



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ESTELA PANDOLFI PINTO
LYNDA BARBARA DALMAZIO SELVATICI

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E
DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

VITÓRIA
2019

ESTELA PANDOLFI PINTO
LYNDA BARBARA DALMAZIO SELVATICI

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DOS PROCESSOS DE COMPOSTAGEM E
DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção de título de Bacharela em Engenharia Ambiental.

Orientador: Dr. Ricardo Franci.

Coorientador: Thais Ayres Rebello.

VITÓRIA
2019

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Deus por ter guiado nossos passos, nos fortalecendo e amparando a cada dificuldade, e aos nossos anjos da guarda por zelarem por nós em todos os instantes.

Aos nossos pais Deusdete e Jailton, e Gilvandra, Sebastião e Andressa, por viverem nossos sonhos conosco e, por muitas vezes, abrirem mãos dos seus para que alcançássemos nossos objetivos.

Aos nossos irmãos Larissa, e Ian e Lara, por cada sorriso e abraço compartilhado, nos bons e maus momentos.

Aos nossos familiares, pelo amor incondicional, pelas orações e palavras de sabedoria.

Aos nossos amigos, pelos conselhos e colo quando precisávamos, e por vibrarem a cada conquista nossa como se fossem suas.

À Guilherme e João Vitor, pelo companheirismo, carinho, compreensão e apoio desde o início tornando essa jornada menos árdua.

Aos nossos colegas de aula, que agora se tornam colegas de profissão, pelo auxílio na realização desse trabalho e no nosso processo de formação profissional.

Dedicamos essa vitória também aos nossos mestres, em especial a Thais Rebello e ao Ricardo Franci, pelas orientações e direcionamento ao longo de toda jornada. Agrademos a Edumar Coelho e Regiane Roque por gentilmente se disporem a fazer parte da nossa história.

Sem vocês nada disso seria possível! Obrigada.

RESUMO

SELVATICI, L. B. D.; PINTO, E. P. **Análise do ciclo de vida dos processos de compostagem e digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.** Projeto de Graduação – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 115 p. 2019.

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está crescendo de forma acentuada, e a destinação inadequada acarreta problemas socioambientais e econômicos diversos na sociedade, principalmente aqueles relacionados à saúde pública, à poluição hídrica e atmosférica. Além disso, nota-se que o presente modelo de tratamento e disposição final dos RSU não supre as necessidades do ritmo de produção atual e futuro e gera desperdício de recursos naturais. Cerca de 51,4 % dos RSU compreendem resíduos sólidos orgânicos (RSO). O presente projeto tem por motivação evidenciar alternativas de tratamento de RSO como forma de reduzir o volume de RSU que recebe destinação inadequada, e como forma de manutenção de solos agrícolas a partir da recuperação de nutrientes do RSO. Para isso, foram avaliados os impactos ambientais de duas alternativas de tratamento de RSO: a compostagem e a digestão anaeróbia; utilizando o método de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com o *software* OpenLCA 1.10 e o banco de dados Ecoinvent 3.5. De forma a fazer uma abordagem representativa da realidade encontrada nos municípios brasileiros, julgou-se necessária à comparação entre dois cenários: o primeiro sendo um município de 20 mil habitantes (Cenário 1), visto que é a população de grande parte dos municípios brasileiros, e o segundo um município de 50 mil habitantes (Cenário 2), visto que no Brasil é comum que ocorra a gestão compartilhada de resíduos sólidos urbanos entre municípios vizinhos. Sendo o critério de avaliação do melhor tipo de tratamento de RSO os impactos ambientais gerados nos processos, os resultados mostraram que, dentre as alternativas, a compostagem é mais eficiente em ambos os cenários analisados. Vale ressaltar que para tal análise não foram considerados os impactos referentes à construção e a manutenção dos sistemas.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Compostagem, Digestão Anaeróbia, Resíduos Sólidos Orgânicos, Destinação Final.

ABSTRACT

Urban solid waste generation (USW) is increasing rapidly, and improper disposal leads to various socio, environmental and economic problems in society, especially related to public health, water and air pollution. In addition, it is noted that the present MSW treatment and disposal model does not meet the needs of the current and future production pace, generating waste of natural resources. Around 51.4% of SWG is constituted of organic solid waste (OSW). The present project aims to highlight alternatives to treatment of OSW striving to reduce USW volume that receives inadequate destination, and as a way to maintain agricultural soils from OSW nutrient recovery. For this, the environmental impacts of two alternatives for treatment of OSW were evaluated: composting and anaerobic digestion; using the Life Cycle Assessment (LCA) method with OpenLCA 1.10 software and Ecoinvent 3.5 database. In order to make a representative approach to Brazilian reality, it was necessary to compare two scenarios: 1- A municipality of 20 thousand inhabitants (Scenario 1), since it represents the population of most Brazilian municipalities, and, 2-A municipality of 50 thousand inhabitants (Scenario 2), due to common use of shared waste management facilities between cities. As the criterion for assessing the best type of treatment of OSW the environmental impacts generated in the processes, the results showed that composting is more efficient in both scenarios analyzed. It is noteworthy that for such analysis the impacts related to the construction and maintenance of the systems were not considered.

Palavras-chave: Life Cycle Assessment, Composting, Anaerobic Digestion, Organic Solid Waste, Final Destination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Geração de RSU no Brasil.....	21
Figura 2 - Índice de cobertura de coleta de RSU no Brasil.	22
Figura 3 - Panorama da disposição final de RSU no Brasil no ano de 2017.....	23
Figura 4 - Esquema representativo da hierarquia dos resíduos aplicada aos resíduos orgânicos.....	24
Figura 5 - Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.	34
Figura 6 - Exemplificação da ACV pela abordagem de multiprodutos.	36
Figura 7 - Gerenciamento do RSU e delimitação dos processos participantes da ACV.	44
Figura 8 - Etapas do processo de compostagem, <i>inputs</i> e <i>outputs</i> considerados na análise do ciclo de vida (ACV).....	46
Figura 9 - Etapas do processo de digestão anaeróbia (DA), <i>inputs</i> e <i>outputs</i> considerados na análise do ciclo de vida (ACV).	47
Figura 10 - Esquema representativo da unidade de compostagem.	53
Figura 11 - Esquema representativo da unidade de digestão anaeróbia.	64
Figura 12 - Impacto de mudanças climáticas dos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	84
Figura 13 - Impacto de depleção de combustíveis fósseis dos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.	86
Figura 14 - Impacto de toxicidade humana nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.	88
Figura 15 - Impacto de ecotoxicidade aquática nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	91
Figura 16 - Impacto de ecotoxicidade marinha nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	91
Figura 17 - Impacto de ecotoxicidade terrestre nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	92
Figura 18 - Impacto de eutrofização aquática (água doce) nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.	94
Figura 19 - Impacto de eutrofização marinha nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	96

Figura 20 - Impacto de acidificação terrestre nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.....	97
--	----

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação de Resíduos Sólidos quanto à sua periculosidade.....	19
Quadro 2 - Classificação de Resíduos Sólidos quanto à sua origem.....	20
Quadro 3 - Parâmetros que influenciam na eficiência do processo de compostagem.....	26
Quadro 4 - Tecnologias de compostagem.	27
Quadro 5 - Parâmetros que influenciam na eficiência do processo de digestão anaeróbia.	30
Quadro 6 - Tecnologias de reatores anaeróbios.	31
Quadro 7 - Normas das séries ISO 14.040 (2006) e ISO 14.044 (2006).....	33
Quadro 8 - Softwares de Avaliação do ciclo de vida.	40
Quadro 9 - Emissões e nutrientes gerados no processo de compostagem.	69
Quadro 10 - Emissões e nutrientes gerados no processo de digestão anaeróbia. ...	70
Quadro 11 - Especificações do maquinário utilizado no processo de compostagem.....	72
Quadro 12 - Especificações do maquinário utilizado no processo de digestão anaeróbia.	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros adotados para o dimensionamento do pátio de compostagem.	57
Tabela 2 - Parâmetros adotados para o dimensionamento do digestor anaeróbio. ..	67
Tabela 3 - Estimativa de produção diária para populações nos cenários 1 e 2.	75
Tabela 4 - Resultados do dimensionamento do pátio de compostagem para os cenários 1 e 2.	75
Tabela 5 - Resultados do dimensionamento do digestor anaeróbio para os cenários 1 e 2.	76
Tabela 6 - Resultados das emissões e nutrientes gerados no processo de compostagem.	77
Tabela 7 - Resultados das emissões e nutrientes gerados no processo de digestão anaeróbia.	78
Tabela 8 - Provedores usados nos processos de compostagem e digestão anaeróbia para tratamento de RSO.	79
Tabela 9 - Dados de entrada e saída dos cenários 1 e 2 do processo de compostagem por kg de RSO.	80
Tabela 10 - Diferença entre os nutrientes produzidos na compostagem e na digestão anaeróbia.	81
Tabela 11 - Fertilizantes adicionados como fluxos comparativos no sistema de digestão anaeróbia.	82
Tabela 12 - Dados de entrada e saída dos cenários 1 e 2 do processo de digestão anaeróbia por kg de RSO.	82
Tabela 13 - Resultados da ACV dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia nos dois cenários analisados.	83

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

AICV - Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

C1 - Compostagem no Cenário 1

C2 - Compostagem no Cenário 2

DA - Digestão Anaeróbia

DA1 - Digestão Anaeróbia no Cenário 1

DA2 - Digestão Anaeróbia no Cenário 2

ISO - International Organization for Standardization – Organização Internacional de Normatização

LCA - Life Cycle Assessment – Avaliação do Ciclo de Vida

LCI - Life cycle Inventory – Inventário De Ciclo De Vida

LCIA - Life Cycle Inventory Analysis – Avaliação De Impacto Do Ciclo De Vida

RS - Resíduos Sólidos

RSO - Resíduos Sólidos Orgânicos

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	15
2.1. OBJETIVO GERAL	15
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3. QUESTÕES DE PESQUISA.....	16
4. ESTRUTURA DO TRABALHO	17
5. REVISÃO DA LITERATURA.....	18
5.1. RESÍDUOS SÓLIDOS.....	18
5.2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	20
5.3. RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.....	23
5.3.1. Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos.....	23
5.3.2. Alternativas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos orgânicos	25
5.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV): ABORDAGEM CONCEITUAL E METODOLÓGICA.....	31
5.4.1. Normatização.....	32
5.4.2. Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.....	33
5.4.3. Definição do objetivo e escopo.....	34
5.4.4. Inventário do Ciclo de Vida	36
5.4.5. Avaliação dos impactos do Ciclo de Vida	38
5.4.6. Interpretação dos resultados	39
5.5. SOFTWARES E BANCO DE DADOS DISPONÍVEIS PARA ACV	39
5.5.1. Ecoinvent.....	40
5.5.2. OpenLCA.....	40
6. METODOLOGIA	42

6.1. MODELAGEM FÍSICA DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	42
6.2. ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE RSO.....	47
6.3. DIMENSIONAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO.....	48
6.3.1. Dimensionamento de um Pátio de Compostagem.....	48
6.3.2. Dimensionamento de um Digestor Anaeróbio	57
6.4. ESTIMATIVA DE EMISSÕES E PRODUTOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO.....	68
6.4.1. Compostagem	68
6.4.2. Digestão Anaeróbia	69
6.5. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	70
6.5.1. Definição do objetivo e escopo.....	70
6.5.2. Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	71
6.5.3. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).....	73
6.5.4. Interpretação dos resultados	74
6.5.5. Ferramenta computacional utilizada	74
7. RESULTADOS	75
7.1. ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE RSO.....	75
7.2. DIMENSIONAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO.....	75
7.2.1. Pátio de Compostagem	75
7.2.2. Digestor Anaeróbio	76
7.3. ESTIMATIVA DE EMISSÕES E PRODUTOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO.....	77
7.3.1. Compostagem	77
7.3.2. Digestão Anaeróbia	77
7.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV).....	78
7.4.1. Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	78
7.4.2. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).....	83

8. CONCLUSÃO.....	99
8.1. SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS	100
9. REFERÊNCIAS	101

1. INTRODUÇÃO

A disposição inadequada de resíduos sólidos tem acarretado diversos problemas socioambientais e econômicos na sociedade, principalmente aqueles relacionados à saúde pública, aos recursos hídricos e a poluição atmosférica (SANTOS FILHO *et al.*, 2017). O cenário torna-se mais preocupante quando a produção de resíduos vem crescendo de forma acentuada, sobretudo em países em desenvolvimento, devido ao aumento do consumo e pela falta de políticas de saneamento básico e de processamento de resíduos (HERBETS *et al.*, 2005).

