervalo de tempo considerado (10 dias) e o valor médio da massa gerada nesse intervalo por meio da soma e média aritméticas dadas pelas equações (42) e (43) respectivamente.

$$m_t = m_1 + m_2 + \dots + m_n = \sum_{i=1}^n m_i \quad (42)$$

$$m_{RA} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N=10} m_{ti} \quad (43)$$

Onde:

m_t : massa total dos resíduos alimentares medidos num dia (t);

m_i : massa de resíduos medidos em cada saída (kg);

n: frequência de saída de resíduos num dia;

N: número de dias que durou o ensaio;

m_{RA} : massa média dos resíduos alimentares medidos no intervalo de tempo (t).

2.2.2 Propriedades físicas e químicas dos resíduos alimentares

Nesta tese foi analisada a composição elementar bem como algumas propriedades físicas e químicas dos resíduos alimentares gerados no RU com base na metodologia proposta pela American Public Health Association (APHA). Os resíduos foram coletados nos contêineres do RU/UnB e transportados numa viatura para a “usina”. Chegados ao local, foram submetidos a processos físicos de prétratamento que incluem a separação (triagem) manual da fração inorgânica (plásticos, metais, vidros, etc.), trituração e diluição. A FIGURA 14 mostra a ação do grupo de trabalho na triagem manual dos resíduos alimentares vindos do RU.



FIGURA 14. Triagem manual dos resíduos alimentares do RU/UnB. Fonte: Autor.

Depois da separação da fração inorgânica (plásticos, metais, vidro etc.), a fração orgânica foi submetida a um processo de trituração por meio de um triturador de pequeno porte (modelo TRF 650, potência: 5,0 CV) com capacidade de produção de 1000 kg/h, ilustrado na FIGURA 15; Esta figura, reporta também o aspecto físico de uma amostra dos resíduos antes, durante e depois da trituração.



FIGURA 15. Trituração de resíduos alimentares. Fonte: Autor

Após a trituração e antes da diluição foram recolhidas pequenas amostras de cada tipo de resíduos, que adentrava no local, para formar uma amostra maior e representativa da fração orgânica dos resíduos tratados. Na sequência foram embalados em recipientes de vidro e enviados para dois laboratórios, o da Central Analítica do Instituto de Química (IQ) da UnB para medição da composição elementar (C, H e N), e o do Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Ambiental e Civil da Faculdade de Tecnologia, da mesma Universidade, para medição do teor de humidade, sólidos totais, voláteis e pH. A FIGURA 16 reporta um instantâneo da medição de pH no LSA.



FIGURA 16. Determinação experimental do pH do substrato. Fonte: Autor.

Conforme referimos anteriormente, em ambos laboratórios os ensaios foram feitos segundo a metodologia proposta pela (APHA, 1999) em uso naqueles laboratórios. A TABELA 11 especifica as propriedades analisadas no âmbito deste trabalho.

TABELA 11. Relação das propriedades dos resíduos analisadas

Propriedades	Grandeza
Físicas	Teor de humidade
Químicas	PH
	Sólidos totais e voláteis
	Composição elementar

Fonte: Autor

2.3 Avaliação do potencial energético dos resíduos alimentares

O potencial energético dos resíduos alimentares do RU foi estimado em termos de volume de metano, energia térmica e elétrica que a massa de resíduos produzidos no local pode gerar e, foi calculado por via das equações 1, 2 e 3 apresentadas na seção 1.3, tendo como base

a massa de resíduos tratados no experimento e suas propriedades (degradabilidade, teor de sólidos, taxa de geração de metano), bem como as características do gás metano (concentração e poder calorífico) e a eficiência de conversão (do fogão e do gerador elétrico).

2.4 Análise do Impacto ambiental da gestão de resíduos do RU

Os impactos ambientais resultantes da atividade de gestão de resíduos no Restaurante universitário são analisados com base em quatro indicadores: mudanças climáticas, produção de energia, desvio da matéria orgânica aterrada e recuperação de materiais.

A análise é feita a partir de dois cenários, em que o primeiro (cenário base) representa a situação atual em que a maior parte dos resíduos gerados no local, constituída por matéria orgânica é recolhida e depositada no aterro local (“lixão da estrutural”) e, o segundo, denominado cenário alternativo, simula uma situação em que antes do aterro os resíduos são submetidos a um processo de digestão anaeróbia para produção de biogás e biofertilizante.

Em ambos cenários as mudanças climáticas são avaliadas por meio das emissões de GEE que ocorrem e são calculadas pela equação apresentada no capítulo anterior. Além das emissões o impacto ambiental nos dois cenários é analisado em função da energia produzida, taxa de desvio da matéria orgânica e de recuperação de materiais cujas equações foram igualmente deduzidas na seção anterior.

2.5 Avaliação dos potenciais benefícios dos resíduos alimentares

Todos os processos de aproveitamento/valorização de resíduos gerados no decurso das atividades de produção e consumo, representam na verdade um esforço de transformar um passivo num ativo ambiental, um prejuízo num benefício cujo alcance pode ser local, nacional ou global.

Nesta tese os potenciais benefícios derivados do aproveitamento dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB são contabilizados pela quantidade de subprodutos obtidos por conversão biológica daqueles materiais, nomeadamente, biogás (metano) que será creditado como substituto de gás de cozinha na proporção de 1:1 e do biofertilizante como substituto dos fertilizantes minerais na mesma proporção.

Assumindo que o biogás (metano) obtido pela digestão dos resíduos alimentares do RU/UnB será consumido no local, os benefícios da digestão anaeróbia dos resíduos alimentares

serão medidos em função da energia térmica e elétrica que se pode obter quando o metano é injetado num fogão a gás ou num motor elétrico, para gerar calor e eletricidade respectivamente. Além dos benefícios locais supramencionados, também se avaliam os benefícios de dimensão nacional e global em termos de emissões de gases de efeito estufa (GEE) evitadas, redução da matéria orgânica aterrada e recuperação de materiais. O método e as fórmulas para essas estimativas foram descritos na seção 1.2.

2.6 Estudo experimental sobre a produção de biogás

Nesta etapa objetiva-se avaliar potencialidades, limitações e desafios associados com a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU tomando como amostra 343 kg de resíduos alimentares tratados num biodigestor artesanal de 1m³ (mil litros).

O trabalho experimental orientado para determinação da produção do biogás consistiu essencialmente na instalação, operação e monitoria de um biodigestor de resíduos alimentares em batelada, operando na faixa de temperatura mesofílica, o qual foi instalado nos anexos do edifício Maquetes e Protótipos do Instituto de Artes (IdA) da UnB.

No local foi instalada uma pequena “usina” experimental de biodigestão que compreende o biodigestor de plástico e uma horta experimental para testar o potencial do efluente resultante da biodigestão na valorização dos solos. O biodigestor usado neste trabalho, é uma caixa de forma cúbica (1x1x1) m³ (vulgo “bombona”) obtida localmente numa casa vocacionada na venda de material usado. Esta etapa experimental consistiu basicamente nas seguintes subetapas:

2.6.1 Prétratamento: Diluição, carga, inoculação e tamponamento

Após a triagem e trituração mencionados anteriormente, os resíduos alimentares foram submetidos a um processo de diluição. Na sequência, foi feita a carga do biodigestor, a qual ocorreu nas primeiras semanas do mês de janeiro do ano em curso (2017) e, consistiu na colocação de 343 kg de resíduos alimentares diluídos em água na proporção (resíduos: água) de 1:0,5. De acordo com o teor médio de sólidos voláteis apurados nos ensaios laboratoriais (77,3%), a taxa de carga orgânica usada no carregamento do biodigestor é da ordem de 0,2651 kg SV/l dia (265,1 kg SV/m³dia).

Para aumentar o teor de carbono nos resíduos foram adicionamos 257 kg de lodo do esgoto fornecido pela Companhia de Saneamento Ambiental, do DF (CAESB) e 163,5 kg de

esterco bovino obtido numa fazenda em Planaltina, na proporção (esterco: resíduos) de 0,47, perfazendo no total, uma carga orgânica (resíduos alimentares+ lodo+esterco) de 763,5 kg de substrato. A FIGURA 17 mostra o momento da colocação do esterco no biodigestor. Por de trás do biodigestor é vê-se a cabana coberta com lona preta, construída com apoio da Oficina de Marcenaria da Prefeitura do Campus Darcy Ribeiro (PRC) com a finalidade de albergar o biodigestor e reduzir variações excessivas da temperatura no seu interior.



FIGURA 17. Colocação do esterco bovino no biodigestor. Fonte: Autor

Além das ações supracitadas e, com intuito de aumentar o valor do pH do substrato, adicionamos 4,4 kg de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) na proporção de 0,06 kg/kg de ST, testada e usada por Brummeler (1993).

2.6.2 Início da biodigestão

Para adequar a caixa cúbica adquirida aos nossos objetivos e, graças ao apoio da oficina da Faculdade UnB Gama (FGA), abrimos um furo na tampa e introduzimos uma mangueira de $\frac{1}{4}$ polegadas para extração de biogás e outro também na parte superior da caixa, porém, fora da tampa, para inserir um par de terminais do termopar para medição da temperatura.

Além desses elementos e, para viabilizar alguma forma de agitação e prevenir a formação de espuma na superfície do substrato, o biodigestor foi assentado sobre um estrado de madeira provida de rodas, construído na Oficina de Marcenaria da PRC, conforme ilustra a FIGURA 18.



FIGURA 18. Biodigestor em plena atividade. Fonte: Autor

2.6.3 Medição de biogás

Para medir o volume e a composição do biogás gerado no experimento, na outra extremidade da mangueira de biogás, foi conectado o medidor de volume de biogás (modelo G1: vazão máxima: 1,6 m³/h; vazão mínima: 0,016 m³/h). Na sequência, depois do medidor de vazão, conectamos o equipamento para medição da composição de biogás, montado pelo Laboratório de Fotobioreatores do Instituto de Física (IF) da UnB, todos ilustrados na FIGURA 19, a qual representa a estrutura do sistema de biodigestão (“usina”) analisado neste trabalho.

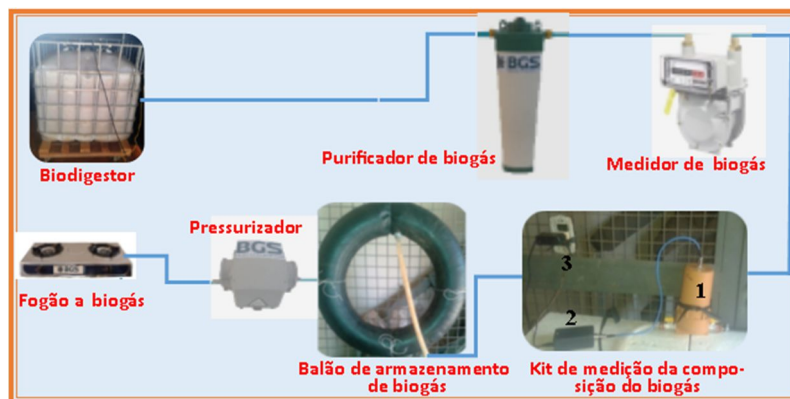


FIGURA 19. Estrutura da “usina” de biodigestão. Fonte: Autor. Adaptado de (BGS, 2014)

O kit de medição da composição de biogás supramencionado, é constituído por um cilindro (1) que contém os sensores MQ2, MQ9 e MQ135 que medem concentração dos gases constituintes do biogás em partes por milhão (ppm), uma caixinha (2) que guarda o cartão de memória, além da fonte de corrente elétrica (3). Note-se que em substituição da câmara convencional de armazenamento do biogás foi improvisada uma câmara de ar usada em veículos de pequeno porte, compatível com as dimensões do biodigestor usado no estudo.

O uso de sensores (método manométrico) em estudos da biodigestão de resíduos foi analisado por vários autores dos quais podemos citar Aquino; Chernicharo (2005: p.195). Estes

autores notaram que uma das vantagens do método manométrico reside na “*possibilidade de se acoplarem os medidores de pressão a microcomputadores, permitindo assim o monitoramento instantâneo e a automação do processo, enquanto que a principal desvantagem está relacionada ao custo de aquisição e manutenção dos equipamentos*”.

2.6.4 Controle das fugas de biogás

Cada um dos pontos de ligação existente num sistema de biodigestão, desde o biodigestor até ao consumidor do biogás, é, na realidade um potencial ponto de fuga, daí a necessidade de um controle permanente e sistemático do sistema como um todo. No decurso deste trabalho, o controle de fugas foi feito com recurso a espuma de sabão que permitiu identificar várias fugas que foram sendo corrigidas em determinados pontos do sistema. Note-se que a ocorrência dessas fugas (vazamentos) contribuiu significativamente para a extensão do tempo de retenção dos resíduos e diminuição da quantidade e qualidade do biogás produzido e registrado no medidor de vazão, como será demonstrado mais adiante.

2.6.5 Monitoria do processo anaeróbio

O monitoramento do processo de operação de um biodigestor é uma atividade importante na medida em que pode permitir identificar eventuais falhas do sistema e tomar medidas corretivas que assegurem estabilidade e eficiência do processo.

TABELA 12. Relação dos parâmetros de monitoria analisados

Fração	Parâmetro (Unidade)	Frequência	Método	Referência
Líquida	Temperatura (° C)	Semanal	Potenciométrico	APHA (1999)
	Sólidos totais (%)		Gravimétrico	
	Sólidos voláteis (%)		Gravimétrico	
	pH		Potenciométrico	
	Alcalinidade (gCaCO ₃ /l)		Potenciométrico	
	Ácidos voláteis (g ácido acético/l)		Potenciométrico	
Gasosa	CH ₄ (%)	Semanal	Instrumental	
	CO ₂ (%)			
	Outros (%)			
	Produção de biogás (m ³)	Diária		

Fonte: Autor

No decurso desta tese, após a instalação do biodigestor e, terminado o processo de pré-tratamento (diluição, inoculação e tamponamento), da montagem dos instrumentos de medida, e assegurada a hermeticidade do sistema, seguiu-se para a etapa de monitoramento diário que consistiu na observação direta do sistema por um lado e a medição periódica dos parâmetros de controle (sólidos totais e voláteis, pH, alcalinidade e ácidos voláteis) por outro.

Esta etapa incluiu igualmente a medição do volume do biogás por meio do medidor próprio ilustrado na FIGURA 19, bem como a sua composição por meio do kit indicado e descrito na mesma figura. A TABELA 12 apresenta o plano geral de monitoramento do processo de biodigestão realizado no contexto deste trabalho.

2.6.6 Avaliação do potencial do biodigestato

Enquanto decorria o ensaio da biodigestão dos resíduos alimentares do RU/UnB, retirou-se uma parte do efluente (biodigestato) gerado no processo (antes da inoculação e tamponamento) que serviu como amostra para avaliação do potencial desse material na produção de adubo orgânico (biofertilizante). Após tratamento o material retirado foi testado na valorização dos solos numa horta experimental instalada na “usina” nas proximidades do biodigestor.

Partindo da hipótese de que o uso combinado de restos de alimentos compostados e de rochas moídas (remineralizadores), utilizados individual ou conjuntamente (organominerais), transforma esses materiais (resíduos alimentares e rochas moídas) em insumos de excelente qualidade, o ensaio da horta agrícola foi realizado com a finalidade de (i) utilizar parte dos resíduos sólidos derivados do preparo de alimentos no RU/UnB como insumo agrícola; (ii) testar, em campo, o potencial de tais materiais para a produção de alimentos; (iii) comparar o desenvolvimento de cinco espécies agrícolas/hortaliças (sob a forma rotacional) sob cinco tipos de tratamentos (incluindo o biofertilizante e os remineralizadores) de forma a avaliar o desenvolvimento e produtividade das culturas; e (iv) apontar os ganhos econômicos e ambientais a partir dos resultados obtidos nos diferentes tratamentos (THEODORO et al., 2017).

O biofertilizante obtido no processo foi testado em um experimento agrícola, comparando o potencial de quatro tipos de insumos como fornecedores de nutrientes para o desenvolvimento de cinco espécies agrícolas/ hortaliças (milho, rúcula, cenoura, feijão e alface) sob cinco tratamentos (biofertilizante, remineralizador, biofertilizante + remineralizador, NPK e controle), com quatro repetições, distribuídas ao acaso, que resultaram em 20 blocos. Os testes

foram realizados em campo e levaram em consideração as normas agrônômicas. A FIGURA 20 ilustra uma etapa da instalação do ensaio da horta agrícola e o aspecto das rúculas produzidas em uma das fases do ensaio. Os resultados desse ensaio são sucintamente apresentados no capítulo três¹⁸.



FIGURA 20. Delineamento do ensaio agrícola e aspecto das rúculas no final do ensaio. Fonte: Theodoro et al. (2017).

2.6.7 Avaliação do desempenho do projeto

A digestão anaeróbia dos RSU em geral e dos resíduos alimentares em particular, é por natureza, um processo que opera em cadeia. Por conseguinte, a sua análise com vista a identificar e explicitar aspetos bons (forças) e ruins (fraquezas) que condicionaram os resultados obtidos neste trabalho, por um lado, e visualizar oportunidades e desafios que ai se colocam, por outro, foi feita tendo em conta os três principais elementos da sua cadeia descritos a baixo (LOHRI, 2012): **Cadeia do substrato**: Geração de resíduos, coleta e transporte; **Processos de transformação**: Prétratamento do substrato, transformação dos resíduos em subprodutos valiosos, póstratamento dos subprodutos; **Cadeia do produto**: Distribuição, consumo e descarte final.

Para avaliar o desempenho do projeto foi aplicada uma das variantes dos métodos de análise de decisão multicritério (ADM). Esse método permite, entre outros aspetos, avaliar a viabilidade do projeto de biodigestão usando seis critérios, a saber, **viabilidade técnico-operacional, ambiental, econômico-financeira, sociocultural, institucional e político-legal**. A avaliação seguiu a rotina proposta por (LOHRI, 2012) e, consistiu nas seguintes etapas:

- a) Identificação das partes interessadas (*stakeholders*):

¹⁸ Por força da delimitação do objeto de estudo os resultados do ensaio agrícola não serão apresentados de forma detalhada nesta tese. Para mais detalhes, ver Theodoro et al. (2017).

No projeto de digestão de resíduos alimentares gerados no RU/UnB os parceiros importantes identificados são: Vitrine de Sustentabilidade do CDS, Diretoria do RU e do Instituto de Artes da UnB (IdA), Laboratório da Central Analítica (IQ) e de Saneamento Ambiental (LSA) da Faculdade de Tecnologia, Prefeitura do Campus (PRC), laboratório de fotobioreatores do Instituto de Física (IF) da UnB e um grupo de estagiários. A TABELA 13 apresenta algumas das entidades coletivas identificadas como partes interessadas (parceiros) relevantes no contexto do presente bem como o papel que desempenham dentro do projeto.

TABELA 13. Lista de parceiros identificados

Organização	Representante	Papel
Vitrine de Sustentabilidade (CDS)	Vianna	Direção do projeto
Restaurante Universitário (RU)	Patrícia	Fornecedora
Instituto de Artes (IdA)	Therese	Locação de espaço
Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA)	Ariuska	Análises laboratoriais
Laboratório de Fotobioreatores (LF)	Lucas	Análises laboratoriais
Prefeitura do Campus (PRC)		Suporte técnico/logístico
Estagiários	Fernando	Suporte logístico

Fonte: Autor

b) Consulta aos parceiros.

Para cada um dos parceiros relevantes no projeto, foi identificada uma pessoa com base no seu conhecimento sobre o tema e sobre o projeto em andamento e, solicitou-se que avaliasse o nível de importância e relevância das seis categorias de avaliação na escala de 1 (Não relevante para o sucesso do projeto) a 10 (Muito relevante para o sucesso do projeto). Com base nas respostas de cada parceiro calculou-se a média que avalia o nível de importância/relevância de cada critério de avaliação.

Segundo Lohri (2012) a ponderação pode ser feita com cada uma das partes interessadas individualmente ou em um *workshop*, sendo que o último é considerado mais apropriado, por permitir eventuais esclarecimentos e promover debate sobre o projeto proposto e a própria ferramenta de avaliação. Por razões práticas a ficha de inquérito para avaliação dos critérios de viabilidade foi enviada por e-mail para uns e entrega direta para outros.

c) Avaliação da viabilidade dos componentes físicos do sistema.

Consistiu na avaliação da viabilidade de cada uma das seis categorias na escala de -10 (inviável), 0 (neutro) e +10 (muito viável). No final apurou-se a média.

d) No final construímos a matriz de avaliação (equação 41).

3 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 Caracterização dos resíduos alimentares

3.1.1 Fluxo de resíduos no RU/UnB

Para avaliar o fluxo de resíduos no local, medimos todos os resíduos gerados no Restaurante Universitário ao longo de toda cadeia de produção (preparação dos produtos, confecção e consumo de refeições). Foram excluídos todos aqueles que não entram na categoria de resíduos alimentares (papel, papelão etc.). No período em referência, analisamos também as fichas dos produtos adquiridos diariamente, cedidas pela diretoria do estabelecimento.

A FIGURA 21 apresenta a quantidade de resíduos alimentares gerados no RU/UnB durante cinco dias controlados em comparação com a quantidade de produtos que adentraram no local no mesmo período.

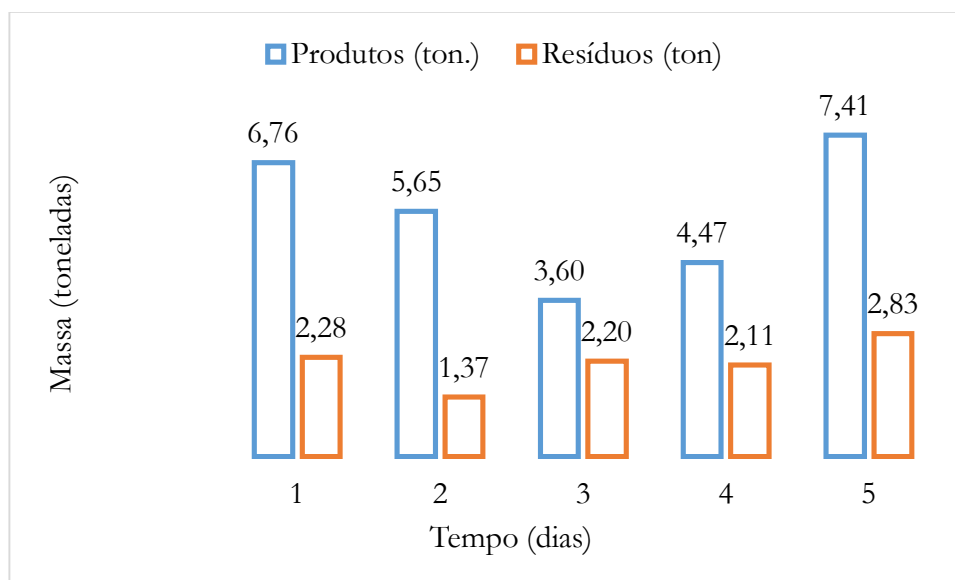


FIGURA 21. Resíduos alimentares gerados no RU. Fonte: Autor

Conforme ilustrado na figura, a massa de resíduos gerados no período em referência variou consideravelmente; os pontos de inflexão ocorreram no segundo (1367,47 kg) e quinto dia (2823 kg) e a média diária de resíduos apurada nesse período foi de (2,184±379) toneladas. Assumindo que o RU/UnB funciona 365 dias num ano, a média anual de resíduos gerados é de 797,2 toneladas.

Comparando a média anual, os resultados obtidos indicam que os resíduos gerados no RU/UnB representam cerca de 39% do total dos produtos adquiridos; ou seja, em cada uma tonelada de produtos que entram no local 390 kg saem sob forma de resíduos. Este valor é uma indicação clara de que o nível de desperdício no RU/UNB é elevado.

A ocorrência desse valor relativamente grande, não obstante as campanhas de sensibilização que o estabelecimento vem realizando, como reporta a FIGURA 22, sinaliza a necessidade um estudo aprofundado, inserido no contexto da ambientalização acadêmica (NÓBREGA, 2017) para entender as reais causas do fenômeno e, com base nisso, construir um programa realista, dinâmico e sistemático (não esporádico) de conscientização ambiental da comunidade universitária em geral e dos usuários do estabelecimento em particular.



FIGURA 22. Algumas imagens de sensibilização no RU/UnB. Fonte: Autor

Tendo em conta o número de pessoas atendidas no Restaurante (cerca de seis mil por dia) e o período de operação estimado em 365 dias, a massa de resíduos alimentares produzidos no RU/UnB representa uma geração per capita de 0,364 kg/pessoa/dia ou 132,86 kg/pessoa/ano, cerca de 34% da geração per capita nacional (RSU), estimada em 1,071 kg/hab./dia em 2015 (ABRELPE, 2015).

Comparando com os dados publicados pela mesma fonte, a massa de resíduos gerados no RU/UnB representa cerca 0,03% do total de RSU (produzidos em 2014 no Distrito Federal e uma participação de cerca de 23% na geração per capita no DF (ABRELPE, 2014). Dito noutras palavras, em cada uma tonelada de resíduos gerados no DF, o RU/UnB contribui com uma cota de 300 g de resíduos alimentares.

Por definição da Agência Internacional de Energia (AIE) citada por ROBBINS (2012), uma planta industrial de digestão anaeróbia é aquela que processa por ano cerca de 2,5 toneladas

de resíduos orgânicos e/ou de resíduos industriais orgânicos. Isso significa que os resíduos orgânicos produzidos no RU são suficientes para alimentar cerca de 319 plantas industriais de DA por ano.

A capacidade instalada dos restaurantes universitários no Brasil é muito variável. Existem estabelecimentos que oferecem cerca de 7000 refeições por mês, como o restaurante universitário (RU) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) de Araraquara, São Paulo (FAUSTO et al., 2001) e aqueles que atingem a cifra de 7200 refeições por dia como é o caso da Universidade Federal de Santa Maria-Rio Grande do Sul (ZANINI, 2013).

Com base na taxa de geração per capita do RU/UnB e considerando os casos extremos acima mencionados (UNESP e UFSM) estimativa feitas nesta tese mostram que a geração de resíduos nos restaurantes universitários no Brasil varia entre 30 a 900 toneladas de resíduos alimentares (matéria orgânica) por ano, aproximadamente, na sua maioria depositados em aterros e lixões sem nenhuma ação de valorização/aproveitamento.

Esses resultados se por um lado mostram a dimensão do desperdício de alimentos que ocorre nos restaurantes universitários, do ponto de vista energético sinalizam uma perda substancial do potencial energético embutido nesses materiais que terminam o seu ciclo de vida no aterro, causando um ônus sério para o poder público local, para o meio ambiente e para saúde pública. Por si só, esse fato justifica a necessidade, premência e urgência na busca de soluções de gestão que sejam mais sustentáveis e benignas do ponto de vista econômico, social e ambiental.

3.1.2 Determinação das propriedades dos resíduos alimentares

As propriedades dos resíduos determinadas no decurso deste trabalho incluem o teor de umidade, de sólidos totais, sólidos voláteis e a composição elementar. As primeiras três propriedades foram medidas experimentalmente no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Tecnologia da UnB usando a metodologia da APHA em uso naquele laboratório. A composição elementar dos resíduos alimentares expressa em termos de carbono, hidrogênio e nitrogênio foi medida com recurso a um analisador na Central Analítica do Instituto de Química da UnB. A TABELA 14 apresenta os valores médios relativos ao teor de umidade, de sólidos totais e voláteis, composição elementar e a relação carbono/nitrogênio (C/N) dos resíduos alimentares do RU determinados no decurso deste trabalho.

TABELA 14. Algumas propriedades dos resíduos alimentares do RU/UnB

Umidade (%)	ST (%)	SV (%)	pH	C (%)	H (%)	N (%)	C/N
90,1	9,9	77,3	3,9	13,51	9,91	0,81	16,68

Fonte: Autor

Os resultados reportados nesta tabela mostram que os resíduos alimentares analisados no ensaio apresentam alto teor de umidade (90,1%) e, por conseguinte, baixo teor de sólidos totais (9,9 %). O teor de sólidos voláteis apurado foi 77,3 %. Tanto o teor de sólidos voláteis quanto dos sólidos totais ambos, situam-se dentro da faixa habitual em que têm sido reportados em muitos estudos similares.