Em 2017 o Brasil gerou 78,4 milhões de toneladas de resíduo sólido, dentre os quais 29 milhões de toneladas foram despejadas em lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2017). De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (MMA, 2012), os resíduos orgânicos correspondem a 51,4% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados no Brasil. Esses dados indicam que uma gama de elementos, principalmente fósforo e nitrogênio, não voltam aos seus ciclos naturais e não sofrem a manutenção necessária do meio ambiente.

Neste contexto, observa-se que o presente modelo de tratamento desses resíduos não supre as necessidades do ritmo de produção atual e futuro, além de causar danos ambientais e desperdício de fontes de recursos. Nos últimos anos uma atenção considerável tem sido direcionada para a reciclagem de RSO como uma alternativa aos fertilizantes químicos e para promover o descarte ambientalmente saudável dos resíduos (NAFEZ *et.al*, 2015)

Este trabalho avalia duas alternativas para destinação final ambientalmente adequada de RSO: compostagem e a digestão anaeróbia (DA). Tais tecnologias de tratamento de RSO promovem benefícios tanto no âmbito de amenizar os impactos ambientais como no âmbito de servir como uma fonte de recursos (nutrientes). O uso pretendido empregado na análise será como fertilizante agrícola.

De forma a fazer uma abordagem representativa da realidade encontrada nos municípios brasileiros, julgou-se necessária à comparação entre dois cenários. O primeiro como sendo um município de 20 mil habitantes (Cenário 1), visto que é a população de grande parte dos municípios brasileiros. Já o segundo, considerou-se

um município de 50 mil habitantes (Cenário 2), pois no Brasil é comum que ocorra a gestão compartilhada de resíduos sólidos urbanos entre municípios vizinhos.

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto ambiental de duas alternativas de destinação final de resíduos sólidos orgânicos (RSO), compostagem e digestão anaeróbia, e realizar uma análise ambiental comparativa utilizando a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida.

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Dimensionar sistemas de compostagem e digestão anaeróbia para municípios de 20.000 (Cenário 1) e 50.000 habitantes (Cenário 2);
- Criar e analisar o inventário do ciclo de vida dos processos de compostagem e digestão anaeróbia de RSO para ambos os cenários;
- Identificar e discutir os processos mais impactantes da ACV da compostagem e digestão anaeróbia de RSO para ambos os cenários, considerando o potencial nutricional dos produtos dos sistemas para utilização na agricultura.

3. QUESTÕES DE PESQUISA

Esta pesquisa busca responder qual dos sistemas de destinação final de RSO testados (compostagem e digestão anaeróbia) oferece menor impacto ambiental pelo método da ACV considerando os cenários de 20.000 habitantes e 50.000 habitantes. Ressalta-se que a análise considerou o aporte de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) presente nos produtos de cada sistema. Outra questão ligada à pesquisa é qual sistema causa maior poluição a partir dos processos que envolvem o funcionamento das unidades de tratamento dimensionadas.

4. ESTRUTURA DO TRABALHO

A sessão 1 apresentou a introdução ao trabalho com uma breve síntese do foco da pesquisa, como forma de embasar a relevância de tal abordagem no gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos. A sessão 2 expôs o objetivo geral da pesquisa bem como os objetivos específicos. Na sessão 3 foram descritas as questões de pesquisa que buscaram ser respondidas a partir da aplicação da metodologia proposta. Já na sessão 4 foi apresentada a estrutura do presente trabalho com os itens a serem abordados ao decorrer do mesmo.

A quinta sessão apresentou a revisão da literatura sobre os resíduos sólidos, os resíduos sólidos urbanos no Brasil e por fim sobre os resíduos sólidos orgânicos, com foco no gerenciamento desses resíduos e nas alternativas de tratamento e disposição final. Ainda nessa sessão, foi feita uma revisão bibliográfica sobre a avaliação do ciclo de vida citando a normatização da metodologia e o passo a passo para aplicação da metodologia da ACV. Nessa sessão também foram apresentados os *softwares* e bancos de dados disponíveis para a ACV, evidenciando o OpenLCA, que foi o *software* utilizado para processamento dos dados obtidos, e o Ecoinvent, que é a base de dados utilizada.

A metodologia do trabalho com a modelagem física do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, a estimativa de produção de RSO, o dimensionamento dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia para 20.000 habitantes (Cenário 1) e 50.000 habitantes (Cenário 2), a forma como foi efetuada a coleta de dados, qual banco de dados e ferramenta computacional foram utilizados e o método de análise de impacto foram apresentados na sessão 6.

A sessão 7 trouxe os resultados das estimativas de produção de RSO e de emissões e produtos dos sistemas, do dimensionamento dos sistemas, bem como da análise e interpretação dos impactos obtidos para cada um dos cenários utilizados. E, por fim, na sessão 8 foi realizada a conclusão do estudo e a sugestão para estudos futuros.

5. REVISÃO DA LITERATURA

5.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

O artigo 3º, inciso XVI, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010) define resíduos sólidos como:

(...) material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com sua natureza física, grau de biodegradabilidade, reciclabilidade, origem e riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública para fins de gerenciamento (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010; ZANTA *et al.*, 2006).

De acordo com a NBR ISO 10004:2004 a classificação de resíduos sólidos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. Para efeitos desta norma os resíduos sólidos são classificados quanto à periculosidade em dois grupos: perigosos (classe I) e não perigosos (classe II), sendo este último grupo subdividido em não inerte (II A) e inerte (II B). Tais classificações estão apresentadas no **Quadro 1**.

Quadro 1 - Classificação de Resíduos Sólidos quanto à sua periculosidade.

Classificação de Resíduos		Características	Descrição
Resíduos de Classe I Perigosos		Inflamabilidade	Resíduos que podem ser líquidos e ter ponto de fulgor inferior a 60°C, produzir fogo por fricção, absorção de umidade ou por alterações químicas espontâneas, ser uma substância que pode estimular a combustão e aumentar a intensidade do fogo em outro material ou ser um gás comprimido inflamável.
		Corrosividade	Resíduos aquosos ou líquidos que apresentam pH inferior ou igual a 2, ou, superior ou igual a 12,5 ou produzam um líquido capaz de corroer o aço.
		Reatividade	Resíduos instáveis que reagem de forma violenta e imediata com água, podendo ou não gerar misturas explosivas. Podem gerar gases, vapores e fumos tóxicos em quantidades suficientes para provocar danos à saúde pública ou ao meio ambiente
		Toxicidade	Resíduos que contém qualquer um dos contaminantes em concentrações superiores aos valores constantes no anexo F ou possuir uma ou mais substâncias constantes no anexo C e apresentar toxicidade
		Patogenicidade	Resíduos que contém ou suspeitam de conter, microorganismos patogênicos, proteínas virais, ácido desoxirribonucléico (ADN) ou ácido ribonucléico (ARN) recombinantes, organismos geneticamente modificados, plasmídios, cloroplastos, mitocôndrias ou toxinas capazes de produzir doenças em homens, animais ou vegetais.
Resíduos de Classe II Não perigosos	II A	Não inertes	Não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
	II B	Inertes	Resíduos que, quando amostrados segundo a ABNT NBR 10007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água.

Fonte: Adaptado de NBR 10004:2004

O artigo 13º, inciso I, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL,2010) classifica os resíduos sólidos em 11 (onze) categorias de acordo com sua origem, apresentadas no **Quadro 2**.

Quadro 2 - Classificação de Resíduos Sólidos quanto à sua origem.

Classificação de Resíduo	Características
Resíduos Domiciliares	Originários de atividades domésticas em residências urbanas
Resíduos de Limpeza Urbana	Originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana
Resíduos Sólidos Urbanos	Resíduos domiciliares e de limpeza urbana
Resíduos de Estabelecimentos Comerciais e Prestadores de Serviços	Incluem os resíduos de limpeza urbana, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil e resíduos de serviços de transportes
Resíduos dos Serviços Públicos de Saneamento Básico	Resíduos gerados nessas atividades de serviço de saneamento básico
Resíduos Industriais	Resíduos gerados nos processos produtivos e instalações industriais
Resíduos de Serviços de Saúde	Resíduos gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS
Resíduos da Construção Civil	Resíduos gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis
Resíduos Agrossilvopastoris	Resíduos gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
Resíduos de Serviços de Transportes	Originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira
Resíduos de Mineração	Resíduos gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios

Fonte: Adaptado de BRASIL (2010).

5.2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O artigo 13º, inciso I, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010) estabelece como resíduos sólidos urbanos os resíduos de origem domiciliar, de atividades domésticas em residências urbanas, de limpeza urbana originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, e demais serviços de limpeza urbana.

Os resíduos sólidos urbanos são geralmente compostos por materiais putrescíveis (resíduos alimentares, resíduos de jardinagem e varrição e demais materiais que

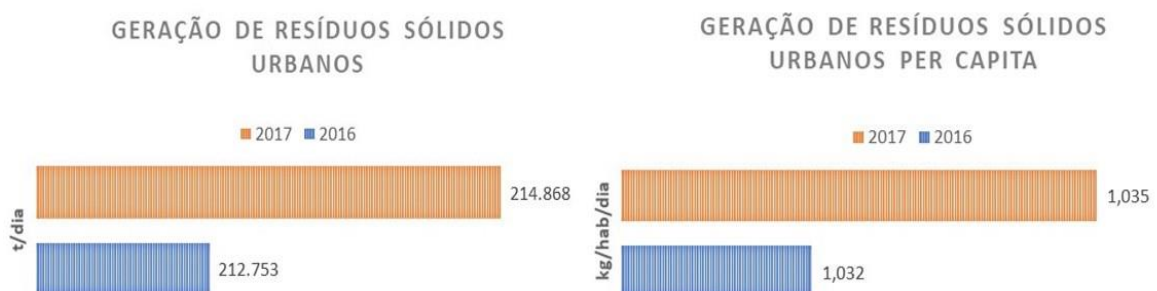
apodrecem rapidamente), papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros (entulhos, espumas, solos, couro, borrachas, cinzas, tecidos, óleos, graxas, resíduos industriais não perigosos, etc.) (BOSCOV, 2008).

De acordo com Soares (2011), as características e o volume de geração dos resíduos sólidos urbanos variam em função de diversos fatores, como o porte da região, as atividades empregatícias, os hábitos da população, o clima e o nível educacional. Além disso, de acordo com IPEA (2012), dentre os resíduos coletados nos centros urbanos, 51,4% são resíduos orgânicos, 31,9% são passíveis de reciclagem e somente 16,7% são considerados rejeitos.

Desde 2003, a ABRELPE (Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) divulga o Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil, que reúne dados e informações sobre a geração, coleta e destinação de resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2017). As informações apresentadas no documento auxiliam na tomada de decisões para garantir a universalização da coleta de resíduos sólidos urbanos e assegurar que os resíduos sejam encaminhados para tratamento ou disposição final adequada.

Além disso, de acordo com o Panorama da ABRELPE de 2017, o país gerou 78,4 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, indicando um aumento de cerca de 1% com relação ao ano de 2016 (**Figura 1**). Nessa perspectiva, a geração de RSU per capita apresentou ligeira alteração indicando um aumento em cerca de 0,48%.

Figura 1 - Geração de RSU no Brasil.

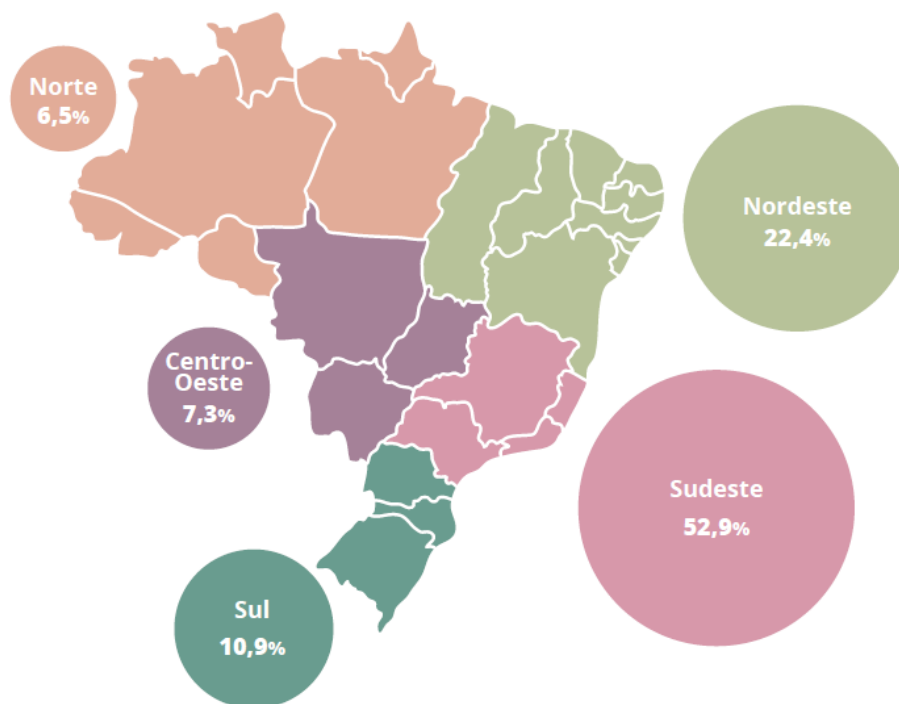


Fonte: Adaptado de ABRELPE, 2017.