Considerando os valores médios da composição elementar dos resíduos, a relação entre o carbono e nitrogênio dos resíduos alimentares do RU situou-se em torno de 17 aproximadamente. De acordo com a literatura consultada (RODRIGUS, 2005) para que o processo transcorra adequadamente, a relação C/N deve estar na faixa de 10 a 30, sendo a razão ótima situada entre 20 e 30. Para esse autor a taxa ideal é 25 e, especificamente para os resíduos sólidos, sugere o valor da taxa C/N igual a 40.

Embora não haja um consenso sobre o valor dessa relação, o resultado obtido neste trabalho indica que a relação C/N situa-se a abaixo da faixa ideal. Nestes casos é recomendada a adição do inóculo (esterco bovino ou lodo de esgoto) que possa orientar a ação sinérgica e simbiótica dos microrganismos envolvidos no processo bioquímico em curso, no sentido de aumentar o valor daquela relação para níveis próximos do valor ideal.

O valor médio do pH dos RA analisados foi de 3,9. De acordo com a literatura analisada, o valor apurado situa-se na faixa de soluções muito ácidas (ver FIGURA 6), indício de que os resíduos entram no processo de DA com alto índice de acidez. Para reduzir o teor de acidez, no início do processo de digestão anaeróbia, foi adicionada uma solução tampão constituída por bicarbonato de cálcio na proporção de 0,06 kg/kg de resíduos alimentares, proposta por (BRUMMELER, 1993). Os resultados obtidos ao longo do processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos alimentares mostram uma fraca evolução do valor de pH, de 3,9 para 5,2. A FIGURA 23 ilustra o comportamento do pH do substrato medido durante um mês de ensaios.

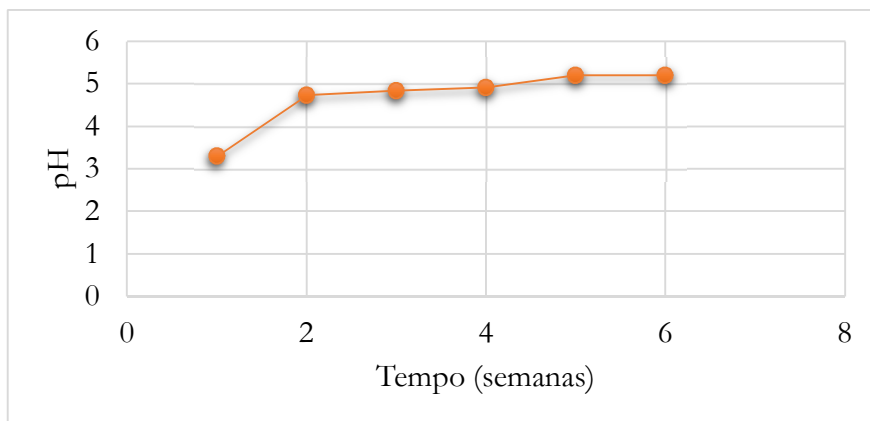


FIGURA 23. Evolução do pH. Fonte: autor

Esta figura sugere que durante o período em análise, após a introdução do tamponante, o valor de pH do substrato evoluiu consideravelmente dos níveis de alta para baixa acidez, sem, no entanto, atingir o nível de neutralidade (pH=7). Este comportamento do pH, terá de certa forma contribuído para o baixo desempenho do biodigestor registrado no final do experimento, como veremos mais adiante.

3.2 Potencial energético dos resíduos alimentares

O potencial energético dos resíduos alimentares do RU/UnB foi estimado com base no método proposto por Matteson; Jenkins (2007). Esse método foi posteriormente por usado por Kuo; Lai (2010) no estudo dos resíduos alimentares em Taiwan e (LOU; NAIR; HO, 2013) na Austrália. O teor de sólidos totais (teor da matéria seca) dos resíduos alimentares do RU medido experimentalmente é da ordem de 9,9%, por conseguinte, a massa de resíduos gerados por ano na base seca corresponde a 78,919 toneladas, que representa a unidade funcional neste estudo.

Com base nesse valor determinou-se o volume de metano (V_{CH_4}) que esses resíduos podem gerar num ano, quando submetidos a um processo de fermentação anaeróbia, usando a equação (1). Calculamos igualmente ao potencial da energia elétrica (W_{el}) e de energia térmica (W_{Th}) que se pode obter por conversão de metano em eletricidade ou calor por via das equações (2) e (3) respectivamente. Os resultados deste estudo, reportados na TABELA 15 foram obtidos sob a suposição¹⁹ de que tanto o biodigestor (conversão biológica) quanto o motor elétrico (conversão de biogás em eletricidade) operam com uma eficiência de conversão modesta de

¹⁹ Diferente da suposição assumida neste trabalho, LOU; NAIR; HO (2013) não fazem uma referência explícita sobre o valor da eficiência de conversão biológica, o que nos leva a supor que assumem uma eficiência máxima, isto é, 100% ou 1.

30%. O anexo 1 apresenta a planilha Excel usada no cálculo do potencial de energético dos resíduos alimentares do RU/UnB.

TABELA 15. Potencial energéticos anual dos resíduos alimentares do RU

Metano	En. elétrica	En. térmica	Taxa de produção			
			V_{CH_4}/m_{RA} (m^3CH_4/t_{RA})	V_{CH_4}/m_{SV} (m^3CH_4/t_{SV})	W_{el}/m_{RA} (MWh/ t_{RA})	W_{Th}/m_{RA} (GWh/ m_{RA})
6,6	66,3	238,6	88,3	107,7	839,8	3,0

Fonte: Autor

Os resultados acima mencionados sugerem que os resíduos alimentares do RU podem garantir uma produção anual de cerca de 6,6 dam^3 (6600 $m^3=6600$ kl) de metano, correspondente a uma produção média diária de 18 m^3 aproximadamente.

Dados reportados na literatura analisada, mostram valores do potencial de biogás gerado por conversão biológica de resíduos alimentares que variam entre 60 (EPE, 2008) a 367 m^3 /tonelada de resíduos alimentares (CURRY; PILLAY, 2012). Comparando esse valor com o resultado obtidos nesta tese (TABELA 15) vê-se que o volume teórico de gás gerado (88,3 m^3 /tonelada de resíduos alimentares na base seca), situa-se no extremo inferior da faixa acima mencionada.

Analisando o potencial energético de diferentes substratos, Önder (2013), baseando-se em trabalhos publicados por vários autores, compilou alguns valores de produção de metano expressos em termos do teor de sólidos voláteis, reportados na TABELA 16.

TABELA 16. Produção de metano

Produção de metano (ml/g SV)	Referência
107,7	Neste trabalho
303	Patel et al. (2011)
367	USEPA (2008)
355	Curry & Pillay (2012)
435	Zhang et al. (2007)
472	Cho et al. (1995)
489	Heo et al. (2004)

Fonte: Adaptado de ÖNDER (2013)

Da mesma forma como no caso anterior, o valor do potencial de produção de metano para os resíduos do RU obtido neste trabalho situa-se também no extremo inferior. A diferença entre os valores obtidos neste trabalho e os obtidos na literatura pode estar associada em parte

com as premissas adotadas por cada um dos autores, em termos de eficiência do mecanismo de conversão, teor de umidade dos resíduos ou do substrato, entre outros.

Apesar disso, e, reconhecendo o caráter idiossincrático dos resíduos, ou seja, que cada resíduo ou grupo de resíduos é único, com história própria e, considerando que o volume do gás gerado numa planta de biodigestão e o potencial disponível para conversão térmica ou elétrica desse gás, dependem de vários fatores tais como, método de recolha e separação, aspetos operacionais, tempo de retenção hidráulico, método de cálculo adotado, só para citar alguns, os números acima mencionados são assumidos no contexto desta tese, como valores de referência válidos para os resíduos alimentares gerados no restaurante da UnB.

3.3 Avaliação do Impacto ambiental na gestão de resíduos do RU/UnB

O impacto ambiental decorrente da gestão dos resíduos gerados no Restaurante da UnB é avaliado sob dois cenários; o primeiro (aterro) considera a situação de gestão atual baseada na coleta e deposição final da fração orgânica dos resíduos gerados sem nenhuma ação de valorização ou aproveitamento. O segundo (cenário alternativo) simula uma situação em que a fração orgânica dos resíduos alimentares é submetida ao processo de digestão anaeróbia para produção de metano e biofertilizante sendo depositados no aterro apenas os rejeitos. A FIGURA 24 apresenta esquematicamente os dois cenários em análise.



FIGURA 24. Aterro versus Digestão anaeróbia. Legenda: I-Cenário base; II-Cenário alternativo. Fonte: Autor. Crédito das Imagens: <https://www.google.com.br/>; Acesso: 11/07/2017)

O impacto ambiental associado com a gestão dos resíduos nos dois cenários é avaliado por meio de um inventário no qual são contabilizados os insumos (*inputs*) em termos de matéria e energia e as saídas correspondentes (*outputs*) na forma de emissões e subprodutos gerados

(biogás e biofertilizante) durante todo o ciclo de vida do processo (do RU, até ao aterro) por via do balanço de massa e energia embasados na lei de conservação de massa e energia.

Com base nos resultados obtidos são calculados os indicadores de impacto mencionados anteriormente, tendo em vista as seguintes premissas básicas:

1. As emissões de GEE associadas com as atividades de coleta, condicionamento e prétratamento de resíduos alimentares no local não são contabilizadas;
2. O uso da água apesar da sua relevância, não é contabilizada no inventário;
3. Resíduos recicláveis (papel, papelão, vidro, plástico, etc.) não estão inclusos no inventário;
4. O consumo de combustível na ida (veículo carregado) e na volta (veículo vazio é igual);
5. Distância da fonte (RU) para o aterro é igual à da fonte para “usina” de DA.

TABELA 17. Inventário de entradas e saídas

1. Entradas (Insumos)	Tipo	Unidade/Cenário	ATERRO	DA
1.1. Resíduos	RA (bu)	t	797,160	797,160
1.2. Energia consumida (WC)	Eletricidade	MWh	0,0	2,9
	Diesel	Kl	12,0	12,0
	Diesel	MWh	127,1	127,1
WC total (Diesel+ eletri.)	WC	MWh	127,1	130,0
	WC/m	MWh/t RA	0,159	0,163
2. Saídas				
2.1. MR (Produtos)	Adubo	t	0,0	279,0
	Biogás (CH ₄)	dam ³	0,0	6,6
	Biogás (CH ₄)	t	0,0	4,7
MR total (Adubo+biogás)	Mrec	t	0,0	283,7
	MR/t	t _{Mrec.} /t _{RA}	0,0	0,356
2.2. Rejeitos	Rejeitos	t	797,2	513,4
Recuperação de materiais	TRM	%	0	35,6
Desvio de resíduos	TD	%	0,0	26,2
2.2. Energia recuperada	Adubo	MWh	0	2,02
	Biogás (CH ₄)	MWh	0	9,39
WT recuperada	WTR	MWh	0	11,41
Energia Líquida	WL	MWh	-127,1	-118,58
	WL/m	KWh/t RA	-159,3879	-148,7531

Fonte: Autor

A TABELA 17 apresenta os elementos essenciais do inventário realizado neste estudo, tais como energia consumida (WC), material recuperado (MR), energia total recuperada (WTR) e a energia líquida gerada de acordo com a tecnologia analisada (aterro ou digestão anaeróbia). Na sequência são analisados os resultados obtidos tendo em conta as categorias de impacto definidas.

3.3.1 Produção e consumo de energia

Esta categoria de impacto ambiental avalia o uso da energia decorrente das atividades de gestão dos resíduos gerados no estabelecimento. Avalia também a parcela de energia que pode ser recuperada decorrente da geração de novos subprodutos em cada cenário. O consumo de energia em cada cenário é medido pelo consumo da eletricidade pelas fontes fixas (motor do triturador) e pelo consumo do diesel pelas fontes de combustão móvel (veículo de transporte de resíduos). A energia usada na fonte fixa é estimada pela equação (39), e aquela usada na fonte móvel foi calculada pela relação entre distância percorrida, autonomia do veículo e o poder calorífico do combustível usado (óleo diesel).

A energia recuperada (poupada ou evitada) em cada um dos cenários apresentados anteriormente (aterro e digestão anaeróbia) foi estimada em função dos subprodutos gerados em cada cenário. A energia recuperada pela produção do biogás foi estimada a partir do poder calorífico do biogás, enquanto que em relação ao biofertilizante foi estimada a partir da quantidade de energia necessária para produzir um quilograma de fertilizante mineral. Com base no método de cálculo e as premissas adotadas, os dados reportados na sugerem que:

a) Nos dois cenários o consumo de energia é aproximadamente igual, sendo a diferença determinada pelo consumo de energia elétrica (2,9 MWh) para a trituração da matéria orgânica no cenário alternativo. Decorrente dessa circunstância, a planta de digestão anaeróbia (DA) consome mais energia em relação ao aterro, cerca de 4 KWh a mais por cada tonelada de resíduos tratada.

b) Em termos de energia líquida, ambos cenários apresentam um balanço energético negativo ($WL < 0$), sinalizando que ambos necessitam de suprimento de uma fonte externa para atender as suas necessidades energéticas, sendo o aterro o cenário que apresenta o menor desempenho nesse quesito (-159,4 KWh/tonelada de resíduos)²⁰.

²⁰ A substituição do triturador por um outro método de tratamento que não usa energia elétrica (trituração manual, por exemplo), sempre que possível e viável, propicia ganhos no balanço energético.

Em outras palavras, o cenário da planta de digestão anaeróbia, apesar de permitir recuperar uma certa quantidade de energia associada com a recuperação de biogás e biofertilizante, ele apresenta um balanço energético negativo, pois consome mais energia do que recupera ($WL < 0$).

Sob as condições iniciais (premissas) definidas, o balanço energético do cenário da digestão anaeróbia é determinado pela distância entre a fonte (RU/UnB) e o aterro. Análise complementar feita indica que para distâncias menores que 3,1 km, o valor do balanço energético começa a mudar de sinal. Isso mostra que para garantir balanço energético positivo, a localização do biodigestor assume um papel estratégico e, no caso em análise, tem de ficar dentro de um raio de cerca de 3,1 km em relação ao RU/UnB ($d \leq 3,1$ m).

3.3.2 Desvio de resíduos e recuperação de materiais

Os materiais recuperados são o biofertilizante e o biogás, medidos de acordo com a metodologia acima descrita. Em relação a este indicador o cenário alternativo é, sob todos os aspectos melhor do que o cenário base (aterro), tanto na recuperação de materiais quanto no desvio dos resíduos da rota de aterro. Com efeito, o cenário da digestão anaeróbia comparado com o do aterro apresenta uma taxa de recuperação de materiais na ordem de 36% aproximadamente. Em termos de desvio dos resíduos, o cenário da digestão anaeróbia apresenta uma taxa relativamente menor, estimada em 26%.