O Panorama da ABRELPE registrou um índice de cobertura da coleta de 91,2% para o país, o que indica um montante coletado de 71,6 milhões de toneladas e 6,9 milhões de toneladas de resíduos não coletados e, conseqüentemente, destinados de maneira imprópria em terrenos baldios, corpos d'água, queimados ou enterrados.

Com relação à quantidade de RSU coletados em 2017, a região Sudeste apresentou cerca de 53% do total de resíduos coletados no país no ano de 2017, ao passo que a região norte obteve o menor percentual (6,5%) de cobertura dos serviços de coleta do país (**Figura 2**). Essa diferença de percentual se dá devido à ineficiência dos serviços públicos de coleta e ao déficit de cobertura à população de baixa renda, o que enfatiza as desigualdades sanitárias de uma significativa parcela da população.

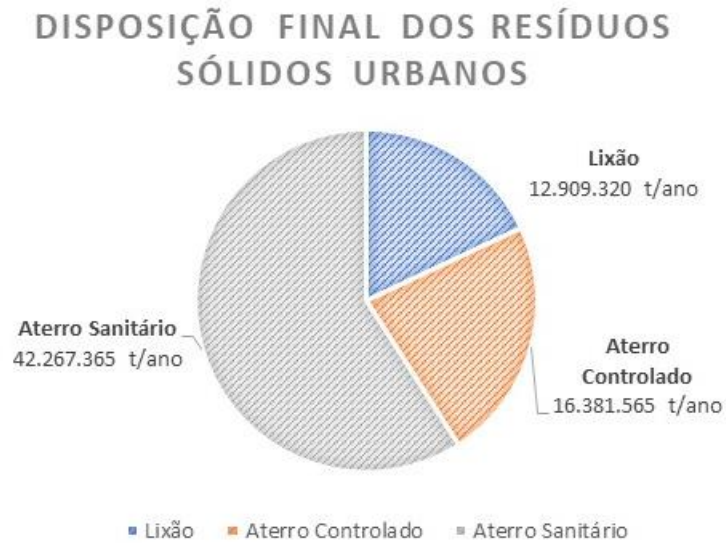
Figura 2 - Índice de cobertura de coleta de RSU no Brasil.



Fonte: ABRELPE, 2017 (p. 16)

Dentre os resíduos sólidos urbanos coletados, cerca de 42,3 milhões de toneladas (59,1%) foram dispostos em aterros sanitários no ano de 2017, o restante (40,9%) foram despejados em locais inadequados (aterros controlados e lixões), totalizando mais 29 milhões de toneladas (**Figura 3**) (ABRELPE, 2017). Destaca-se que o aterro controlado se diferencia do lixão apenas por possuir a cobertura diária dos resíduos com terra e o controle de entrada e saída de pessoas (IPT, 2000).

Figura 3 - Panorama da disposição final de RSU no Brasil no ano de 2017.



Fonte: Adaptado de ABRELPE, 2017.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos não considera adequada a disposição final de resíduos em lixões e aterros controlados, visto que ambos se caracterizam pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou a saúde pública (BRASIL, 2010).

5.3. RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Os resíduos sólidos orgânicos ou resíduos biodegradáveis possuem origem animal ou vegetal e compreendem cerca de 51,4% dos resíduos sólidos urbanos e rurais, além dos resíduos provenientes de sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de resíduos industriais (CASSINI *et al.*, 2003; IPEA, 2012). Os resíduos orgânicos podem entrar em decomposição com ou sem a presença de oxigênio (digestão aeróbia ou anaeróbia), sendo grandes fontes de gases e líquidos poluentes, de maus odores e propagadores de vetores (ANGELO, 2014).

5.3.1. Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos

O gerenciamento de resíduos engloba as etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação e disposição final dos resíduos ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). Cabe salientar que desde o momento de geração, os resíduos necessitam de receber o tratamento correto para evitar que se tornem causadores de impactos ambientais (MERSONI e REICHERT, 2017).

Visando definir um instrumento norteador para o gerenciamento adequado de resíduos, a hierarquia dos resíduos, definida no Artigo 4º da Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, apresenta-se como um modelo de prioridades para tratamento dos resíduos, objetivando minimizar os impactos ambientais relacionados ao não tratamento ou disposição inadequada dos resíduos (ANGELO, 2014). O artigo 9º da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) também estabelece que a hierarquia é uma diretriz aplicável na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

A hierarquia propõe que a tomada de decisão quanto ao gerenciamento dos resíduos siga a seguinte ordem: 1) Prevenção/não geração e redução; 2) Reutilização; 3) Reciclagem; 4) Outros tipos de valorização/tratamento dos resíduos sólidos e; 5) Disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A hierarquia dos resíduos ao ser aplicada no gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos traz as principais alternativas de tratamento (**Figura 4**), considerando o cenário de não geração do resíduo, assim como sua a redução de geração, a reciclagem através dos processos controlados de digestão anaeróbia e compostagem, a recuperação energética com incineração e a disposição final do rejeito, após tratamento, em aterro sanitário.

Figura 4 - Esquema representativo da hierarquia dos resíduos aplicada aos resíduos orgânicos.



Fonte: Adaptado de ANGELO, 2014.

Outra ferramenta que tem se mostrado eficaz no auxílio de tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos é a aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Segundo MERSONI & REICHERT, 2017, a ACV tem se mostrado uma das ferramentas mais eficientes para se avaliar os impactos ambientais gerados em todas as etapas do gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos pois fundamenta-se em conhecer a situação atual de geração de resíduos, bem como avaliar as possíveis rotas para o material, as tecnologias disponíveis e os aspectos ambientais.

5.3.2. Alternativas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos orgânicos

5.3.2.1. Compostagem

A compostagem é definida como um processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose, temperatura e umidade. A compostagem possui duas etapas distintas: uma de degradação ativa e a outra de maturação, gerando um produto estável denominado composto ou adubo orgânico (ABNT, 1996; DE BERTOLDI *et al.*, 1983).

As fases da compostagem são definidas através dos intervalos de temperatura em: termófila, mesófila e de maturação. Na fase termófila, as temperaturas variam entre 45 e 65°C e ocorre intensa atividade microbiológica com elevado consumo de oxigênio. Essa fase de fitotoxicidade ou de composto cru ou imaturo é rápida e nela há o desenvolvimento de diversos ácidos minerais e orgânicos (BARREIRA, 2005; KIEHL, 2004). Na mesófila, fase de semi-cura ou bioestabilização, a temperatura permanece entre 20 e 45°C e ocorre a humificação, acompanhada da maturação de determinados componentes da matéria orgânica (MASSUKADO, 2008; KIEHL, 2004).

O último estágio da degradação do material compostável, é caracterizado pela diminuição da temperatura até se aproximar da temperatura ambiente e da baixa necessidade de oxigênio, o que torna a atividade biológica mais lenta (PESSIN *et al.*, 2006). Na maturação o composto, agora denominado maturado, já apresenta propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas desejáveis

para aplicação no solo (PAIVA, 2016). Entretanto, há resistências quanto à utilização do maturado na agricultura se este for produzido a partir da decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos sem separação na origem. Isso ocorre porque o mesmo pode conter alguns contaminantes para o meio ambiente, como: metais pesados, substâncias tóxicas e/ou patogênicas além do baixo valor de nutrientes (MAHLER *et al.*, 2012).

Para que o ciclo de compostagem esteja completo, são necessários aproximadamente 90 a 120 dias, resultando em um composto que tem um potencial fertilizante para uso em solos (MASSUKADO, 2008).

Apesar de ser considerado um método de tratamento, a compostagem também pode ser encarada como um processo de destinação do material orgânico presente no resíduo sólido urbano, possibilitando assim a redução dos resíduos dispostos inadequadamente em aterros sanitários (BRITO FILHO, 2005). Entretanto, para que o processo da compostagem seja eficiente é necessário que haja separação dos resíduos na sua origem, evitando assim contaminação do composto, além de um adequado monitoramento dos parâmetros de controle apresentados no **Quadro 3**.

Quadro 3 - Parâmetros que influenciam na eficiência do processo de compostagem.

Parâmetros	Descrição	Referências
Temperatura	Deve-se manter entre 55 °C e 65 °C, permitindo a máxima intensidade de atividade microbológica.	FERNANDES & DA SILVA, 1999
Oxigenação	Tende a evitar elevados valores de temperatura, além de aumentar a velocidade de oxidação da matéria orgânica e diminuir a emanção de odores	PEREIRA NETO, 1989
Umidade	Recomenda-se um teor ideal de umidade que deve variar de 50% a 70%, que possibilita o desenvolvimento máximo dos microrganismos	FRITSCH, 2006
Relação C/N	Recomenda-se que a relação seja entre 26/1 e 35/1, favorecendo para uma compostagem rápida e eficiente	KIEHL, 2004
Tamanho das partículas	As dimensões ideais das partículas para montar uma leira devem estar compreendidas entre 2,5 cm e 7,5 cm	PESSIN <i>et al.</i> 2006
pH	Para a maioria das bactérias, a faixa ótima de pH fica entre 6,0 e 7,5, já para os fungos, situa-se na faixa de 5,5 a 8,0. De modo geral, durante a compostagem, o pH tende a ficar na faixa alcalina, variando de 7,5 a 9,0.	FRITSCH, 2006

Fonte: Elaborado pelas autoras.

A compostagem é normalmente realizada em pátios nos quais o material é disposto em montes de forma cônica, conhecidos como pilhas de compostagem, ou montes de forma prismática com seção similar à triangular, denominados leiras de compostagem (BIDONE & POVINELLI, 1999). Para a determinação da tecnologia a ser utilizada, é necessário avaliar critérios técnicos e econômicos (LIMA JUNIOR, 2015).

Com relação à compostagem em grande escala e centralizada, os métodos convencionais podem ser divididos em: leiras revolvidas ou sistema *windrow*, leiras estáticas aeradas ou *static piles*, e sistema fechado ou acelerado, conforme aponta o **Quadro 4**.

Quadro 4 - Tecnologias de compostagem.

Tecnologias de compostagem	Características
Leiras revolvidas ou sistema <i>windrow</i>	Realizada em grandes pilhas ou leiras revolvidas periodicamente. A aeração do sistema é realizada por meio de revolvimento, manual ou mecânico e pode ser realizado a céu aberto, porém exige maior controle para evitar odores e emissões gasosas.
Leiras estáticas aeradas ou <i>static piles</i>	A mistura é colocada sobre tubulação perfurada que injeta ou aspira o ar na massa do composto. Neste caso não há revolvimento das leiras.
Sistema fechado ou acelerado	Os materiais são colocados dentro de sistemas fechados, que permitem o controle de todos os parâmetros do processo de compostagem.

Fonte: Adaptado de Paiva (2016)

5.3.2.2. Digestão Anaeróbia

Segundo Gomes *et al.* (2006) a digestão anaeróbia é um processo de superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos catalisados pela água, no qual um consórcio de diferentes microrganismos promove, na ausência de oxigênio molecular, a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples, como um composto instável, e o metano e dióxido de carbono, dando origem ao biogás.

A digestão anaeróbia (DA) é considerada uma alternativa de tratamento de resíduos biodegradáveis, incluindo lodo de esgoto, fração orgânica de resíduos sólidos urbanos, matéria orgânica industrial, comercial além de resíduos agrícolas. O processo ocorre em equipamentos chamados de biodigestores e tem por objetivo a valorização dos resíduos, através do possível aproveitamento dos seus subprodutos

(biogás e bio sólidos), podendo proporcionar uma fonte de energia renovável e fertilizantes para condicionar os solos (LUCENA, 2016).

O material digerido gerado na DA, após passar por processo de estabilização através da compostagem, pode ser aplicado diretamente no solo como alternativa de fertilizante agrícola orgânico. A estabilização faz-se necessária visto que o mesmo pode apresentar níveis elevados de contaminação, entretanto, esta estabilização não é completa e não elimina os microrganismos patogênicos, apenas reduz o seu risco de toxicidade (CASSINI *et al.*, 2003; REICHERT, 2005; COMISSÃO EUROPEIA, 2011).

O biogás é composto por gás metano em concentrações de 60 a 70%, dióxido de carbono em proporções de 20 a 30%, além de outros gases com elevado potencial energético (SANTOS *et al.*, 2010 *apud* REIS, 2012; CASTANON, 2002 *apud* SALOMON & LORA, 2005; COLDEBELLA, 2006 *apud* ROCHA, 2016). Diante deste contexto, o biogás vem ganhando cada vez mais relevância, passando de um simples subproduto da degradação anaeróbia para uma fonte de alternativa energética.

A eficiência da digestão anaeróbia é influenciada por diversos fatores, como a temperatura, pH, umidade, tamanho das partículas e substâncias inibidoras; bem como pela operação do digestor, carga orgânica aplicada, presença de materiais de natureza tóxica, características do resíduo a ser digerido dentre outros parâmetros, que podem favorecer o desequilíbrio dos micro-organismos envolvidos na biodegradação, e assim o rendimento e a velocidade do processo (SOUZA, 1984; FNR, 2010; CASSINI *et al.*, 2003). No geral, o processo anaeróbio pode ser desenvolvido em temperaturas mesófilas (30 a 45° C) ou termófilas (45 a 60° C).

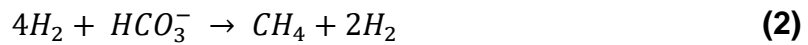
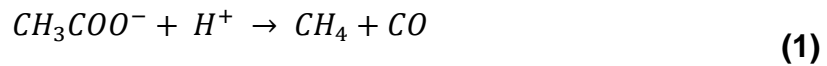
O processo de digestão anaeróbia compreende quatro estágios: 1°) Hidrólise, 2°) Acidogênese, 3°) Acetogênese e 4°) Metanogênese. Na hidrólise, as bactérias hidrolíticas convertem os compostos orgânicos complexos (lipídios, carboidratos e proteínas) em moléculas mais simples, como ácidos graxos, açúcares e aminoácidos, por meio de reações bioquímicas realizadas através da atuação de exoenzimas excretadas pelas bactérias (CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010; FARIA *et al.*, 2012).

Na fase acidogênica, os produtos da hidrólise são fermentados através do seu metabolismo fermentativo, e excretados como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (ácidos acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e hidrogênio, gerando também pequenas quantidades de ácido lático e álcoois na forma de etanol, cetonas como acetona (CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010; FARIA *et al.*, 2012).

Na terceira fase, as bactérias acetogênicas agem nos compostos gerados pela hidrólise e acidogênese, através da oxidação formando ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono que servem de substrato para as bactérias metanogênicas responsáveis pela próxima fase. Nessa fase ocorre a diminuição do pH para valores menores que 6,5, em decorrência dos ácidos e do hidrogênio produzido. É possível observar também o surgimento de maus odores por causa da liberação do gás sulfídrico, amônia, dentre outros (CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010).

A última fase é a metanogênica que é realizada pelas Arqueas metanogênicas, microrganismos estritamente anaeróbios que agem sobre o H₂ e o CO₂, formados na fase anterior, consumindo e convertendo-os em CH₄ (PEREIRA *et. al.*, 2009; BLEY JR *et. al.*, 2009; TORTORA *et. al.*, 2012). A geração de metano na digestão anaeróbia pode ser realizada através do consumo de hidrogênio pelas metanogênicas hidrogenotróficas ou partir do consumo de ácido acético pelas metanogênicas acetoclásticas, sendo este grupo predominante na digestão anaeróbia e responsável pela maior geração de metano, com 60 a 70% da produção total de CH₄ (CASSINI *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007; FNR, 2010; FIRMO, 2013).

Apesar de em suas reações catabólicas as metanogênicas acetoclásticas liberarem menos energia em relação as hidrogenotróficas, estas são capazes de processar gás carbônico para a produção de metano, colaborando com a redução da quantidade final de gás carbônico do biogás produzido. Essa característica é explorada no intuito de se gerar biogás com um percentual cada vez maior de metano (ARAUJO, 2017). De acordo com Zinder (1992) as reações catabólicas da metanogênese acetoclásticas e hidrogenotróficas estão representadas pelas **equações 1 e 2**, respectivamente:



Os parâmetros que influenciam na atividade dos microrganismos e conseqüentemente na eficiência do processo de digestão anaeróbia estão listadas no **Quadro 5**.

Quadro 5 - Parâmetros que influenciam na eficiência do processo de digestão anaeróbia.

Parâmetros	Descrição	Referências
Temperatura	A faixa ótima para a digestão anaeróbia ocorre em temperaturas mesofílicas (25°C - 45°C), sendo a temperatura ótima 35°C, a faixa termofílica varia entre 50°C - 60°C.	CASTILLO <i>et al.</i> , 2006
Substrato	A composição do substrato é o principal responsável pela qualidade e quantidade de gás produzido.	KHALID <i>et al.</i> , 2011
Umidade	Os valores de umidade entre 60% e 80% apresentam maiores valores de produção de metano, biorreatores que operam com valores de umidade igual a 70% produzem um lixiviado com alta carga orgânica e conseqüentemente uma taxa de produção de metano mais elevada.	BOUALLAGUI <i>et al.</i> , 2003
Relação C/N	A relação ideal de C/N dos resíduos sólidos, para o processo de digestão anaeróbia, é entre 20 e 35.	HENRIQUES, 2004; LEE <i>et al.</i> , 2009
Nitrogênio	Na digestão anaeróbia a proporção de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre ideal para a metanização é 600/15/5/3, respectivamente.	FRICKE <i>et al.</i> , 2007
pH	A digestão anaeróbia possui várias faixas ótimas de pH para cada etapa, mas para a metanogênese é importante que o pH se mantenha entre 6,6 e 7,4.	KHALID <i>et al.</i> , 2011

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Dentre os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados ao tratamento de resíduos sólidos orgânicos destacam-se o sistema de um estágio, sistema de dois estágios e o sistema de batelada, apresentados no **Quadro 6**.

Quadro 6 - Tecnologias de reatores anaeróbios.

Tipos de reatores anaeróbios	Características
Sistema de um estágio	As etapas acidogênicas e metanogênicas ocorrem em um único reator. Para que ocorra a digestão úmida nesse tipo de reatores os resíduos sólidos orgânicos devem possuir menos de 17% de sólidos totais.
Sistema de dois estágios	Composto por dois reatores onde no primeiro predomina a ação dos microrganismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo ocorre a ação dos microrganismos acetogênicos e metanogênicos.
Sistema de batelada	Os digestores são preenchidos em sua totalidade, com os resíduos frescos, podendo ser adicionado ou não um inóculo. Ao término do período de tratamento, os resíduos, são removidos e inicia-se um novo ciclo.

Fonte: CASSINI *et al.* (2003), FERREIRA (2015) e PROENÇA (2010).

5.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV): ABORDAGEM CONCEITUAL E METODOLÓGICA

A preocupação com as questões ambientais que cercam o consumo humano de insumos e produtos ganhou relevância nas pesquisas científicas e levou as indústrias a buscarem tecnologias mais limpas de fabricação e produtos mais sustentáveis. Essa mudança de comportamento se deu principalmente por conta da conscientização da sociedade, a pressão do mercado, que exige padrões mais adequados, e o avanço da legislação ambiental, cada vez mais exigente, induzindo as organizações a manterem uma relação mais sustentável com o meio ambiente (BARBOSA JÚNIOR *et. al*, 2008).

Segundo Chehebe (1997), todo produto, não importa de que material seja feito – madeira, vidro, plástico, metal ou qualquer outro elemento – provoca um impacto no meio ambiente, seja em razão de seu processo produtivo, das matérias-primas que consome ou de seu uso e disposição final.

A partir da necessidade de uma análise integrada e confiável para mensuração desses impactos ambientais nos sistemas de produção, surgiram novas ferramentas de estudo que auxiliam na tomada de decisão quanto à insumos e processos, e na melhoria dos destes no contexto de preservação ambiental. Neste contexto, a ACV mostra-se como uma técnica eficiente na avaliação do desempenho ambiental de determinado produto, abrangendo aspectos ambientais que cercam sua produção, utilização e disposição final ou descarte. Esta ferramenta consiste, basicamente, na

análise e interpretação dos dados obtidos, por meio de inventário quantitativo e qualitativo, dos insumos consumidos (energia, água, matéria prima, etc.) e dos resíduos e demais poluentes liberados ao ambiente, durante todo o ciclo de vida de um produto, e posterior avaliação dos passivos ambientais gerados (QUEIROZ & GARCIA, 2010; SANTOS *et. al*, 2011).

Na área de resíduos, a ACV se torna uma importante ferramenta para tomada de decisão entre sistemas de gestão, que visam o tratamento de produtos ao final de vida com a minimização dos impactos ambientais e dos custos de operação. Nessas avaliações, frequentemente, prioriza-se a recuperação de energia e de materiais através da reciclagem, compostagem ou incineração dos resíduos (ARAÚJO, 2013). A recuperação desses elementos visa diminuir a extração/geração de mais insumos/matérias primas para inclusão na cadeia de produção.

As agroindústrias brasileiras estão utilizando a ACV para as análises das questões ecológicas relacionadas às diversas etapas do ciclo de vida de um produto, processo ou atividade, com objetivo de melhorar a eficiência da produção, contribuir para o desenvolvimento socioeconômico e auxiliar na conservação ambiental (BARBOSA JÚNIOR *et. al*, 2008).

5.4.1. Normatização

Os primórdios da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ocorreram entre a década de 60 e 80, quando as grandes organizações industriais da época decidiram inventariar os consumos energéticos envolvidos na fabricação de seus produtos para melhorar a utilização dos recursos naturais e buscar alternativas melhores de energia durante a primeira crise do petróleo (COELHO, 2016).

No Brasil, a análise do ciclo de vida é regida sob as normas ISO 14040 e ISO 14044. A primeira regra abrange os princípios e a estrutura da análise do ciclo de vida, já a segunda norma aborda os requisitos e diretrizes para o procedimento. Detalhes adicionais relativos aos métodos são fornecidos nas Normas complementares: ISO 14041, ISO 14042 e ISO 14043, em relação às várias fases da ACV. As normas são expostas no **Quadro 7**.

Quadro 7 - Normas das séries ISO 14.040 (2006) e ISO 14.044 (2006).

Norma	Última atualização	Título	Descrição
ISO 14040	2006	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA - Princípios e estruturas.	Estabelecem os princípios básicos e requisitos para a realização e divulgação dos resultados de estudos de ACV.
ISO 14041	2006	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA - Objetivos e escopo, definição e análise de inventários	Detalham os requisitos para o estabelecimento do objetivo e escopo de um estudo de ACV.
ISO 14042	2006	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA - Avaliação de impacto do ciclo de vida	Apresentam os princípios gerais para a realização da Avaliação de Impactos, a seleção das categorias de impacto, descrevem as etapas de classificação e de caracterização.
ISO 14043	2006	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA - Interpretação do Ciclo de vida	Apresentam os requisitos e recomendações para a interpretação dos resultados de uma análise de inventário ou avaliação de impacto.
ISO 14044	2006	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA - Requerimentos e diretrizes	Especifica requisitos e proporciona uma guia para a avaliação do ciclo de vida, incluindo exemplos.

Fonte: Adaptado de COELHO, 2016, p.47.