O valor modesto exibido tanto pela taxa de desvio quanto pela taxa de recuperação, sinalizam que o cenário alternativo (“usina” de digestão anaeróbia) apesar da sua eficácia relativa, ainda deixa uma grande quantidade de rejeitos estimada em 513,4 toneladas. Isso mostra a necessidade de aumentar eficiência nos processos de produção de biogás e biofertilizante para aumentar tanto a taxa de redução da matéria orgânica biodegradável quanto a taxa de recuperação de materiais e, por via disso, reduzir significativamente a quantidade de rejeitos a depositar no aterro. Esse resultado mostra também que o cenário de aterro ainda continuará desempenhando um papel de relevo na gestão dos resíduos produzidos, por outro²¹.

²¹ Isso mostra em parte que o paradigma de produção circular, não sendo uma meta inalcançável, uma utopia, é um sério desafio a ser enfrentado não só pelo Restaurante da UnB, mas também, por qualquer organização que almeja uma gestão sustentável dos seus rebotalhos.

3.3.3 Emissões de gases de efeito de estufa

As emissões de GEE na gestão de resíduos no RU estão associadas com as atividades de transporte (fontes móveis), prétratamento (uso de eletricidade), fugas durante a digestão anaeróbia e emissões no aterro, sendo o metano, dióxido de carbono e dióxido de nitrogênio os gases analisados. O valor dos gases emitidos é calculado por meio das equações (39) para emissões de fontes fixas, (28) para fontes móveis, (37) para o aterro e (39) para a digestão anaeróbia, considerando o impacto ambiental num horizonte temporal de cem anos.

Biofertilizante e biogás (metano) são os subprodutos obtidos neste cenário e são creditados como substitutos adubo mineral e gás de cozinha na proporção de 1:1 respetivamente. Assim, as emissões evitadas associadas com a produção do biofertilizante são estimadas a partir das emissões liberadas na produção do adubo mineral. O adubo mineral é constituído basicamente por nitrogênio (N) e fósforo (P) e potássio (K). Uma tonelada de resíduos alimentares contem em média 7,6 kg de N e 1,1 kg de P (JOHANSSON et al., 2000) e, a produção de 1kg de N emite em média 2,41 kg CO₂eq, enquanto que para mesma quantidade de P são emitidos em média 3,6 kg CO₂eq (ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2015). As emissões evitadas no cenário alternativo (planta de DA) são estimadas a partir da massa de metano calculado para esse cenário (6,6 t) multiplicado pelo potencial de aquecimento global para esse gás. Com base nessas considerações determinamos as emissões associadas com a gestão de resíduos no RU/UnB, cujos resultados constam na constam na 18. Nesta tabela, E_{GEE} , representa as emissões totais, E_{EV} as emissões evitadas, e E_L as emissões líquidas. O último termo representa as emissões líquidas por unidade de massa.

TABELA 18. Emissões de gases de efeito estufa (GEE)

Emissões/Cenário	Unidade	ATERRO	DIGESTÃO ANAERÓBIA
EGEE	(tCO ₂ eq)	180,487	31,886
EEV	(tCO ₂ eq)	0,000	116,591
EL	(tCO ₂ eq)	180,487	-84,656
EL/m	tCO ₂ eq/tRA)	0,226	-0,106

Fonte: Autor

Os valores obtidos nestes cenários indicam que as emissões totais no cenário base são cerca de seis vezes maiores do que no cenário alternativo. Enquanto no cenário relativo ao aterro, todas as emissões de gases de efeito estufa são liberadas para o meio ambiente, no cenário da planta de digestão anaeróbia as emissões evitadas situam-se na ordem de 85

toneladas de CO₂eq, correspondente a uma taxa de emissões evitadas 106 kg de CO₂eq/tonelada de resíduos alimentares.

Combinando os resultados obtidos, temos que, para todos os indicadores analisados o cenário da planta de digestão anaeróbia, exibe maior desempenho. Mesmo no caso em que o desempenho é negativo (produção de energia), o tratamento dos resíduos por digestão anaeróbia exige menor suprimento energético de uma fonte externa do que o cenário do aterro.

Portanto, o cenário referente a uma planta de digestão anaeróbia com produção de biogás e adubo orgânico é o que mais se destaca nas quatro categorias de análise estudadas, com efeito, a digestão anaeróbia apresenta a maior taxa de emissões evitadas (cerca de 106 kgCO₂eq/ton.), maior taxa de redução ou desvio de resíduos (26%) e recuperação de materiais (36%).

Em todos os cenários analisados, o cenário referente ao aterro apresentou menor desempenho em todas categorias de impacto ambiental. Aliás, esse resultado corrobora um fato empírico citado com frequência na literatura especializada, segundo o qual, o aterro sanitário constitui a pior rota de tratamento de resíduos orgânicos em todos domínios, ambiental, econômico e social (ABRELPE, 2014; ERIKSSON; STRID; HANSSON, 2015; MCDOUGALL et al, 2008).

Decorrente disso (embora reconheçamos o papel do aterro no tratamento dos rejeitos gerados), continuar a insistir apenas nessa tecnologia como única rota de gestão dos resíduos alimentares gerados nos restaurantes universitários em geral e no RU/UnB em particular é apostar numa solução insustentável em todos domínios, ambiental, social e econômico. Dito noutras palavras, apostar só no aterro dos resíduos, diante de todas evidências da sua insustentabilidade, é o mesmo que insistir obcecadamente numa porta fechada, a ponto de não ver uma outra que está aberta.

3.4 Potenciais benefícios da digestão anaeróbia

Na seção anterior quantificamos os impactos ambientais associados com a gestão dos resíduos alimentares gerados no local, tendo em conta a recuperação de materiais, desvio da matéria orgânica biodegradável da rota do aterro, produção de energia e emissões de GEE. Os benefícios derivados da conversão biológica dos resíduos alimentares gerados no RU, estão associados com as externalidades ambientais positivas identificadas durante a avaliação do impacto ambiental realizada na seção anterior.

Os potenciais benefícios derivam especialmente da redução ou desvio da matéria orgânica biodegradável que seria depositada no aterro, recuperação de materiais sob forma de

biogás e biofertilizante e da redução das emissões de GEE, grandes “vilões” na estabilidade do sistema climático global.

De acordo com as premissas e a metodologia adotados os resultados obtidos apontam que a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU/UnB oferece potenciais benefícios de dimensão local e global. Localmente, com a conversão biológica dos resíduos alimentares (RA) o estabelecimento teria ganhos na ordem de 6,6 kl de biogás (metano) por ano, que representam 64% do consumo de gás de cozinha naquele estabelecimento no ano de 2015²², além do desvio ou redução da quantidade de matéria orgânica biodegradável depositada no aterro na ordem de 26%, e recuperação de materiais na ordem de 36%.

A título ilustrativo, a um custo de R\$ 77 por tonelada coletada e transportada²³, o valor dos materiais recuperados representa uma economia de R\$ 21.844,90 por ano, nas contas do estabelecimento ou da entidade responsável pela coleta e deposição final dos resíduos.

No âmbito global, a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB contribui para redução das emissões de GEE na ordem de 106 kgCO₂eq por tonelada de resíduos alimentares gerados no local, equivalentes a 84,7 tCO₂eq por ano.

Relacionado com este último aspecto importa destacar que aquele valor das emissões evitadas representa uma porta aberta de oportunidades para a captação de receitas no âmbito do mecanismo do desenvolvimento limpo (CDM na versão inglesa) que também pode ser explorada, no futuro pelos restaurantes universitários, respeitadas todas etapas, todos processos e procedimentos técnico-burocráticos que devem ser realizados para aceder a tais fundos.

Aos benefícios supracitados, acrescente-se aqueles derivados da aplicação do biofertilizante na valorização dos solos, Com efeito, os testes conduzidos no âmbito do experimento agrícola, utilizando parte do material digerido no processo de biodigestão analisado nesta tese, até o momento, indicam que a mistura de biofertilizante + remineralizador apresenta os melhores resultados produtivos, mesmo quando comparada com os fertilizantes solúveis (NPK). A produtividade é assegurada em níveis semelhantes ou superiores à obtida com NPK (THEODORO et al., 2017).

Do ponto de vista econômico, essa resposta indica que é possível reduzir custos de produção, já que estes materiais são amplamente disponíveis em qualquer local do planeta. Pelo enfoque ambiental, o uso de subprodutos derivados do setor mineral e de alimentação reduz a

²² Dados do RU fornecidos pela Diretoria da mesma indicam que no ano em referência o estabelecimento consumiu 10.320 kl de gás correspondentes a um consumo mensal de 860 Kl.

²³ Dado publicado pelo SLU referente ao ano de 2014: <https://www.agenciabrasilia.df.gov.br/2015/04/22/slu>; Acesso: 14/07/2017

contaminação de solos (se adequadamente controlados) e amplia a oferta de alimentos de melhor qualidade nutricional (*ibidem*), criando uma espécie de ciclo virtuoso-alimento-resíduo alimentar-biofertilizante-alimento, num esquema de produção consentâneo com o princípio de circularidade mencionado anteriormente.

3.5 Resultados do trabalho experimental

O trabalho experimental de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU/UnB começou nos princípios do ano em curso (2017), no entanto, devido a uma série de problemas operacionais (fugas de biogás sobre tudo), metodológicos (pressão do biogás inferior à do medidor etc.) e logísticos, a medição do biogás só começou nos finais do mês de abril de 2017, estendendo por demais o tempo de retenção hidráulica.

A partir dessa data começou o monitoramento do processo de produção do biogás, medindo diariamente o volume de biogás gerado e semanalmente a temperatura no interior do biodigestor. Além disso e, com vista a acompanhar a evolução do processo de fermentação, semanalmente retiramos uma amostra do substrato e levamos para o laboratório para medir alguns parâmetros de controle, tais como, pH, teor de sólidos, alcalinidade e ácidos voláteis. A concentração do metano no biogás foi sendo medida regularmente com ajuda de um conjunto de sensores montados no laboratório de fotobioreatores do Instituto de Física (IF). A FIGURA 25 apresenta o volume de biogás medido diariamente nos últimos trinta e oitos dias.

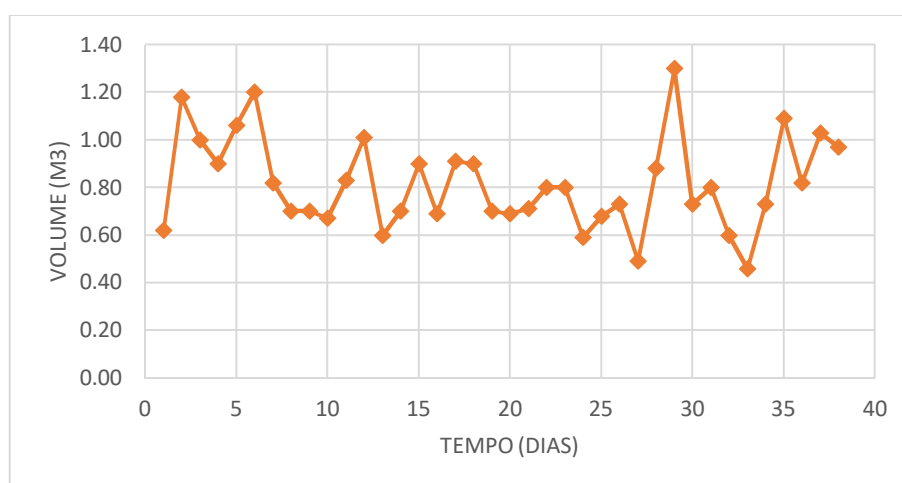


FIGURA 25. Volume de gás gerado. Fonte: Autor

Conforme ilustra o gráfico, durante o período em referência, o biodigestor produziu continuamente biogás, com picos de geração que variaram entre 0,46 a 1,3 m³ de biogás.

Durante este período a produção total obtida foi de 31,0 m³, aproximadamente, correspondente a uma produção média diária de cerca de 0,8 m³. Em termos de sólidos voláteis essa produção corresponde a cerca de 117 l/g SV degradados, muito abaixo dos valores citados na literatura. Em particular, este valor é cerca de três vezes menor do que o limite inferior da faixa de produção (300-500 ml/g SV) mencionada por ÖNDER (2013).

Segundo Bisschops; Spanjers; Schuman (2009) um metro cúbico de biogás não tratado permite pelo menos duas horas de cocção. Partindo dessa assertiva, concluímos que o biogás gerado diariamente neste experimento pode sustentar atividades de cocção por 1,6 horas no máximo, por dia.

Esse resultado mostra que o biodigestor está produzindo continuamente biogás, porém, em níveis muito baixos em comparação com a produção reportada na literatura consultada. Além das fugas durante o processo de fermentação, a baixa produção pode também estar associada com outros fatores internos do processo bioquímico em curso, tais como teor do pH, temperatura etc. A FIGURA 26 apresenta o comportamento do volume de gás produzido em função de alguns parâmetros de controle medidos nos últimos dois meses.