5.4.2. Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida

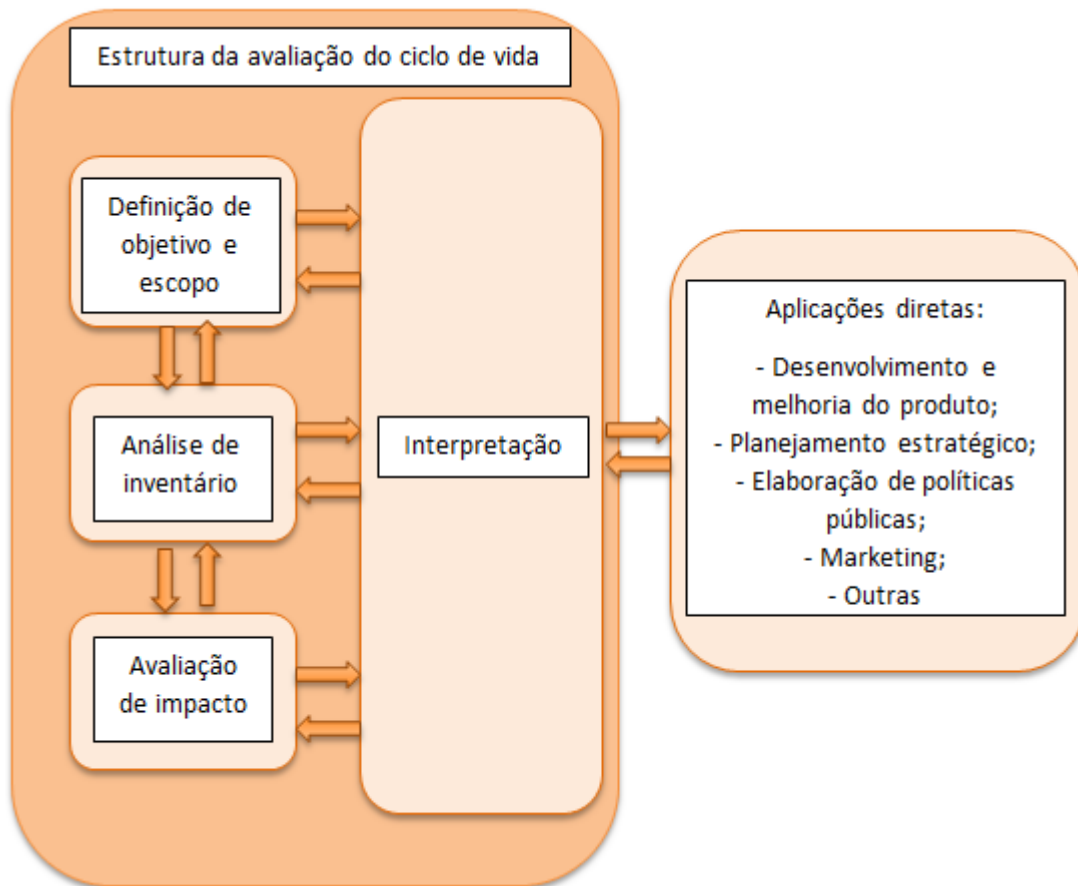
A metodologia da ACV descrita pela NBR 14.040 (2009) baseia-se no estudo dos aspectos ambientais e seus potenciais impactos ao longo da vida de um produto (do berço ao túmulo), ou seja, considerando desde a aquisição da matéria prima, até a disposição final do produto ou seu reuso.

Segundo a metodologia apresentada pela norma NBR 14.040 (2009), para a realização de um estudo de ACV são necessárias as etapas de definição do objetivo e escopo, criação e análise de um inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e a interpretação dos resultados (**Figura 5**).

Ressalta-se que a ACV emprega a abordagem holística do custo ambiental, por meio das inter-relações dos diversos sistemas envolvidos e as relações destes com o meio ambiente (ELER & MILLANI, 2007). Segundo NBR 14.040 (2009) a ACV é uma metodologia interativa, e à medida que os dados e as informações vão sendo compilados, vários aspectos do escopo podem precisar de modificações para se alcançar os objetivos originais do estudo. Em alguns casos, os próprios objetivos do estudo podem ser revistos devido às limitações não previstas, restrições ou

informações adicionais. Tornando necessário documentar e justificar devidamente tais alterações.

Figura 5 - Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.



Fonte: NBR 14040, 2009 (p. 8).

5.4.3. Definição do objetivo e escopo

O primeiro passo de um estudo de ACV é a definição do objetivo e do escopo do sistema a ser avaliado. A importância dessa etapa se deve principalmente à infinidade de parâmetros que podem ser analisados em um sistema produtivo, de modo que é preciso sempre delimitar, de forma clara, quais devem ser os dados e quais as unidades que devem ser levadas em consideração no estudo (SANTOS *et al.*, 2011).

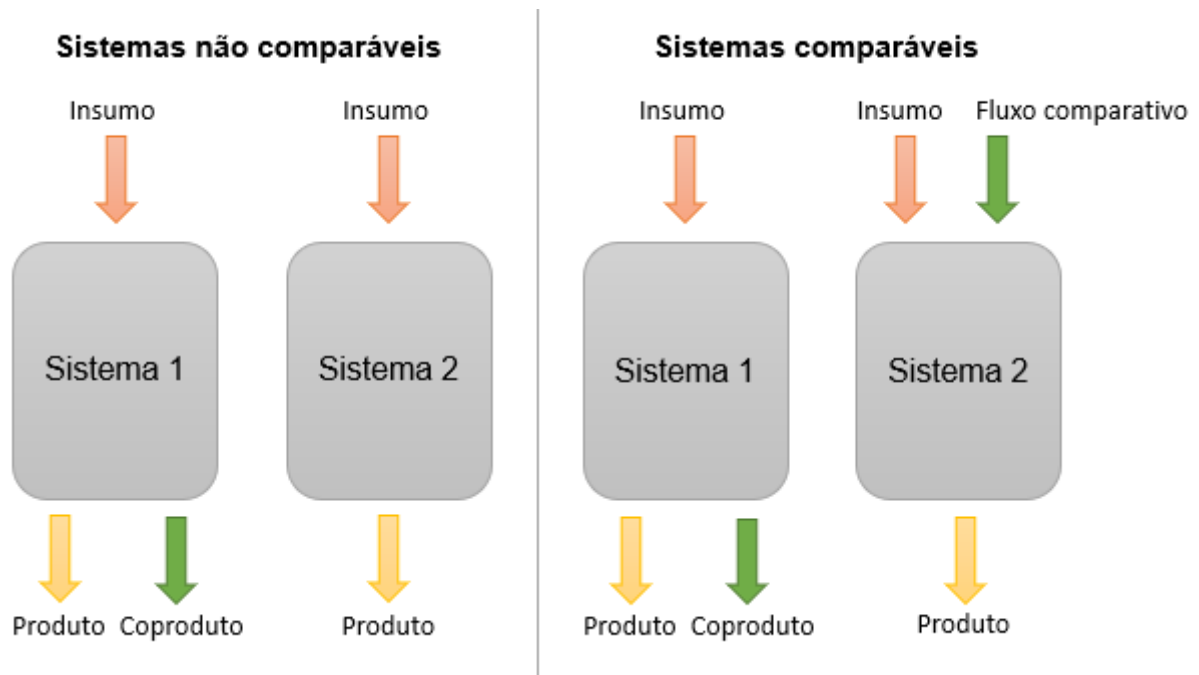
A definição do objetivo de um estudo da ACV deve declarar, de forma clara, a aplicação pretendida, as razões para conduzir o estudo e o público-alvo, isto é, para quem se pretende comunicar os resultados do estudo. É nesta fase que se

determina também o nível de sofisticação do estudo e as exigências do relatório final. Com o desenvolvimento do estudo, novas informações podem ser coletadas e adicionadas, fazendo-se necessária modificação do escopo e reformulação do objetivo (ABNT, 2009). Na prática, o delineamento da fronteira do sistema deve ser realizado com bastante acuidade, pois deve levar em consideração os recursos financeiros disponíveis e o tempo, ou seja, existem certas tensões entre a precisão e a praticidade. Portanto, devem-se adotar procedimentos que tornem o estudo gerenciável, prático e econômico, sem que sejam, no entanto, descuidados aspectos que confirmam confiabilidade ao modelo (KEOLEIAN, 1994 *apud* SEO & KULAY, 2006).

Segundo a norma ISO 14.041(2006), na definição de objetivos e do escopo devem ser especificados a definição da unidade funcional, o processo do produto estudado, as fronteiras do sistema, os procedimentos de alocação das entradas e saídas, os tipos de impactos avaliados, os requisitos da qualidade dos dados com período de tempo de coleta e a área geográfica de cobertura e, por fim, a fonte dos dados coletados.

A ISO 14044 (2006) recomenda que se evite a alocação, isto é, a distribuição proporcional dos impactos ambientais segundo algum critério de rateio. Isso porque a alocação pode tornar o resultado tendencioso por influência do critério de alocação selecionado (DIAS *et. al*, 2018). Por isso, para avaliar sistemas com multifuncionalidade pode ser aplicada a abordagem multiprodutos. Na realização da ACV através dessa abordagem, os processos são comparados e são inseridos fluxos comparativos no sistema que não resulta no mesmo produto ou coproduto que os demais (**Figura 6**).

Figura 6 - Exemplificação da ACV pela abordagem de multiprodutos.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Por exemplo, a compostagem resulta no produto composto, que é comparável ao biofertilizante, produto da digestão anaeróbia. Entretanto, a digestão anaeróbia resulta também no coproduto energia elétrica (produzida através do biogás). Logo, para tornar os dois sistemas comparáveis, deve ser acrescido um fluxo comparativo de energia elétrica no sistema de compostagem.

5.4.4. Inventário do Ciclo de Vida

A elaboração do ICV envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) pertinentes de um sistema de produto. Estas entradas e saídas podem incluir o uso de recursos e liberações de passivos ambientais no ar, na água e no solo associados com o sistema, como emissões de poluentes nas diferentes fases: obtenção das matérias-primas, transportes de insumos, fabricação do produto, transporte do produto, fase de utilização, descarte, reciclagem e reutilização (ABNT, 2009; COELHO, 2016).

Nesse contexto de balanço entre *inputs* e *outputs*, o inventário de ciclo de vida (ICV) considera que tudo que entra deve ser igual ao que sai do sistema em estudo, desde a extração das matérias-primas até o descarte final do produto, cuja análise avalia

os efeitos ambientais desse sistema. Para realizar a quantificação dos parâmetros analisados em cada uma das fases do ciclo de vida é necessário adotar uma unidade padrão do material final, permitindo a comparação entre esses parâmetros (WILLERS *et al.*, 2010; CAMPOS, 2011; SANTOS *et al.*, 2011).

O processo de condução de uma análise do inventário é interativo e dinâmico. Na medida em que os dados são coletados e é conhecido mais sobre o sistema, podem ser identificados novos requisitos ou limitações para os dados que requeiram uma mudança nos procedimentos de coleta de dados, de forma que os objetivos do estudo ainda sejam alcançados. Às vezes, podem ser identificadas questões que requeiram revisões de objetivo ou do escopo do estudo (ABNT, 2009). As conclusões e recomendações de um ICV são unicamente aplicadas à situação analisada, portanto, qualquer adaptação das conclusões para, por exemplo, outro país com diferente nível tecnológico e requisitos legais seria vago e questionável (QUEIROZ & GARCIA, 2010).

Apresenta-se como uma limitação desse método às limitações de tempo, recursos e acessibilidade dos dados dos milhares de processos unitários que envolvem o ciclo de vida de um produto, sendo que coletar todos esses dados inviabilizaria alguns estudos. Assim, uma alternativa mais pragmática é utilizar bancos de dados de inventários de ciclo de vida nos quais ficam armazenados dados de inventário de vários processos produtivos específicos de um país de origem (TAKANO *et al.*, 2014; HONG DONG *et al.*, 2015; CHERUBINI *et al.*, 2008 *apud* COELHO, 2016).

Os bancos de dados contribuem para otimizar o tempo de aplicação de uma ACV e são constituídos por diversas bases de dados, contendo várias informações de caráter ambiental sobre a produção de bens de consumo (COELHO, 2016). Vale ressaltar que, quando se necessita de informações que não fazem parte de nenhum banco de dados, pode ser feita uma estimativa, desde que essas estimativas sejam baseadas em dados existentes (COSTA, 2007).

Coelho (2016) evidencia a necessidade de colaboração das instituições de pesquisa para a criação desses bancos, do governo para definir políticas públicas, e das empresas para disponibilizar os dados sobre os processos produtivos dos produtos.

Enquanto Rebello (2017) aponta sobre a importância de uma base de dados interativa, atualizável, confiável e adaptável à realidade brasileira, e a necessidade mundial em desenvolver bancos de dados para ICV, para dar subsídio aos estudos de ACV.

5.4.5. Avaliação dos impactos do Ciclo de Vida

Em geral, esse processo envolve associar dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, tentando dessa forma entender tais impactos. O nível de detalhamento, a escolha dos impactos avaliados e as metodologias usadas dependem do objetivo e do escopo do estudo (ABNT, 2009). Este objetivo pode ser alcançado através das seguintes etapas:

Etapa de Classificação - Compreende a identificação e alocação dos dados do inventário relevantes para as categorias específicas de impacto. Em determinados casos um tipo de carga ambiental pode estar associado a mais de um impacto, ou vários tipos de cargas ambientais podem estar associadas a um mesmo impacto (OLIVEIRA, 2007).

Etapa de Caracterização - Consiste na realização de cálculos para avaliar a significância relativa de cada fator contribuinte ao impacto global do sistema e da operação em estudo, convertendo-os em um indicador comum, portanto, possui um caráter quantitativo. Os fatores de caracterização são utilizados para quantificar a contribuição relativa de uma substância do inventário para uma categoria de impacto (ALMEIDA, 2012).

Etapa de Normalização - Procedimento de cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categorias. Os dados normalizados são obtidos pela divisão do resultado do indicador pelos valores de referência, que podem ser entradas e saídas totais para uma determinada área (global, regional, local), para um cenário linha-base ou por uma base per capita, entre outros. É a etapa mais subjetiva de uma ACV, pois é baseada em juízo de valores, não tendo um fundamento científico (MCDUGALL *et al.*, 2001).

É de extrema importância que todos os dados e métodos utilizados nas etapas acima permanecem disponíveis ao leitor, sendo assim possível a compreensão dos

resultados. Isso se deve ao fato de que ainda não há uma estrutura metodológica e científica padrão para avaliação de impacto e, modelos de categorias de impacto estão em estágios diferentes de desenvolvimento. Existe também subjetividade na fase da avaliação de impacto do ciclo de vida, portanto, transparência é crítica na avaliação de impacto para assegurar que as suposições sejam claramente descritas e relatadas (ABNT, 2009).

5.4.6. Interpretação dos resultados

O propósito de uma ACV é se obter conclusões acerca do processo, produto ou atividade em questão, que possam apoiar uma decisão através da identificação das principais fases do ciclo de vida que contribuem para os impactos ambientais (recomendação), ou fornecer um resultado sobre estes impactos que sejam de fácil compreensão (conclusão). A interpretação é a fase da ACV na qual as constatações da análise do inventário são combinadas com a avaliação de impacto, de forma consistente com o objetivo e o escopo definidos (ABNT, 2009). Nesta fase também são expostas as limitações da análise, que podem tornar os objetivos iniciais inalcançáveis.

5.5. SOFTWARES E BANCO DE DADOS DISPONÍVEIS PARA ACV

Devido à grande quantidade de dados necessários para realizar um estudo de ACV, é fundamental a utilização de um *software*. Atualmente uma grande variedade de *softwares* foi desenvolvida com o objetivo de auxiliar os estudos de ACV principalmente na fase de ICV. Eles disponibilizam bancos de dados e métodos de AICV integrados ao próprio sistema, resultando em redução do tempo necessário para a coleta de dados de inventário, além de realizar a avaliação de impactos gerando gráficos e tabelas (MARTINEZ *et al.*, 2015; ISLAM *et al.*, 2015; *apud* COELHO, 2016). Além disso, facilitam a realização dos cálculos de balanço de massa e energia, o processamento dos dados de forma mais fácil, rápida e imparcial, a realização de comparações entre ciclo de vida de produtos, a análise do fluxo de materiais e energia, a realização das análises de impactos ambientais com maior segurança e a interpretação dos resultados com maior confiabilidade (RODRIGUES, 2008 *apud* PAIVA, 2016). O **Quadro 8** apresenta alguns *softwares* utilizados na ACV.

Quadro 8 - Softwares de Avaliação do ciclo de vida.

Nome	Endereço	País de Origem
GaBi	www.gabi-software.com/	Alemanha
ORWARE	www.orware.com	Suécia
SimaPro	www.pre.nl	Holanda
Umberto	www.umberto.de	Alemanha
EASETECH	www.easetech.dk	Dinamarca
OPEN LCA	http://www.openlca.org/	Alemanha

Fonte: Adaptado de PAIVA, 2016.

Segundo Campos (2011) todos os softwares possuem bancos de dados próprios, que são adequados à realidade geográfica na qual se inserem o que faz com que eles se tornem ferramentas regionalizadas. Assim, deve-se ter o cuidado com o banco de dados dos softwares de ACV, para verificar se podem ser aplicados em outras localidades. Isso mostra também a necessidade de cada país investir no seu banco de dados, para poder aplicar com coerência a ACV.

5.5.1. Ecoinvent

Além dos dados secundários da literatura científica, como artigos e monografias, foi utilizado no presente estudo dados indiretos (*background*) do banco de dados Ecoinvent 3.5. Este foi desenvolvido na Suíça e é oportuno para este estudo por possuir base de dados mais empregada para ACV, e também ser considerado pela comunidade científica o mais qualificado.

5.5.2. OpenLCA

O *software* utilizado para a ACV desse estudo foi o OpenLCA, versão 1.10, que se trata de uma ferramenta gratuita, baseada nos requisitos das normas ISO 14040 e ISO 14044, desenvolvida pela GreenDelta em 2019 com o objetivo de auxiliar na gestão de informações relacionadas ao ciclo de vida dos sistemas de produto.

Esta ferramenta está sendo amplamente usada em estudos de ACV de diversos tipos de resíduos e sistemas de tratamento. Mehta *et al.* (2018) avaliaram os custos relativos e os benefícios ambientais e de saúde de métodos de gerenciamento de RSU para os próximos 20 anos na cidade de Mumbai: (i) despejo em campo aberto,

(ii) aterro sanitário sem tratamento de lixiviados, (iii) aterro com tratamento de lixiviados e (iv) compostagem e aterro sanitário regional.

Vahidi & Rastikerdar (2018) também compararam diferentes cenários de gerenciamento de RSU, em cidades do Irã, cuja cidade de Sirjan foi avaliada como amostra. Os métodos avaliados foram: (i) aterro, (ii) compostagem, (iii) reciclagem e (iv) incineração. Ripa *et al.* (2014) avaliaram a eficácia ambiental da produção de biodiesel a partir de óleos e gorduras de cozinha de instalações residenciais e comerciais na região da Campânia na Itália, e identificaram pontos críticos em toda a cadeia de produção do biodiesel.

6. METODOLOGIA

6.1. MODELAGEM FÍSICA DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O presente tópico tem por objetivo definir as fronteiras e condições gerais a partir das quais a análise posterior será feita, proporcionando maior validade e rigorosidade ao processo de investigação desenvolvido. Abaixo serão descritas as principais etapas do sistema de gerenciamento dos RSU.

Primeiramente, assume-se a separação dos resíduos na fonte de geração, através da disposição de coletores divididos em seco (material reciclável) e úmido (material orgânico) nas unidades residenciais e condomínios, e de postos de entrega voluntária.

Resíduos perigosos, como eletroeletrônicos e de saúde, serão descartados nas unidades comerciais aonde foram comprados (logística reversa), e coletados nessas unidades através de serviços especializados e previamente agendados. Aqueles com oportunidade de recuperação de matérias primas serão encaminhados a centros de desmonte e aproveitamento, e o restante será disposto em aterro sanitário. Eletrodomésticos e móveis em bom estado, com oportunidade de uso, poderão ser doados através de serviço especializado, gratuito e agendado, e o restante também será encaminhado ao aterro sanitário.

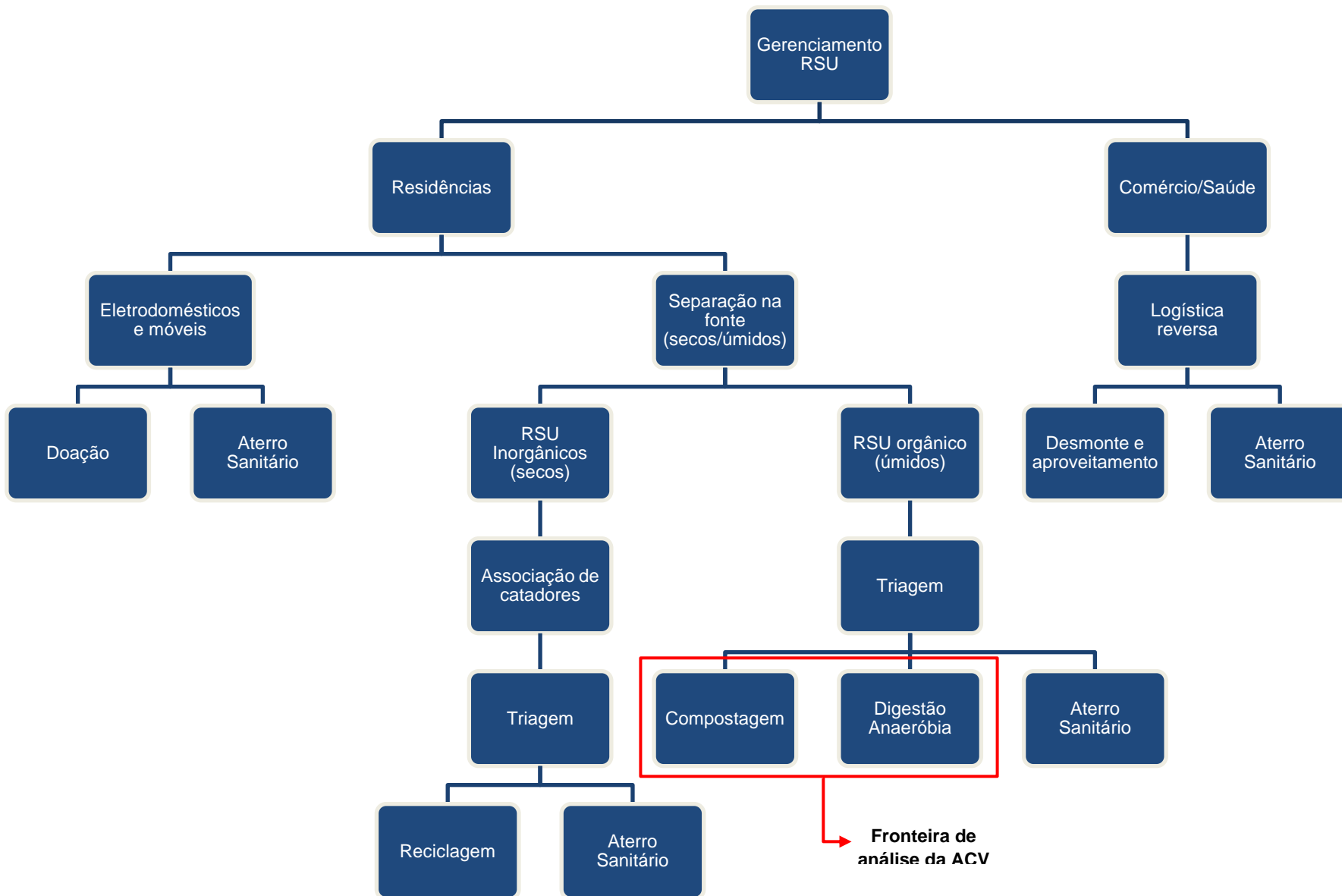
Retornando ao seco e úmido, a coleta desses resíduos será diária e feita separadamente pelo município. Os RSO seguem para uma das alternativas propostas (compostagem ou digestão anaeróbia), onde passam por uma pequena triagem para retirada de materiais que atrapalham os processos propostos e garantir que não haja contaminação do composto final por presença de metais, plásticos, entre outros. Enquanto isso, os demais resíduos seguem para associação de catadores locais, onde são triados e separados entre materiais recicláveis e materiais não recicláveis, sendo estes últimos dispostos em aterro sanitário.

Nota-se que no gerenciamento dos RSU, o método de disposição final em aterro sanitário se coloca como última alternativa aos resíduos sem potencial de reuso, reutilização e reciclagem. O objetivo do presente trabalho não é excluir esse método,

e sim prolongar sua vida útil através da diminuição do volume comportado nessas unidades, acomodando apenas o necessário.

A **Figura 7** expõe as condições do gerenciamento de RSU as quais se aplica a análise desse estudo, delimitadas acima, e indica as fronteiras para a ACV (delimitadas em vermelho).

Figura 7 - Gerenciamento do RSU e delimitação dos processos participantes da ACV.