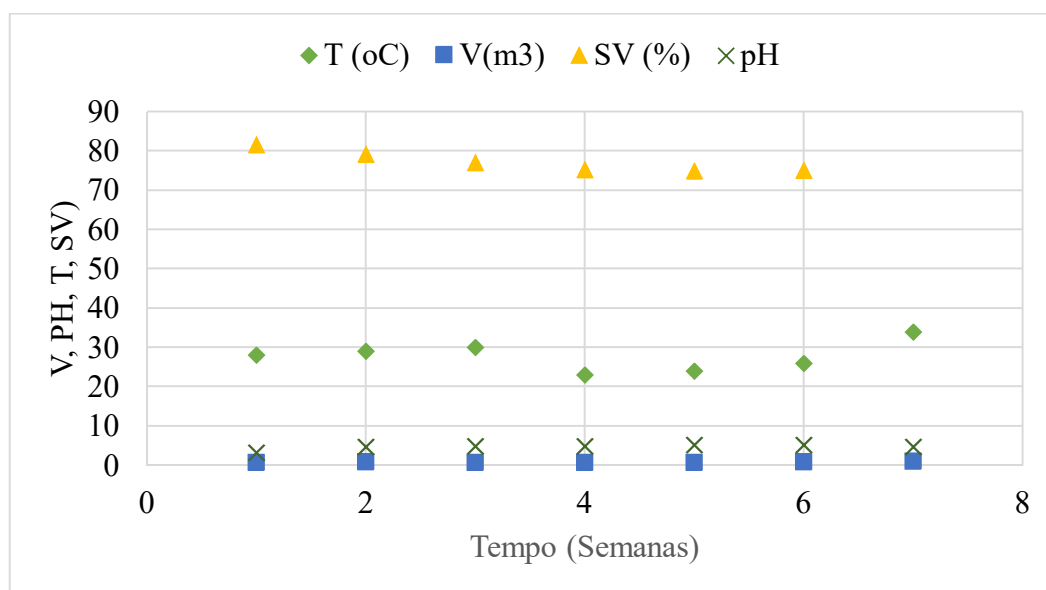


FIGURA 26. Parâmetros de controle. Fonte: Autor

Durante o período em análise a produção de biogás quase que duplicou, passando de 0,62 para 1,03 m³. Esse crescimento modesto da produção de biogás foi acompanhado pelo crescimento também modesto do pH, que passou de 3,3 para 5,2, tendo a média ficado em torno de 4,7, muito aquém da faixa de pH neutro (ver FIGURA 6).

Nesse intervalo de tempo o teor de sólidos voláteis variou de 81,7 para 75,2 %, correspondente a uma taxa de degradação muito baixa, na ordem de 8,2%. A temperatura do

substrato nesse período variou consideravelmente, entre 23 e 30° C, fixando a média em 26,7° C, longe da temperatura ótima para uma boa digestão anaeróbia, que segundo Lohri (2012) e Zhang et al. (2014), situa-se em torno de 37° C.

Com base no comportamento dos parâmetros de controle pode-se afirmar que a baixa eficiência na remoção de sólidos voláteis, fraca evolução do pH, bem como a excessiva variação da temperatura (sem, no entanto, atingir a faixa térmica ideal) são os fatores que determinaram e explicam a baixa produtividade de biogás observada neste experimento.

Em termos de composição do biogás gerado as últimas análises feitas no laboratório de fotobiorreatores do Instituto de Física (IF) da UnB, mostraram uma baixa concentração de metano, estimada em torno de 1500 ppm conforme ilustra a FIGURA 27.

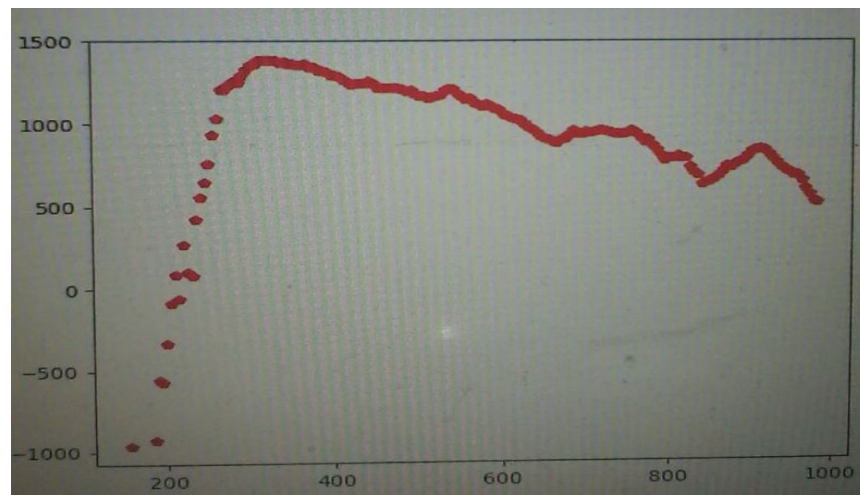


FIGURA 27. Concentração de metano no biogás Fonte: Laboratório de fotobiorreatores; IF, UnB

Note-se que a baixa taxa de concentração de metano no biogás produzido foi também corroborada pela experiência, pois, todas tentativas de acender o biogás, resultaram num fracasso - o biogás gerado não é inflamável.

Em síntese, durante o processo de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU/UnB, os resultados obtidos sugerem que o biodigestor está operando continuamente, porém, com baixa taxa de remoção de sólidos voláteis e, por conseguinte, baixa produtividade. O biogás gerado apresenta baixa concentração de metano, e, por conseguinte, não inflamável.

3.6 Avaliação do desempenho do projeto

O estudo feito sobre o potencial dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB mostrou um potencial energético teórico considerável medido por via do biogás que pode ser produzido

pela conversão biológica desses materiais. Associado a esse potencial o estudo mostra que existem vantagens consideráveis de dimensão local (produção de metano para consumo local e recuperação de materiais) e global (redução de emissões e redução da matéria biodegradável aterrado). No entanto, o experimento de biodigestão dos resíduos alimentares gerados no RU/UnB, realizado no local com objetivo de produzir metano, apresentou resultados muito aquém do previsto na literatura e muito baixos em relação ao potencial energético teórico calculado no início do projeto.

Mais concretamente, o biodigestor de 1m³ usado no ensaio experimental, com uma carga orgânica de 343 kg produziu biogás numa taxa de 0,8 m³ (cerca de 23 vezes menor que o potencial teórico diário estimado: 18 m³) por dia, equivalente a 117 l/g SV, suficiente para suportar 1,6 horas de cocção por dia, apenas. Além da baixa produção, as análises laboratoriais feitas mostraram que o biogás gerado apresenta baixa concentração de metano (1500 ppm) e, testes de chama feitos, mostram que o biogás gerado não é inflamável!

TABELA 19. Sinopse dos resultados de avaliação dos critérios de viabilidade

Critério de avaliação	Score	Comentários
1. Tecnológico-operacional (TOP)	-0,3	
1.1. Cadeia do substrato	6,3	Digerir tudo/separar/O que separar?
1.2. Tecnologia de DA	-0,6	Localização do reator/sombreamento
1.3. Cadeia do produto	-1,3	Biogás de baixa qualidade
2. Ambiental (AMB)	-3,3	
2.1. Uso de substâncias NR	0	
2.2. Uso compostos químicos	0	
2.3. Destruição da natureza	10	
3. Econômico-financeiro (ECF)	0	
3.1. Situação do Financiamento	0	
3.2. Situação do Mercado	N.a.	
3.3. Análise de custo-benefício	N.a.	
3.4. Valor líquido presente	N.a.	
4. Sociocultural (SCU)	3,3	Aversão ao lixo; “Nimby”; Odores, etc.
4.1. Aceitação do projeto	-3,3	
4.2. Mudança de comportamentos	0	
4.3. Capacitação humana	0	
5. Critério institucional (INS)	4,6	
5.1. Capacidade institucional	5	
5.2. Cooperação das partes	6,7	
6. Critério político-legal (POL)	2,0	

Fonte: Autor

Os resultados do trabalho experimental mostram uma evidente discrepância entre os resultados esperados e obtidos experimentalmente. Para entender as causas dessa discrepância,

por um lado e, identificar as potencialidades e constrangimentos da tecnologia de no tratamento dos resíduos alimentares do RU por outro, recorreremos ao método de análise e decisão multicritério na vertente *post factum*, descrito nos capítulos anteriores. A TABELA 19 mostra os resultados obtidos.

Com base nos dados obtidos na literatura consultada e no trabalho de campo e, contando com apoio das partes interessadas, consultadas na altura, avaliamos os seis critérios de viabilidade propostos no método de avaliação usado, na escala de -10 a +10, tendo em conta as opções aí colocadas (inviável, neutro e muito viável). A TABELA 19 acima, apresenta o resumo dos resultados obtidos nesse exercício. Os resultados detalhados constam nos anexos. A última coluna contém alguns comentários que explicam na nossa opinião, a pontuação negativa obtida por cada critério

Os resultados apresentados naquela tabela ilustram que dois critérios de avaliação obtiveram uma pontuação negativa, nomeadamente, o critério ambiental (-3,3) e tecnológico-operacional (-0,3), três obtiveram uma classificação positiva (critério institucional, sócio cultural e político legal), enquanto o último foi classificado como neutro com pontuação zero (econômico-financeiro).

Combinando a pontuação dessa tabela com os resultados de ponderação (pesos) atribuídos pelos parceiros, determinamos a matriz de avaliação do projeto, peça fundamental no processo de avaliação da viabilidade do projeto de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU, reportada na TABELA 20.

TABELA 20. Matriz de avaliação

Parceiros							TOP	AMB	ECF	SCU	INS	POL
	TOP	AMB	ECF	SCU	INS	POL	Score					
Fernando	10	9	8	8	9	7	-0,3	-3,3	0	3,3	4,6	2
Zaneti	7	9	10	7	7	8	-3	-29,7	0	26,4	41,4	14
Gustavo	9	10	9	9	9	8	-2,1	-29,7	0	23,1	32,2	16
Média	8,7	9,3	9,0	8,0	8,3	7,7	-2,6	-30,8	0,0	26,4	38,3	15,3

Fonte: Autor

Fatorizando os pesos de importância atribuídos pelos parceiros e a pontuação média (score) obtemos a informação sobre a viabilidade do projeto em função dos critérios adotados conforme ilustra a FIGURA 28.

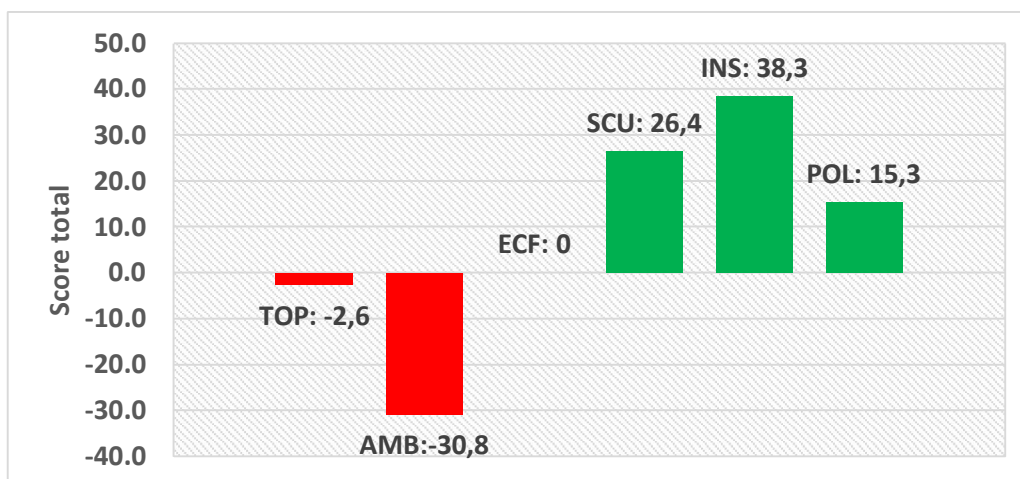


FIGURA 28. Viabilidade do projeto. Fonte: Autor

De acordo com a metodologia de avaliação adotada, os resultados obtidos mostram que os critérios técnico-operacional e ambiental têm uma avaliação negativa, enquanto que os critérios sociocultural, institucional e político-legal obtiveram avaliação positiva. Apenas o critério econômico-financeiro é que foi classificado como neutro.

Porém, em um projeto que busque viabilizar um ciclo virtuoso completo, com a produção de alimentos a partir do biofertilizante gerado no processo de biodigestão e sua remessa para o consumo pelo próprio restaurante universitário, os ganhos adicionais do processamento de resíduos derivados do RU/UnB poderão ampliar a viabilidade de projetos dessa natureza. Theodoro et al. 2017, informam que, ainda que os resultados sejam preliminares, o potencial agrícola do material gerado no processo (biofertilizante) apresenta resultados semelhantes aqueles obtidos com os fertilizantes solúveis (NPK), que são caros, em grande parte importados e seu uso contribui para o aquecimento global.

Por outras palavras, o projeto de biodigestão de resíduos alimentares do RU/UnB em análise, se mostra viável em relação aos critérios sociocultural, institucional e político-legal, no entanto, inviável em relação aos critérios ambiental e técnico-operacional.

Este critério exibiu desempenho parcial positivo em relação a cadeia do substrato (3,8), porém, teve um desempenho negativo no quesito relacionado com a tecnologia de digestão anaeróbia (DA) (-3,3) e cadeia do produto (-1,3). A combinação desses dois resultados negativos é que contribuíram para a pontuação negativa deste critério. O desempenho global negativo da categoria técnico-operacional foi influenciado principalmente por aspectos tais como:

- a) Localização/posição do biodigestor;
- b) Falta de mão de obra especializada localmente;
- c) Disponibilidade de acessórios adequados monitoria e manutenção;

- d) Inexistência de um plano consistente de monitoria e manutenção;
- d) Baixa eficiência e instabilidade do processo de conversão biológica;
- e) Sobrecarga do biodigestor, entre outros.

No conjunto dos vários fatores acima mencionados, a sobrecarga do biodigestor pode ter sido a causa fundamental da baixa eficiência e estabilidade do processo de conversão biológica analisado nesta tese. Com efeito, devido a equívocos na interpretação do conceito de batelada por um lado e a não observância de alguns preceitos recomendados nos protocolos de carga de biodigestores, levou a que o biodigestor fosse carregado numa única vez no mesmo dia, elevando a taxa de carga orgânica volumétrica (TCO) para níveis insustentáveis (265 kg SV/m³dia), muito a cima do recomendado que, segundo Crespo (2013) para digestores como o operado nesta tese, deve ser inferior a 9 kg SV/m³dia.

A operação do biodigestor em regime de sobre carga propiciou a acumulação de substâncias inibidoras, como ácidos gordos na pasta do substrato (KOTHARI et al., 2014), inibindo a evolução satisfatória do pH, forçando por conseguinte, o sistema a operar continuamente na fase ácida durante todo o período de funcionamento do biodigestor. Os autores supracitados afirmam que devido à sobrecarga, muitas plantas enfrentaram falhas no sistema, como foi o caso analisado nesta tese.

Para evitar o fenómeno de sobrecarga e assegurar estabilidade e eficiência do processo de conversão biológica, Malinowsky (2016:61) propõe um protocolo de procedimento que começa com baixa taxa de carga orgânica volumétrica e vai evoluindo gradualmente a medida que o tempo vai passando, até atingir a taxa limite (máxima), garantindo desse modo a adaptação gradativa do inóculo ao substrato. De acordo com esse procedimento e, tendo em vista a taxa de carga orgânica volumétrica (TCO) apurada nesse experimento (265 kg SV/m³) conclui-se que para evitar a ocorrência da sobrecarga, o processo de carga do biodigestor usado nesta tese devia ter durado no mínimo trinta dias, começando com valores de TCO menores até atingir o valor máximo, sem no entanto, ultrapassar o limite mencionado anteriormente (9 kg SV/m³dia). O anexo 6 apresenta uma descrição simplificada do protocolo usado pela autora supramencionada.

Além do problema da sobrecarga, a incorreta localização do biodigestor, motivada pela incorreta estimativa do movimento aparente do sol relativamente as árvores e o edificio existentes no local, resultou no sombreamento parcial e contínuo do reator, afetando de certo modo a estabilidade térmica do sistema. A FIGURA 29 ilustra o fenómeno de sombreamento. Nessa figura o biodigestor está situado por detrás do banner que se vê na imagem.



FIGURA 29. Aspeto do sombreamento do biodigestor. Fonte: BORGNETH (2017)

O critério institucional lidera as categorias avaliadas positivamente, devido a aspetos como a capacidade de formação, espaço físico para educação e possibilidade de motivar parceiros. Com efeito, não obstante todo o rol de dificuldades enfrentadas, o projeto se mostrou um espaço apropriado e com potencial para formação e educação ambiental da comunidade universitária local e não só. As visitas de estudo realizadas por duas turmas, uma de Engenharia Ambiental e outra de Ciências Ambientais acompanhadas pelos seus professores (Izabel Zanetti e Thomas Ludewig respetivamente), bem como a gravação de uma matéria para publicação na TV local, e a elaboração e defesa de dois trabalhos de conclusão de curso (TCC) por dois estudantes integrantes do projeto (estagiários), são algumas provas do potencial educativo do projeto.

A publicação de um artigo no XVIII encontro da Encontro da Rede de Estudos Ambientais em Países de Língua Portuguesa (REALP) em Maputo (Moçambique) no ano passado (2016) e um outro no prelo (THEODORO et al., 2017), são outros sinais do potencial formador/educativo do projeto em referência.

A aplicação do kit de sensores construído localmente por um aluno do Instituto de Física da UnB, para análise da composição do biogás, é outra prova de que o projeto tem potencial para motivar parceiros a inovarem por um lado, e a aplicar os conhecimentos construídos nas suas disciplinas curriculares em outros campos do saber, por outro.

Por fim o único critério que foi avaliado como neutro foi o político-legal, essa classificação foi atribuída pelo reconhecimento do esforço do estado brasileiro no aumento da participação de fontes alternativa renováveis, como pequenas centrais hidrelétricas, usinas eólicas e empreendimentos termelétricos a biomassa na produção de energia eléctrica, através de vários programas como o de incentivo as fontes alternativas (PROINFA), promulgado pela lei nº10.438/2002. Nesse sentido entendemos que o ambiente político-legal foi neutro, no

sentido de que se não ajudou, também não terá prejudicado o desempenho do projeto em avaliação.

3.7 Matriz de avaliação

De acordo com os resultados da avaliação da viabilidade do projeto em função dos critérios adotados e do conhecimento empírico construído ao longo do processo, é possível enfim, identificar aqueles aspectos que contribuíram para o fraco desempenho do projeto (fraquezas) e aqueles que representam um potencial (forças) a ser explorado para tirar maior proveito possível dos resíduos gerados no local tanto na produção de energia renovável (metano) quanto na produção biofertilizante, entre outros benefícios. A FIGURA 30 apresenta de forma resumida as forças e as fraquezas do projeto analisado nesta tese, incluindo as oportunidades que o mesmo pode oferecer para os restaurantes universitários em geral e para o Restaurante da Universidade de Brasília em particular.

Viabilidade	Forças	Fraquezas
Técnico-operacional	Disponibilidade de resíduos Acessibilidade Espaços Distância RU/UNB/ /consumidor	Mão de obra especializada Concerto/reparações Disponibilidade de acessórios Conhecimento técnico/científico da biodigestão Planejamento/orçamentação
Ambiental	Recuperação de recursos (Matéria & energia) Educação ambiental	Uso de combustíveis fósseis Uso de aditivos químicos Fugas de biogás
Sócio cultural	Participação/colaboração Vontade de mudar/participar	Aversão ao lixo “Nimby”
Institucional	Recursos humanos/materiais Potencial inovador	Diálogo entre departamentos (Rede: Profissionais e acadêmicos)
Oportunidades Laboratório a céu aberto Vitrine de sustentabilidade Integração multidisciplinar		

FIGURA 30. Forças, fraquezas e oportunidades do projeto. Fonte: Autor

Conforme ilustra a figura acima, a disponibilidade de resíduos alimentares em qualidade e quantidade adequadas, a existência de espaço suficiente para instalação de planta de digestão anaeróbia dentro do Campus, o estado de vias de acesso, entre outros, são alguns aspectos (forças) a favor da instalação de um projeto dessa natureza dentro da UnB.

No entanto para que o projeto de digestão anaeróbia possa vingar, alguns aspectos (fraquezas) precisam ser tratados com maior cuidado, como é o planejamento, domínio técnico-

científico dos processos bioquímicos da digestão anaeróbia, entre outros indicados naquela figura.

Noutras palavras, o estudo feito permitiu identificar aspetos potencializadores que podem e devem ser aproveitados e aprimorados para alavancar o projeto de conversão biológica dos resíduos alimentares gerados no RU. Além destes, identificamos também alguns aspetos que terão contribuído sobre maneira para a fragilização do projeto que precisam ser abordados e melhorados para incrementar as potencialidades do projeto.

Paralelamente a isso, a análise feita permitiu explicitar outras dimensões importantes do projeto. Com efeito a avaliação feita mostra que o projeto pode ser visto como um “laboratório a céu aberto” onde temas diversos relacionados com a sustentabilidade podem ser abordados sob diferentes enfoques disciplinares, transformando-o numa autêntica ‘vitrine da sustentabilidade’, na qual os resultados dessas abordagens podem ser expostos para o consumo de um público maior. São, pois, essas possibilidades que devem ser exploradas, para enfim, tirar o máximo proveito possível da tecnologia de digestão anaeróbia tendo em vista a valorização da matéria orgânica que diariamente tem sido desperdiçada nos restaurantes universitários em geral e no Restaurante da Universidade de Brasília em articular.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho foi realizado com a finalidade de avaliar o potencial da digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU/UnB na recuperação de materiais, redução das emissões de gases de efeito estufa, do volume de resíduos aterrados e na produção de energia renovável. Com base nos métodos de observação/medição direta, revisão bibliográfica e balanço de massa/energia e, usando dados primários colhidos no local e secundários obtidos na literatura consultada o estudo em pauta permitiu concluir que:

O Restaurante da Universidade de Brasília gera por dia, um fluxo considerável de resíduos alimentares estimado em torno de 2,184 toneladas (base húmida), perfazendo uma massa de 797,16 toneladas anuais na mesma base.

Do ponto de vista energético, quando convertidos biologicamente, estes materiais têm potencial para gerar cerca de 6,6 dam^3 de biogás por ano, correspondente a uma produção média de 83,3 m^3 por tonelada de resíduos alimentares na base seca que pode ser consumido *in situ* na forma de calor em substituição do gás de cozinha adquirido no mercado local.

O atual esquema de gestão de resíduos alimentares gerados no local representa um passivo ambiental de proporções significativas caracterizado por perdas consideráveis de recursos (matéria e energia) e emissões de gases de efeito estufa estimadas em torno de 181 t CO_2eq por ano, correspondentes a cerca de 226 kg CO_2eq por tonelada de resíduos alimentares.

Os potenciais benefícios derivados do aproveitamento energético dos resíduos alimentares gerados são de alcance local e global. Localmente, além da produção do biofertilizante, o biogás gerado tem potencial para substituir o gás de cozinha, gerando uma economia de cerca de 64% nas contas do RU. Além da poupança nos custos de tratamento dos resíduos estimados em torno de R\$ 21.000,00 (coleta e transporte) por ano.

De ponto de vista global os potenciais benefícios estão na redução das emissões de gases de efeito estufa na ordem de 85 t CO_2eq , correspondentes a uma taxa de sequestro de 106 Kg CO_2eq por tonelada de resíduos alimentares digeridos.

A recuperação de materiais na ordem de 36% e o desvio de cerca de 26% são outros potenciais benefícios de alcance local e global resultantes da conversão biológica por digestão anaeróbia dos resíduos alimentares gerados no local.

A produção de biogás (não inflamável) com baixa concentração de CH_4 durante o ensaio experimental, é um indício sério de que apesar do potencial acima identificado, o aprimoramento do conhecimento sobre processos bioquímicos envolvidos, aspetos técnico-

operacionais, planejamento, entrosamento entre os diferentes atores, só para citar alguns, afiguram-se como desafios importantes a serem tomados em conta para tirar maior proveito do potencial da tecnologia de digestão anaeróbia no tratamento dos resíduos gerados no Restaurante da Universidade de Brasília.

Em síntese:

- 1) Os resultados teóricos obtidos sugerem a existência de um potencial considerável para o aproveitamento energético dos resíduos alimentares no RU;
- 2) Os mesmos, corroboram de forma conservadora (modesta) as hipóteses de redução de emissões e diminuição de resíduos (P.21);
- 3) Em relação a hipótese de produção de energia, os ganhos em termos de energia dependem da distância entre a unidade de biodigestão e a fonte (RU): ($d \leq 3,1$ km);
- 4) Os resultados experimentais não corroboram nenhuma das hipóteses de trabalho, devido à baixa eficiência do processo e por conseguinte, a baixa quantidade e qualidade do biogás gerado
- 5) A avaliação do projeto mostra que o aspecto tecnológico-operacional contribuiu significativamente para o baixo desempenho do projeto. E que, sanados os aspectos tecnológico-operacionais que representam fraquezas e aprimorados aqueles outros que representam forças, a digestão de anaeróbia dos resíduos alimentares do RU se mostra uma alternativa viável para gestão sustentável dos resíduos nos restaurantes universitários em geral e no Restaurante da Universidade de Brasília em particular.

Tendo em vista a consolidação e aprimoramento desses resultados por um lado e a necessidade de garantir uma gestão sustentável dos resíduos gerados no RU e nas outras unidades similares que funcionam dentro do campus, por outro, recomenda-se:

- I. Realização de mais estudos envolvendo diferentes especialidades (nutrição, gestão ambiental, estatística, só para citar algumas) que permita construir um banco de dados fiável, consistente e dinâmico sobre o processo de geração de resíduos em toda cadeia produtiva do RU, abrangendo todo tipo de resíduos gerados no local;
- II. Realização de estudos de bancada detalhados tendo em conta a composição gravimétrica dos resíduos alimentares gerados no local;
- III. Análise do efeito de escala;
- IV. Dimensionamento, construção e ensaio de um biodigestor com capacidade de tratar toda fração orgânica dos resíduos alimentares do estabelecimento;
- V. Realização de estudos de avaliação da sustentabilidade para aferir a viabilidade da digestão anaeróbia dos resíduos do RU numa perspectiva mais ampla (além dos três pilares).

VI. A construção de um projeto de educação e conscientização ambiental da comunidade universitária local, inserido no contexto da ambientalização acadêmica focado na redução e valorização energética dos resíduos gerados no campus, envolvendo diferentes unidades acadêmicas e especialistas dentro da UnB, integrando outras alternativas de aproveitamento ainda pouco exploradas como a compostagem, doação e produção de ração animal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIOGAS. **Proposta de Programa Nacional do Biogás e do Biometano**. São Paulo, 2015.
- ABRAMOVAY, R.; SPERANZA, J. S.; PETITGAND, C. **Lixo zero : gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera**. Planeta Sustentável. Instituto Ethos. São Paulo, 2013.
- ABRELPE. Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos. São Paulo, 2013.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, 2014**. Disponível em: <www.abrelpe.org.br>.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, 2015..**
- ABU-QUDAIS, M.; ABU-QDAIS, H. A. Energy content of municipal solid waste in Jordan and its potential utilization. **Energy Conversion and Management**, v. 41, p. 983–991, 2000.
- ADU-GYAMFI, N.; RAVELLA, S. R.; HOBBS, P. J. Optimizing anaerobic digestion by selection of the immobilizing surface for enhanced methane production. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 248–255, 2012.
- AGROMISA. **Biogas , the brown revolution? Social aspects of introducing biogas technology in developing countries, with special emphasis on the potencial and/or consequences for the rural poor**. Wageningen, 1984.
- ALONSO, M.; FINN, E. J. **Física. Um curso universitário**. Edgard Blüer. Nova Yorque, 1972.
- AMOO, O. M.; FAGBENLE, R. L. Renewable municipal solid waste pathways for energy generation and sustainable development in the Nigerian context. **International Journal of Energy and Environmental Engineering**, p. 17, 2013.
- AMPONSAH, N. Y. et al. Greenhouse gas emissions from renewable energy sources: A review of lifecycle considerations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 461–475, 2014.
- ANGELIDAKI, I. et al. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops : a proposed protocol for batch assays. p. 927–934, 2009.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Standards Methods, 541 (2012)**.
- APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p. 755–781, 2008.
- AQUINO, S.; CHERNICHARO, C. Em Reatores Under Stress Conditions : Causes and Control

- Strategies. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 152–161, 2005.
- ARIUNBAATAR, J. et al. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. **Applied Energy**, v. 123, p. 143–156, 2014.
- ARSOVA, L. **Anaerobic digestion of food wastes: Current status, problems and an alternative products (Masters thesis)**. Columbia University, 2010.
- iBARCELOS, B. R. DE. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, 2009.
- BASTO, L.; PINGUELLI, L. Brazilian waste potential : energy , environmental , social and economic benefits. v. 31, p. 1481–1491, 2003.
- BGS. **Manual de instruções: Kit biodigestor 10 m³**. Curitiba, 2014. Não Publicado.
- BISSCHOPS, I.; SPANJERS, H.; SCHUMAN, E. **Development of decentralised anaerobic digestion systems for application in the UK Phase 1 – Final report Date : Wageningen**, 2009. Disponível em: <<http://www.leaf-water.org>>.
- BOND, T.; TEMPLETON, M. R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy for Sustainable Development**, v. 15, n. 4, p. 347–354, 2011.
- BORGNETH, F. S. **Reator artesanal para biodigestão dos resíduos alimentares. Um estudo de caso**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Brasília, 2017.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Elementos de ciências do Ambiente** São Paulo, Brasil CETESB/ASCETESB, 1987.
- BRASIL **Ministério do Meio Ambiente, Lei 12.505/10 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)**, 2012. Disponível em: <<http://www.fca.unesp.br/Home/Extensao/>>.
- BROWNE, J. **Biomethane production from food waste and organic residues**. Doctoral Thesis. University College Cork, 2014.
- BRUMMELER, E. TEN. **DRY ANAEROBIC DIGESTION OF THE ORGANIC FRACTION**. Thesis. Wageningen Agricultural University, 1993.
- BUYSMAN, E. **Anaerobic Digestion for Developing Countries with Cold Climates Anaerobic Digestion for Developing Countries with Cold Climates**. Mater Thesis. University of Wageningen, 2009.
- CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems : A review. **Waste Management**, v. 32, n. 9, p. 1634–1650, 2012.
- CARRILHO, N. F. Q. **Valorização de Bioresíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada – Caso de Estudo: Campus da FCT / UNL**. Dissertação de Mestrado.