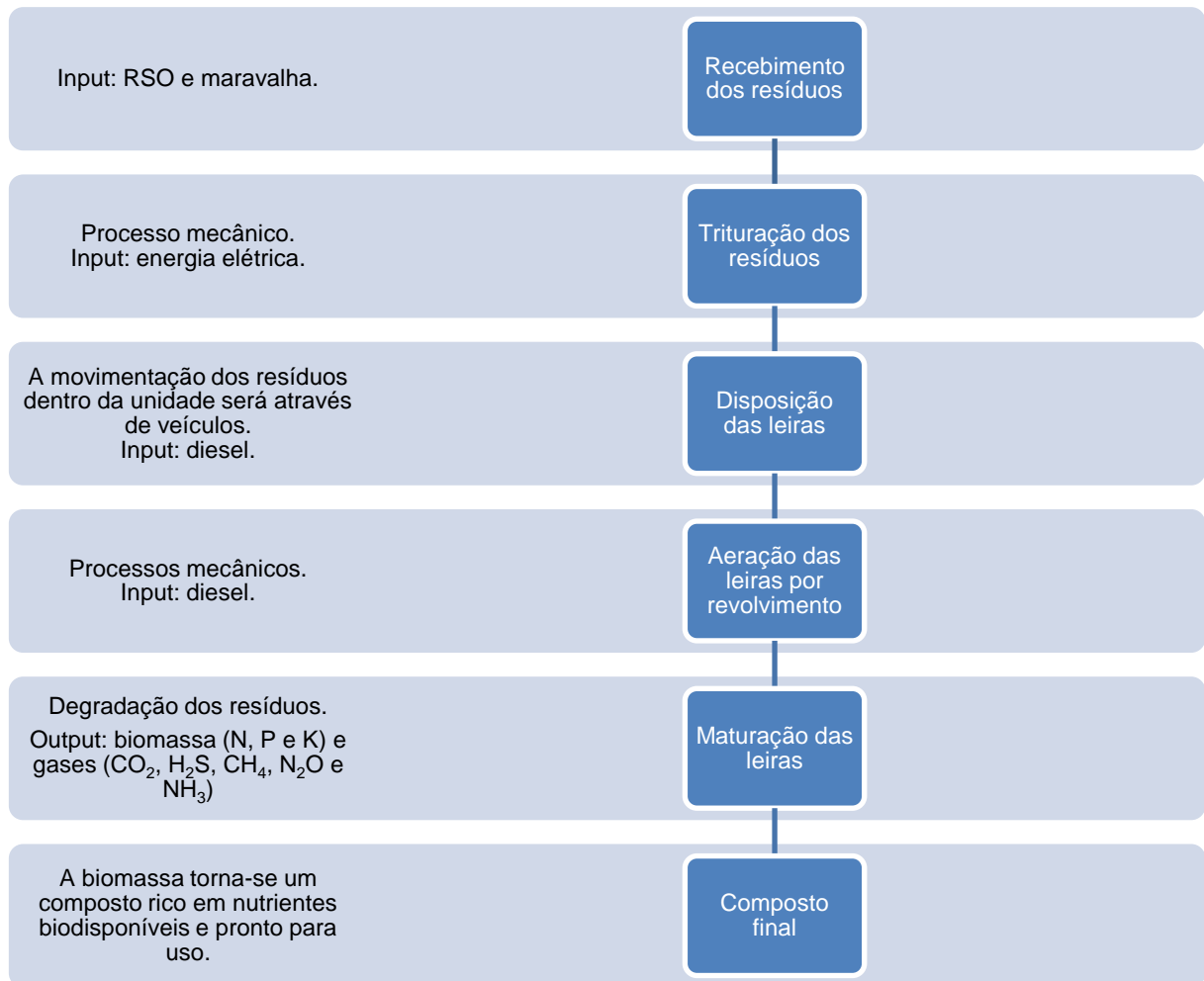
Fonte: Elaborado pelas autoras.

As etapas dos processos de compostagem e digestão anaeróbia, assim como os *inputs* e *outputs* de ambos considerados na análise do ciclo de vida apresentado no presente trabalho, são apresentadas nas **Figura 8** e **Figura 9**.

Na compostagem, fez-se necessário incorporar maravalha aos resíduos sólidos orgânicos devido a sua elevada umidade. Nesse caso, resíduos palhosos, como a maravalha, tem a finalidade de ajustar a umidade, a relação C/N ou a textura da massa em compostagem fornecendo porosidade para o processo, alcançando assim as características desejadas para o seu desenvolvimento (RYNK,1992 *apud* NUNES, 2003).

Considerando que a mistura de RSO e maravalha resulta na umidade adequada exigida na compostagem, não foi necessário se considerar o aporte externo de água para umectação das leiras. O pátio onde será realizada a compostagem possui cobertura, que protege os materiais de possíveis chuvas e, além disso, o revolvimento mecânico das leiras manteve a condição de aerobiose, logo, não houve geração de chorume nas composteiras.

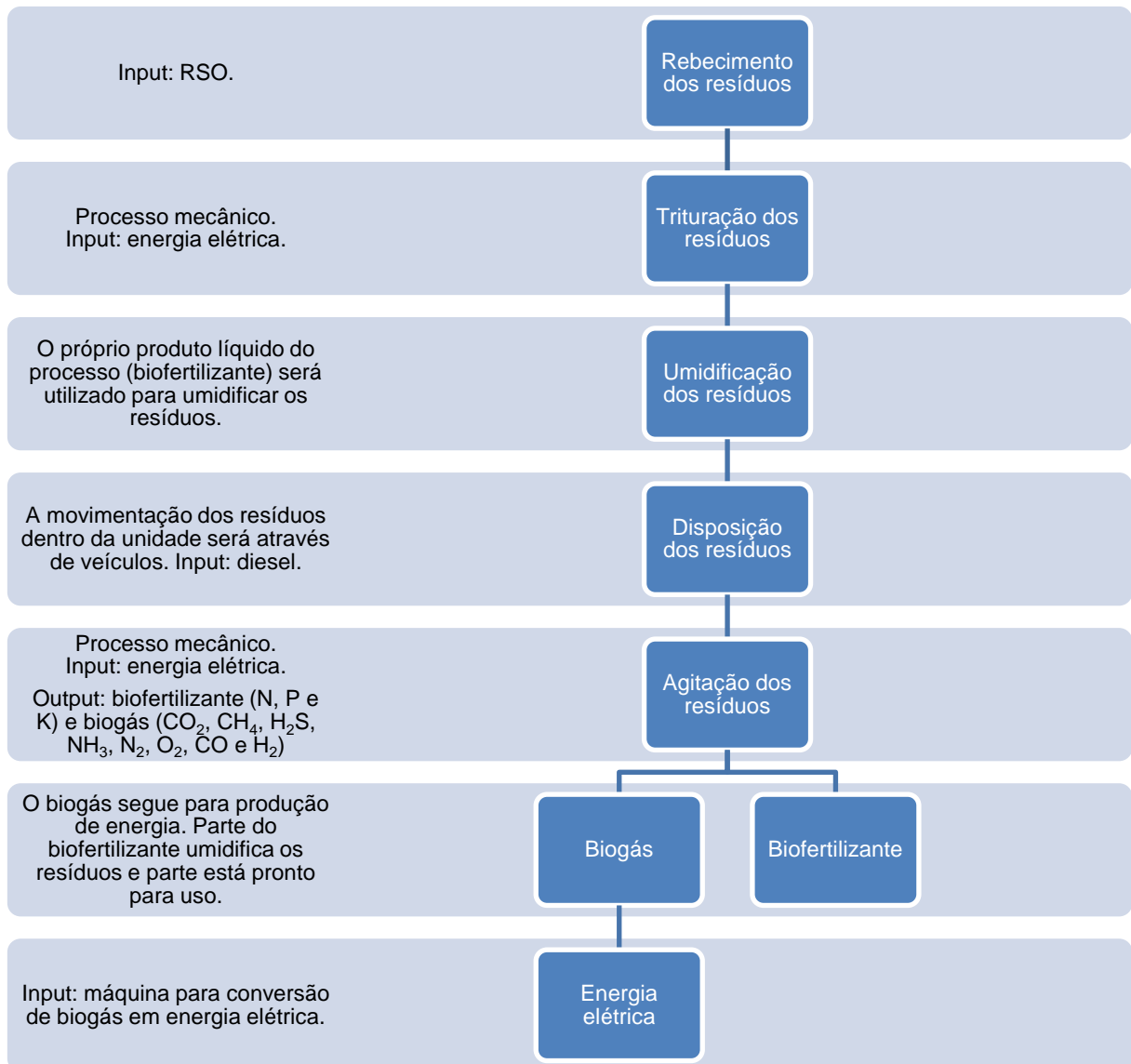
Figura 8 - Etapas do processo de compostagem, *inputs* e *outputs* considerados na análise do ciclo de vida (ACV).



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Já na digestão anaeróbia considerou-se que a umidificação dos resíduos foi realizada pelo chorume gerado na manutenção da condição anaeróbia no reator. Entretanto, ao entrar no digestor, deseja-se que o resíduo tenha teor de sólidos totais menor ou igual a 17% (PROENÇA, 2010), sendo necessária a diluição do mesmo. O biogás gerado no digestor é queimado, e na queima o metano é transformado em CO_2 , viabilizando assim a sua conversão em eletricidade.

Figura 9 - Etapas do processo de digestão anaeróbia (DA), *inputs* e *outputs* considerados na análise do ciclo de vida (ACV).



Fonte: Elaborado pelas autoras.

É possível observar que há dois produtos no processo de digestão anaeróbia (energia elétrica e biofertilizante). Desse modo, será utilizada a abordagem multiprodutos para a ACV dos sistemas, que será abordada no item **6.5.1**.

6.2. ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE RSO

A maioria dos municípios brasileiros possui entre 10.000 e 20.000 habitantes. Dessa forma, o presente trabalho aplicará um primeiro cenário de 20.000 habitantes (P₁). O segundo cenário proposto, de 50.000 habitantes (P₂), se justifica pelo fato de que é

comum a gestão compartilhada dos RSO entre municípios vizinhos, e por isso a importância de um cenário que reflita essa forma de gestão.

Nesta etapa objetivou-se encontrar referências mais próximas da realidade da brasileira. Por meio de consultas bibliográficas, foi definida uma produção per capita de resíduos sólidos orgânicos, podendo calcular assim a massa de RSO produzida diariamente, em kg, por meio da **equação 3**.

$$M_{RSO} = PP_{RSO} * P \quad (3)$$

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

PP_{RSO} = Produção per capita de RSO (kg.dia/hab);

P = Número de habitantes do município (unidade).

6.3. DIMENSIONAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO

Nessa etapa foram pré-dimensionados os sistemas de tratamento de RSO para os dois cenários populacionais propostos, com 20.000 e 50.000 habitantes respectivamente. Para a compostagem o sistema escolhido foi o mecanizado com leiras revolvidas, ou sistema *windrow*, enquanto para a digestão anaeróbica optou-se pelo sistema de um único estágio.

6.3.1. Dimensionamento de um Pátio de Compostagem

O tipo de compostagem utilizada neste trabalho será a compostagem natural, com a disposição dos resíduos em leiras triangulares, em pátio impermeabilizado, com aeração por reviramento das leiras e tempo de maturação de 120 dias.

- Massa de maravalha necessária para incorporar ao RSO na compostagem

Visto que o teor de umidade do resíduo sólido orgânico é elevado (80%), fez-se necessário agregar um substrato para que a relação de 60% de umidade na compostagem fosse atendida. O substrato escolhido foi a maravalha, com teor de umidade de 12,2% (NICOLOSO & BARROS, 2019). A **equação 4** relaciona o teor de umidade da mistura RSO + substrato com a massa de cada componente, bem como suas respectivas massas de água.

$$U\%_M = \left[\left(\frac{H_2O_{RSO} + H_2O_{MR}}{M_{RSO} + M_{MR}} \right) \right] * 100 \quad (4)$$

$U\%_M$ = Teor de umidade da mistura resíduo + substrato (%);

H_2O_{RSO} e H_2O_{MR} = Massa de água do resíduo e do substrato (maravalha), respectivamente (kg/dia);

M_{RSO} e M_{MR} = Massa seca incorporada de resíduo e substrato (maravalha), respectivamente (kg/dia).

Cabe ressaltar que a massa de água é calculada a partir da multiplicação entre a massa do RSO ou substrato pelo seu teor de umidade.

- Volume de RSO inserido na compostagem

Considerando o peso específico do RSO como sendo igual a 950 kg/m³ (CASSINI *et al.*, 2003), obteve-se o volume de resíduo inserido na compostagem através da **equação 5**.

$$V_{RSO} = \frac{M_{RSO}}{\gamma_{RSO}} \quad (5)$$

V_{RSO} = Volume de RSO inserido na compostagem (m³/d);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

γ_{RSO} = Peso específico do RSO (kg/m³).

- Volume de maravalha inserido na compostagem

Considerando o peso específico da maravalha como sendo igual a 151 kg/m³ (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006), obteve-se o volume inserido na compostagem através da **equação 6**.

$$V_{MV} = \frac{M_{MR}}{\gamma_{MV}} \quad (6)$$

V_{MV} = Volume de maravalha inserido na compostagem (m³/d);

M_{MR} = Massa seca de maravalha (kg/dia);

γ_{MV} = Peso específico da maravalha (kg/m³).