Universidade Nova de Lisboa, 2012.

CESARO, A.; BELGIORNO, V. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 24–37, 2014.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. **Waste Management**, v. 28, n. 12, p. 2552–2564, 2008.

CONAMA/IBAMA. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986. D.O.U. de 17/2/1986**, Brasil, 1986.

COSTA, F. J. P.; RODRIGUES, M. G. ENERGIA, MEIO AMBIENTE E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v. 1, n. 2, p. 15–26, 2015.

CRESPO, E. DE J. M. **Digestão Anaeróbia de resíduos agroalimentares: Reutilização das frações líquidas e sólidas (state-of-art)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa, 2013.

CURRY, N.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. **Renewable Energy**, v. 41, p. 200–209, 2012.

DEN BOER, J.; DEN BOER, E.; JAGER, J. LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. **Waste Management**, v. 27, n. 8, p. 1032–1045, 2007.

Dogson et al. **Multi-criteria analysis : a manual**. London, 2009.

EPE. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS. Nota Técnica DEN 06/08**: Campo Grande, 2008. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>.

EPE. **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: Nota técnica DEA 18/14**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <www.epe.gov.br>.

EPE. **Balanco energético Nacional**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <www.epe.gov.br>.

ERIKSSON, M.; STRID, I.; HANSSON, P.-A. Carbon footprint of food waste management options in the waste hierarchy – a Swedish case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 93, p. 115–125, 2015.

ESTEVES, S.; MILTNER, M.; FLETCH, S. Monitoring Review and Guide: **FOR THE OPTIMISATION OF ANAEROBIC DIGESTION AND BIOMETHANE PLANTS**. [s.l.], 2012.

EUROSERV'ER. **Biogas barometer**. [s.l.], 2014

FAO. **Food wastage footprint: Impacts on natural resources**. Disponível em: <website: www.fao.org/publications>. Acesso em: 20 abr. 2015.

FAUSTO, M. A. et al. Determinação Do Perfil Dos Usuários E Da Composição Química E Nutricional Da Alimentação Oferecida No Restaurante Universitário Da Universidade Estadual Paulista, Araraquara, Brasil Determination. **Rev. Nutr., Campinas**, v. 14, n. 3, p. 171–176, 2001.

FEAM. **APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: Guia de orientações para governos municipais de Minas Gerais** (A. C. S. de Azevedo et al., Eds.). Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.feam.br/mudancas-climaticas>>.

FIGUEIREDO, J. **ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS E POTENCIAL ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM MINAS GERAIS**. Dissertação de Mestrado. UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, 2012.

FLICKINGER, H.-G. O ambiente epistemológico da educação ambiental. **Educação & Realidade**, v. 2, n. 19, p. 197–207, 1994.

FNR. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. Gulzow, 2010.

FRANCHETTI, M. Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study. **Journal of Environmental Management**, v. 123, p. 42–48, 2013.

GAJDOŠ, R. Bioconversion of organic waste by the year 2010: To recycle elements and save energy. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 23, n. 1–2, p. 67–86, 1998.

GAO, S. et al. Evaluation the anaerobic digestion performance of solid residual kitchen waste by NaHCO₃ buffering. **Energy Conversion and Management**, v. 93, p. 166–174, 2015.

GREEN INDUSTRIES SA. **SA Waste Strategy 2015-2020**. Adelaide, 2015. Disponível em: <www.zerowaste.sa.gov.au>.

GUNASEELAN, V. N. ANAEROBIC DIGESTION OF BIOMASS FOR METHANE PRODUCTION: A REVIEW. **Biomass and Bioenergy**, v. 13, n. 1/2, p. 83–114, 1997.

HOLANDA, A. B. DE. **Dicionário Aurélio on line**. Disponível em: <<https://dicionariodoaurelio.com/>>.

ICLEI. **Emissões De GEE Do Setor Mudança De Uso Da Terra**. Brasília, 2016.

INÁCIO, C. DE T.; BETTIO, D. B.; MILLER, P. R. M. **O papel da compostagem de resíduos orgânicos urbanos na mitigação de emissões de metano**. Documentos 127 Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/35983/1/documento127>>.

IPCC. **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**:

- Reference Manual Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual**, 1997. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html>>
- IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, 2006a. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>>
- IPCC. **IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories: Vol. 5 IPCC**. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/5_Waste.pdf>.
- ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H. L. Energy management strategy for industries integrating small scale waste-to-energy and energy storage system under variable electricity pricing. **Journal of Cleaner Production**, v. 127, p. 352–362, 2016.
- ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; ISOLDI, L. A. Pós-Tratamento De Efluente Nitrificado Da Parboilização De Arroz Utilizando Desnitrificação Em Reator Uasb. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 271–277, 2005.
- JAMASB, T. Resources, Conservation and Recycling Issues and options in waste management : A social cost – benefit analysis of waste-to-energy in the UK. **“Resources, Conservation & Recycling”**, v. 54, n. 12, p. 1341–1352, 2010.
- JOHANSSON, J. et al. **Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste**. [s.l.], 2000.
- KOMEMOTO, K. et al. Effect of temperature on VFA’s and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v. 29, n. 12, p. 2950–2955, 2009.
- KOSSMANN, W. et al. **Biogas Digest: Biogas basics**. [s.l: s.n.]. v. I
- KOTHARI, R. et al. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy : An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174–195, 2014.
- KUO, W.-C.; LAI, W.-L. Treatment of kitchen waste using a mobile thermophilic anaerobic digestion system. **Renewable Energy**, v. 35, n. 10, p. 2335–2339, 2010.
- KUO, W.; CHENG, K. Use of respirometer in evaluation of process and toxicity of thermophilic anaerobic digestion for treating kitchen waste. **Biomass and Bioenergy**, v. 98, p. 1805–1811, 2007.
- LANGE, L. C. et al. **ESTUDO COMPARATIVO DE METODOLOGIAS EMPREGADAS PARA A ANÁLISE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**. XXVIII Congresso internacional de engenharia sanitaria e ambiental, Cancún, México. **Anais**; Cancún: 2002
- LANGE, L. C.; DO AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Ed.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB 5, 2009. p. 26–59.

- LAUWERS, J. et al. Mathematical modelling of anaerobic digestion of biomass and waste: Power and limitations. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 39, n. 4, p. 383–402, 2013.
- LESTEUR, M. et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 4, p. 431–440, abr. 2010.
- LI, L. et al. Anaerobic digestion performance of vinegar residue in continuously stirred tank reactor. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 338–342, 2015.
- LIEW, L. N.; SHI, J.; LI, Y. Enhancing the solid-state anaerobic digestion of fallen leaves through simultaneous alkaline treatment. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8828–8834, 2011.
- LINDNER, J. et al. Bioresource Technology Effects of mechanical treatment of digestate after anaerobic digestion on the degree of degradation. **Bioresource Technology**, v. 178, p. 194–200, 2015.
- LOHRI, C. R. **Feasibility Assessment Tool for Urban Anaerobic Digestion in Developing Countries. A participatory multi-criteria assessment from a sustainability perspective applied in Bahir Dar, Ethiopia.** [s.l.] Wageningen University, 2012.
- LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. DE. **AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE BIOESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Porto Alegre, 2000
- LOU, X. F.; NAIR, J.; HO, G. Potential for energy generation from anaerobic digestion of food waste in Australia. 2013.
- MALINOWSKY, C. **Tratamento Dos Resíduos Sólidos Orgânicos Da UFSC Através De Biodigestor Anaeróbio.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.
- MAO, C. et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015.
- MATA-ALVAREZ, J. et al. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes.** Cornwall, 2003.
- MATTESON, G. C.; JENKINS, B. M. Food and processing residues in California: Resource assessment and potential for power generation. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 16, p. 3098–3105, 2007.
- MCDUGALL, F. et al. **Integrated solid waste management: a life cycle inventory.** [s.l: s.n.].
- MCTI. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** Brasília, 2013.

- MENIKPURA, S. N. M.; SANG-ARUN, J.; BENGTTSSON, M. Integrated Solid Waste Management: an approach for enhancing climate co-benefits through resource recovery. **Journal of Cleaner Production**, v. 58, p. 34–42, 2013.
- MONNET, F. An Introduction to Anaerobic Digestion of Organic Wastes. **Carbon**, v. 23, n. November, p. 48, 2003.
- MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2001.
- MORAIS, J. **O valor do pH**. Évora, 2009. Não publicado.
- MORRISON-SAUNDERS, A.; POPE, J.; BOND, A. **Handbook of Sustainability Assessment**. Edward Elgar Publishing Limited. UK, 20015.
- MOTTET, A. et al. Kinetics of thermophilic batch anaerobic digestion of thermal hydrolysed waste activated sludge. **Biochemical Engineering Journal**, v. 46, p. 169–175, 2009.
- NAGAO, N. et al. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, v. 118, p. 210–218, 2012.
- NASIR, I. M.; GHAZI, T. I. M.; OMAR, R. Production of biogas from solid organic wastes through anaerobic digestion: A review. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 95, n. 2, p. 321–329, 2012.
- NETO, P. D. T. **Ecopolítica das Mudanças Climáticas: o IPCC e o Ecologismo dos Pobres**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, 2008.
- NIELFA, A.; CANO, R.; POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. **Biotechnology Reports**, v. 5, p. 14–21, mar. 2015.
- NILSSON, H. **Integrating Sustainability in the Food Supply Chain - Two Measures to Reduce the Food Wastage in a Swedish Retail Store**. Uppsala University, 2012.
- NÓBREGA, M. L. DA S. **AMBIENTALIZAÇÃO ACADÊMICA Conceituação e metodologia de avaliação. Um estudo comparativo das práticas sustentáveis em Segurança Hídrica entre Universidades brasileiras (Universidade Federal de Lavras e Universidade Federal de Campina Grande) e norte-americanas**. Universidade de Brasília, 2017.
- ODEBRECHT. **Manual de Cálculo para o Inventário de Emissões Atmosféricas de Gases de Efeito Estufa (GEE)**. [s.l.], 2010. Disponível em: <www.erm.com>.
- ÖNDER, E. D. **Biogas Production from Household Wastes: A Quantitative Feasibility Study for Student Apartments in Albano**. [s.l.] Stochholm, 2013.
- ONU. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento**

- Sustentável/Res/70/1**. New York, 2015. Disponível em: <<http://www.un.org/ga/search/>>.
- PAIVA, D. C. S. DE et al. Avaliação do índice de resto-ingestão em uma unidade de alimentação e nutrição de um hospital oncológico após alteração no sistema de distribuição e controle de sobras. **Revista Científica Da Faminas**, v. 11, p. 45–54, 2014.
- PAN, S. et al. Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system : a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 108, p. 409–421, 2015.
- PEREIRA-RAMIREZ, O. et al. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator uasb no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista brasileira de agro ciência**, v. 10, n. 1, p. 103–110, 2004.
- PINTO, D. M. C. L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado**. Universidade de São Paulo, 2000.
- POLZIN, D. A. O. F. M. **Gestão Dos Resíduos Sólidos Urbanos: Análise Comparativa Entre Portugal E Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Fluminense, 2004.
- RAJENDRAN, K. et al. Bioresource Technology A novel process simulation model (PSM) for anaerobic digestion using Aspen Plus. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 7–13, 2014.
- RAPOSO, F. et al. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 86, n. 8, p. 1088–1098, ago. 2011.
- REICHERT, G. A. **APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005
- REIS, A. D. S. **Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos em Biodigestor Anaeróbio**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2012.
- RIFKIN, J. **A terceira revolução industrial: Como o poder lateral está transformando a energia, economia e o mundo**. São Paulo, 2012.
- ROBBINS, C. A. **FOOD WASTE DIVERSION FOR ENHANCED METHANE GAS PRODUCTION AT THE DRAKE WATER RECLAMATION FACILITY**. Master Thesis. Colorado State University, 2012.
- RODRIGUES, A. A. L. DE S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Aveiro, 2005.
- RU. **Restaurante Universitário: UnB**. Disponível em: <www.ru.unb.br>.
- RYU, C. Potential of Municipal Solid Waste for Renewable Energy Production and Reduction of Greenhouse Gas Emissions in South Korea. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 60, n. 2, p. 176–183, 2010.

- SANTOS, J. A. DOS. **DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS EM RESTAURANTES UNIVERSITÁRIOS NO BRASIL**. Trabalho de Conclusão de Curso. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, 2016.
- SASAKI, D. et al. Methanogenic pathway and community structure in a thermophilic anaerobic digestion process of organic solid waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 111, n. 1, p. 41–46, 2011.
- SEADI, T. AL et al. **Biogas: Handbook**. Esbjerg: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008.
- SGANZERLA, E. **Uma solução. Agropecuária**. Porto Alegre, 1983.
- SHAREEFDEEN, Z.; ELKAMEL, A.; TSE, S. Review of current technologies used in municipal solid waste-to-energy facilities in Canada. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 7, p. 1837–1846, 2015.
- SHUKLA, S. R. et al. **Manual on Municipal Solid Waste Management**. Nova Delhi, 2000.
- SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Paraíba, 2009.
- SILVÉRIO, G. DE A.; OLTRAMARI, K. Food waste in Brazilian Units Food and Nutrition. **Ambiência**, v. 10, n. 1, p. 125–133, 2014.
- SONG, Q.; LI, J.; ZENG, X. Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, p. 199–210, 2015.
- THEODORO, S. DE C. H. **A FERTILIZAÇÃO DA TERRA PELA TERRA: uma alternativa para a sustentabilidade do pequeno produtor rural**. Tese de Doutorado Universidade de Brasília, 2000.
- THEODORO, S. H. et al. **VITRINE DA SUSTENTABILIDADE DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA: ONDE NADA SE PERDE E TUDO SE TRANSFORMA** XIX Encontro da Rede de Estudos Ambientais em Países de Língua Portuguesa (REALP). **Anais...Fortaleza: REALP 2017**, 2017. Não Publicado
- TUROVSKIY, I. S.; MATHAI, P. K. **PROCESSING WASTEWATER SLUDGE PROCESSING**. JOHN WILEY ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2006.
- VAN ELK, A. G. H. P. **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.
- VAN LIER, J. B. et al. New perspectives in anaerobic digestion. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 43, n. 1, p. 1–18, 2001.
- VAN NES, W. J.; NHETE, T. D. **Biogas for a better life: An African initiative. Appropriate**

Technology, 34 (4), 58-62.

VARELA, M. C. M. S. et al. **O custo dos desperdícios: um estudo de caso no restaurante universitário da Universidade Federal do Rio Grande do Norte** Anais do Congresso Brasileiro de Custos-ABC. **Anais**, 2015

VIA PÚBLICA, CLIMATEWORKS, I. E N. **Estudo de alternativas de tratamento de resíduos sólidos urbanos: Incinerador mass burn e biodigestor anaeróbio**. São Paulo, 2012. Disponível em: <www.no-burn.org/downloads>.

VÖGELI, Y. et al. **Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries**. [s.l: s.n.].

WALDMAN, M. Água, lixo e energia: proposições teóricas para uma tríade temática 1. **Élisée, Rev. Geo. UEG-Porangatu**, v. 2, n. 1, p. 43–62, 2013.

WANG, J. Decentralized biogas technology of anaerobic digestion and farm ecosystem: opportunities and challenges. **Frontiers in Energy Research**, v. 2, n. March, p. 1–12, 2014.

WARD, A. J. et al. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928–7940, 2008.

ZAINOL, N. Kinetics of Biogas Production from Banana Stem Waste. In: KUMAR, S. (Ed.). **Biogas**. In Tech ed. [s.l.] In Tech, 2012. p. 395–409.

ZANINI, M. A. **Redução Do Desperdício De Alimentos: Estudo Em Um Restaurante Universitário**. Dissertação de Mestrado. UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, 2013.

ZHAI, N. et al. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 38, p. 126–131, 2015.

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.

ZHU, J.; WAN, C.; LI, Y. Enhanced solid-state anaerobic digestion of corn stover by alkaline pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 19, p. 7523–7528, 2010.

ANEXOS

ANEXO 1

Cálculo do potencial energético

							Potencial energético dos RA		
A	B	C	D	E	F		1. Produção de CH ₄ (dam ³)	Taxa de produção	
mRA	fSVT	b	g (dam ³ /t SV)	CCH ₄ (m ³ CH ₄ /m ³ RA)	η		AxBxCxDxExF	VCh ₄ /mRA (m ³ /tRA)	m ³ CH ₄ /tSV)
78.919	0.85	0.67	0.75	0.65	0.3		6.6	83.3	107.7
								2. Produção de energia elétrica (GWh)	
mRA (t)	fSVT	b	g (dam ³ /t SV)	CCH ₄ (m ³ CH ₄ /m ³ RA)	QCH ₄ (MJ/m ³)	η m	AxBxCxDxExFxG/3600	MWh	Wel/mRA (KWh/tRA bs)
78.919	0.85	0.67	0.75	0.65	36.3	0.3	0.0663	66.3	839.8
								3. Energia térmica (TJ)	
mRA (t)	fSVT	b	g (dam ³ /t SV)	CCH ₄ (m ³ CH ₄ /m ³ RA)	QCH ₄ (MJ/m ³)	η m	AxBxCxDxExFxG/1000	GJ	Wth/mRA (GJ/tRA)
78.919	0.85	0.67	0.75	0.65	36.3	0.3	0.238603561	238.6	3.02

ANEXO 4

Ferramenta de avaliação

	1. Critério de avaliação: Técnico-operacional (TO)			Aval. (Pontos)	
1.1. Cadeia do substrato		Aspectos avaliados	I	N	MV
	1.1.1. Quantidade de resíduos orgânicos	a) Disponibilidade da matéria orgânica (MO)			10
		b) Variações sazonais da quantidade de MO		0	
		c) Forma de medição dos resíduos		0	
	1.1.2. Qualidade dos resíduos orgânicos				
		d) Separação e prétratamento do substrato	-	10	
		e) variação na qualidade dos resíduos			0
	1.1.3. Água				
		f) Disponibilidade			10
	1.1.4. Distância da fonte (RU) - "Usina"				
		g) Distância			10
		h) Acesso (vias, tráfego, etc.)			10
Pontuação média: cadeia do substrato					3.8
1.2. Tecnologia de DA	1.2.1. Disponibilidade de espaço				
		a) Espaço de armazenamento/pontos de transferência			10
		b) Espaço para planta de DA/Área de serviço	-	10	
	1.2.2. Disponibilidade de material				
		c) para construção da planta		0	
		d) para o arranque do sistema			10
		e) para manutenção e monitoramento	-	10	0
		f) para uso do biogás/digestato	-	10	0
	1.2.3. Desempenho da tecnologia de DA				
		g) Condições climáticas		0	
		h) estabilidade do processo	-	10	

		i) Eficiência do processo	-10		
		j) Produção de biogás projetada	-10		
		k) Condições geotécnicas		0	
		l) Estratégia clara de manutenção	-10		
		m) Instrumentos essenciais de controle	-10		
	1..2.4. Flexibilidade				
		n) Mudança da matéria-prima		0	
		o) Mudanças climáticas		0	
		p) Ocorrência de cortes de energia		0	
		q) Tempo de vida do biodigestor		0	
		r) Tempo de vida dos acessórios principais		0	
Pontuação média: Tecnologia de DA					-3.3
	1.3.1. Qualidade de biogás	a) Qualidade de biogás	-10		
1.3. Cadeia de produto		b) Pós-tratamento de biogás		0	
		c) Variação da qualidade de biogás	-10		
		d) Distância da "usina" - beneficiários de biogás			10
	1.3.2. Qualidade do biofertilizante para o uso previsto	e) Qualidade do biofertilizante		0	
		f) Pós-tratamento do biofertilizante		0	
		g) Variação da qualidade		0	
		h) Distância da "usina" - Usuários do biofertilizante		0	
Pontuação média: Cadeia do produto					-1.3
Pontuação média: Critério técnico-operacional					-0.3
	2. Critério ambiental (AMB)				
	2.1. Uso de substâncias NR	a) Na coleta e transporte		0	
		b) Na construção e operação da "usina"		0	
		c) no transporte/distribuição/utilização		0	
Pontuação média: Uso de NR	Pontuação média: Uso de NR				0
	2.2. Uso de compostos químicos	d) na coleta e transporte		0	

		e) na construção e operação		0	
		f) Transporte/distribuição/utilização		0	
Pontuação média:	Uso de químicos				0
	2.3. Degradação e destruição da natureza	g) Degradação e destruição da natureza	-10		
Pontuação média:	degradação da natureza				-10
Pontuação média:	Critério ambiental				-3.3
	3. Critério econômico-financeiro (ECF)	a) Situação do financiamento do projeto		0	
		b) Situação do mercado		0	
		c) Análise de custo benefício		Na	
		d) Valor líquido presente (NPV)		Na	
Pontuação média:	Econômico financeiro				0
	4. Critério sociocultural (SCU)				
	4.1. Aceitação do projeto	a) Manejo do substrato			
		b) Tecnologia de DA	-10		
		c) Produtos de DA (biogás e biofertilizante)			0
Pontuação média:	Aceitação				0
	4.2. Vontade de mudar comportamentos				
		d) Separação de resíduos na fonte		0	
		e) Biogás para cocção/outros propósitos previstos		0	10
		f) Digestato como fertilizante		0	
Pontuação média:	Mudança de comportamento				10
	4.3. Condições para aumentar capacidades das pessoas				
		g) Geração de emprego			Na
		h) Garantia de salários justos			Na
		i) Segurança no trabalho		0	
		j) Redução de pobreza			Na
		l) Distribuição de custos e benefícios (ambientais, sociais e econômicos)			Na
Pontuação média:	Incremento das capacidades humanas				0

Pontuação média: Critério sociocultural					3.3
	5. Critério institucional (INS)				
	5.1. Capacidade institucional	a) projetar, fornecer materiais, construir e operar a planta		0	
		b) para formação e treinamento		0	
		c) para monitoramento e solucionar problemas		0	
		d) Espaço físico para educação, treinamento e workshop			10
Pontuação média: Capacidade institucional					2.5
	5.2. Cooperação dos <i>stakeholders</i>	e) Cooperação ao longo da cadeia de DA			10
		f) Clareza de responsabilidades (papeis)			0
		g) Possibilidades para motivar <i>stakeholders</i>			10
Pontuação média: Cooperação de <i>stakeholders</i>					6.7
Pontuação média: Critério institucional					4.6
	6. Critério políticas e aspetos legais (POL)				
	6.1. Políticas de DA	a) Políticas atuais		10	
		b) Legislação atual, padrões e regulamentos		0	
		c) atuais práticas de aplicação das leis		0	
		d) Perspectivas de estabelecimento de leis/ políticas favoráveis		0	
		e) Perspectiva de promulgação de legislação de suporte, normas e regulamentos relevantes para AD.		0	
Pontuação média: Políticas e aspetos legais					2

ANEXO 5

Ficha de inquérito

Objetivo: Avaliar a viabilidade do projeto de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do RU

Introdução: Está em curso um projeto de digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do Restaurante Universitário com a finalidade de produzir biogás (metano) e biofertilizante.

Você foi identificado como uma das partes importantes do projeto (*stakeholder*) e nesse sentido solicitamos a sua colaboração respondendo a seguinte questão:

Na sua opinião, para o sucesso do projeto qual é o nível de importância que você atribui a cada um dos critérios abaixo indicados? Por favor atribua a pontuação de 1 a 10 para cada um dos critérios tabelados.

Critério	Explicação	Pesos (1-10)
Técnico-operacional	Disponibilidade em qualidade e quantidade de resíduos e água Qualidade da MO Disponibilidade e acesso de água Distância/ acesso a planta de DA Disponibilidade de espaço Disponibilidade de material/acessórios Desempenho Flexibilidade e robustez Qualidade do biogás Qualidade do digestato	
Ambiental	Durante a recolha e transporte Durante a construção e operação Na distribuição e utilização Durante a recolha e transporte Durante a construção e operação Na distribuição e utilização Durante a recolha e transporte Durante a construção e operação Na distribuição e utilização	
Econômico-financeiro	Custo do investimento, operação e manutenção Receitas de biogás e digestato Poupança/economia Perfil do cliente-alvo Demanda e concorrência Fontes e condições	

Sociocultural	Separação de resíduos Uso de biogás e do digestato Geração de emprego Salários justos Segurança no trabalho Iguais oportunidade de inclusão Redução da pobreza Distribuição de custos e benefícios Substrato Tecnologia de DA Produtos de DA	
Institucional	Cooperação dentro da cadeia de DA Clareza das responsabilidades Possibilidades de motivar Design, fornecimento de materiais, construção e operação Formação e treinamento Monitoramento e solução de problemas	
Políticas e aspetos legais	Na atualidade No futuro Práticas na aplicação da lei	

Muito obrigado pela colaboração

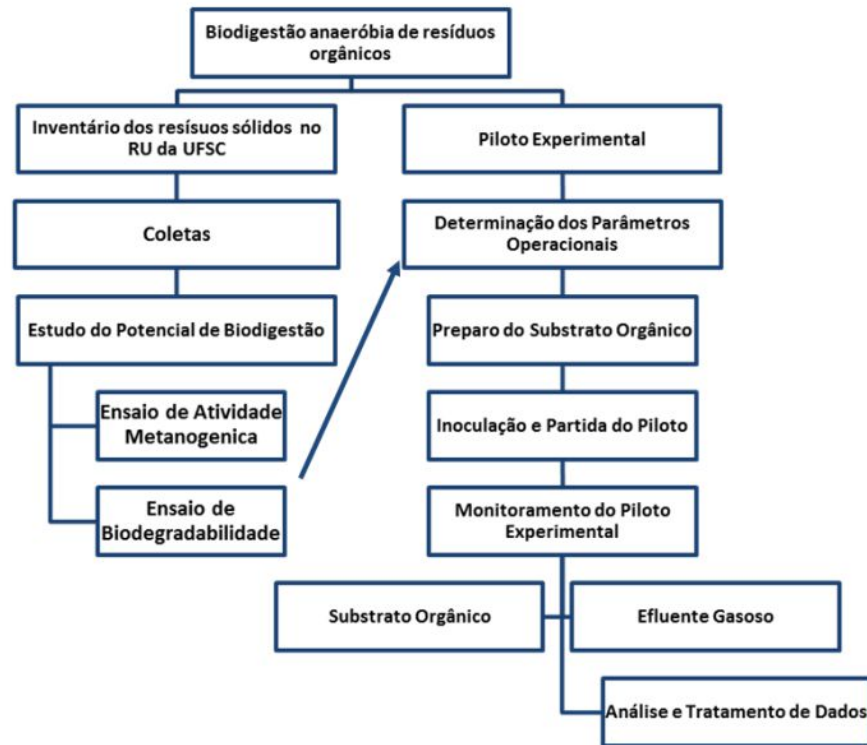
Atenciosamente

Alfiado Victorino

Brasília, 09 de agosto de 2017

ANEXO 6

Fluxograma da metodologia



Descrição simplificada do protocolo

- 1) Determinação da concentração de sólidos voláteis na amostra;
- 2) Introdução do volume pré-estabelecido de inóculo, de acordo com a concentração de STV desejada, a ser acrescido em no biodigestor;
- 3) Adicionar as soluções nutritivas
- 4) Purga do oxigênio por algum tempo com introdução de N₂ no interior do biodigestor;
- 5) Monitoramento e arquivamento dos dados

Fonte: Adaptado de MALINOWSKY (2016: p.51-52)