- Volume da mistura

O volume da mistura (RSO + maravalha) inserido na compostagem foi obtido pela soma dos resultados das **equações 5 e 6**, resumidas pela **equação 7**.

$$V_{dia} = V_{RSO} + V_{MV} \quad (7)$$

V_{dia} = Volume da mistura inserida na composteira (m^3/d);

V_{RSO} = Volume de RSO inserido na compostagem (m^3/d);

V_{MV} = Volume de maravalha inserido na compostagem (m^3/d).

- Dimensões das leiras: altura, largura e comprimento.

As leiras podem chegar a ter até 2,0 metros de altura. Entretanto, para melhor aeração dos resíduos, deve-se evitar leiras muito altas, pois os resíduos da base são compactados e a aeração fica comprometida. Adotaram-se os parâmetros de altura e largura, a fim de obter a seção transversal (A_s) das leiras, calculada pela **equação 8**.

$$A_s = \frac{b * H}{2} \quad (8)$$

b = Largura da seção triangular da leira (m);

H = Altura da seção triangular da leira (m);

A_s = Área da seção transversal da leira (m^2).

O comprimento das leiras é dado pela **equação 9**.

$$L = \frac{V_{dia}}{A_s} \quad (9)$$

V_{dia} = Volume da mistura inserida na composteira (m^3/d);

A_s = Área da seção transversal da leira (m^2);

L = Comprimento da leira (m).

- Quantidade de leiras

O número de leiras é obtido pela **equação 10**.

$$N = \frac{M}{T_{m.l}} \quad (10)$$

N = Número de leiras;

M = Tempo de maturação (dias).

$T_{m.l}$ = Tempo de montagem de uma leira (dias).

- Área útil total do pátio de compostagem

A área da base (A_b) das leiras é dada pela **equação 11**.

$$A_b = b * L \quad (11)$$

b = Largura da seção triangular da leira (m);

L = Comprimento da leira (m);

A_b = Área da base das leiras (m^2).

E a área de folga para o reviramento (A_f) é igual à área da base da leira (A_b). Logo, a área ocupada por uma leira (A_o) é obtida através da **equação 12**.

$$A_o = A_b + A_f \quad (12)$$

A_o = Área ocupada por uma leira (m^2);

A_b = Área da base das leiras (m^2);

A_f = Área de folga para reviramento da leira (m^2).

Similarmente, a área ocupada por todas as leiras é calculada pela **equação 13**.

$$A_{ot} = N * (A_b + A_f) \quad (13)$$

A_{ot} = Área ocupada total (m^2);

N = Número de leiras;

A_b = Área da base das leiras (m^2);

A_f = Área de folga para reviramento da leira (m^2).

A área útil do pátio é obtida pela **equação 14**.

$$A_u = A_{ot} * M \quad (14)$$

A_u = Área útil do pátio (m²);

A_{ot} = Área ocupada total (m²);

M = Tempo de maturação (dias).

No presente dimensionamento não foram consideradas as áreas de circulação, estacionamento, depósito, ou de quaisquer outras funções além da área necessária para o processo de atividade microbiana no sistema da compostagem.

- Massa gerada de composto após a compostagem

Considerou-se que após, passar pelo processo de compostagem, 54% da massa da mistura de RSO + maravalha não foi perdida, gerando assim composto orgânico (LEAL, 2013; SANTOS, 2017). A massa de composto após compostagem é obtida pela **equação 15**.

$$M_{comp} = (M_{RSO} + M_{MR}) * \%_{comp} \quad (15)$$

M_{comp} = Massa gerado de composto após compostagem (kg/dia);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

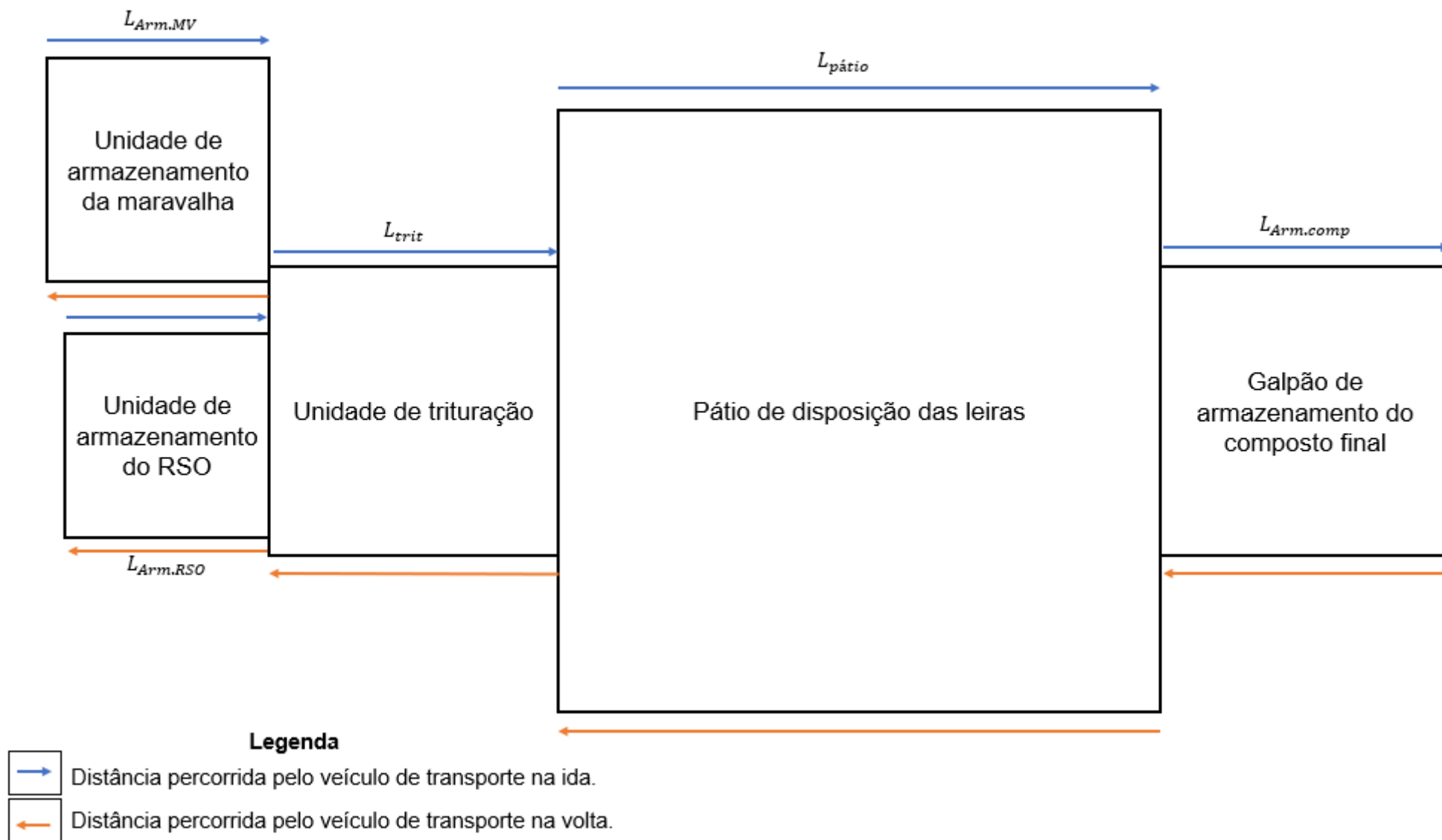
M_{MV} = Massa de maravalha agregada ao RSO (kg/dia);

$\%_{comp}$ = Porcentagem de composto gerado (%).

- Dimensionamento das unidades de recebimento de RSO e maravalha, trituração e armazenamento do composto final

Para o dimensionamento das áreas ocupadas pelas unidades de recebimento dos RSO e de maravalha, pela unidade de trituração e pelo galpão de armazenamento do composto após a compostagem, considerou-se que em ambas instalações, os resíduos ficam dispostos em pilhas de 1 metro de altura. De forma a simplificar os cálculos, uma vez que nesse estudo o dimensionamento das instalações é uma forma de estimar a quilometragem percorrida pelo veículo de transporte de resíduos, considerou-se também que as unidades possuem um layout quadrado (**Figura 10**).

Figura 10 - Esquema representativo da unidade de compostagem.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Dessa forma, calculou-se o volume da área de recebimento do RSO pela **equação 5**. Por ser uma área quadrada onde largura da unidade de recebimento é igual ao comprimento, obtém-se a relação da **equação 16**.

$$V_{RSO} = L_{Arm.RSO}^2 * H_{pilha} \quad (16)$$

$L_{Arm.RSO}$ = Largura da unidade de armazenamento de RSO, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar os RSO antes da etapa de trituração de acordo com a **equação 17**.

$$A_{RSO} = L_{Arm.RSO}^2 \quad (17)$$

De forma similar calculou-se o volume da área de recebimento da maravalha com a **equação 18**.

$$V_{MV} = \frac{M_{MV}}{\gamma_{MV}} \quad (18)$$

V_{MV} = Volume de maravalha agregada ao RSO (m³/dia);

M_{MV} = Massa de maravalha agregada ao RSO (kg/dia);

γ_{MV} = Peso específico da maravalha (kg/m³).

A largura da unidade de recebimento é igual ao comprimento, logo se estabelece a relação apresentada na **equação 19**.

$$V_{MV} = L_{Arm.MV}^2 * H_{pilha} \quad (19)$$

$L_{Arm.MV}$ = Largura da unidade de armazenamento de maravalha, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar da maravalha antes da etapa de trituração de acordo com a **equação 20**.

$$A_{MV} = L_{Arm.MV}^2 \quad (20)$$

Para estimar as dimensões da unidade de trituração, utilizou-se o volume da mistura de RSO e maravalha calculado pela **equação 7**.

$$V_{trit} = V_{dia} \quad (21)$$

V_{dia} = Volume da mistura inserida na composteira (m^3/d);

V_{trit} = Volume triturado (m^3/d).

A largura da unidade de trituração é igual ao comprimento, logo, obtém-se a relação apresentada na **equação 22**.

$$V_{trit} = L_{trit}^2 * H_{pilha} \quad (22)$$

L_{trit} = Largura da unidade de trituração, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para trituração de acordo com a **equação 23**.

$$A_{trit} = L_{trit}^2 \quad (23)$$

Tendo a área útil do pátio ocupada por leiras (**equação 14**), calculou-se a largura e comprimento pela **equação 24**.

$$A_u = L_{pátio}^2 \quad (24)$$

$L_{pátio}$ = Largura do pátio de leiras que é correspondente ao comprimento da mesma (m).

Por fim, calculou-se o volume do galpão de armazenamento do composto gerado no processo através da **equação 25**.

$$V_{comp} = \frac{M_{comp}}{\gamma_{comp}} \quad (25)$$

V_{comp} = Volume de composto gerado (m³/dia);

M_{comp} = Massa do composto gerado (kg/dia);

γ_{Comp} = Peso específico do composto gerado (kg/m³).

A largura da unidade de armazenamento do composto é igual ao seu comprimento, logo, se estabelece a relação da **equação 26**.

$$V_{comp} = L_{Arm.comp}^2 * H_{pilha} \quad (26)$$

$L_{Arm.comp}$ = Largura da unidade de armazenamento de maravalha, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar o composto após processo de compostagem através da **equação 27**.

$$A_{comp} = L_{Arm.comp}^2 \quad (27)$$

A área final requerida pelo sistema de compostagem é calculada pela **equação 28**.

$$A_{final} = A_{RSO} + A_{MV} + A_{trit} + A_u + A_{comp} \quad (28)$$

E a quilometragem percorrida pelo veículo de transporte de resíduos é obtida pela **equação 29**.

$$Dist = 2 * (L_{Arm.RSO} + L_{Arm.MV} + L_{trit} + L_{pátio} + L_{Arm.comp}) \quad (29)$$

A **Tabela 1** apresenta os parâmetros adotados para aplicação da metodologia proposta para o dimensionamento do pátio de compostagem.

Tabela 1 - Parâmetros adotados para o dimensionamento do pátio de compostagem.

Parâmetros	Sigla	Valores adotados	Unidade	Referências
Peso específico do resíduo	γ_{RSO}	950	kg/m ³	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Peso específico da maravalha	γ_{MV}	151	kg/m ³	OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006
Tempo de maturação	M	120	dias	MMA, 2010
Altura da seção triangular da leira	h	2,0	m	Adotado
Comprimento da leira cenário 1	L ₁	7,0	m	Adotado
Comprimento da leira cenário 2	L ₂	17,5	m	Adotado
Tempo de montagem de uma leira cenário 1	T _{M.L. 1}	7,0	dias	Adotado
Tempo de montagem de uma leira cenário 2	T _{M.L. 2}	3,0	dias	Adotado
Teor de umidade de RSO	%H ₂ O _{RSO}	80	%	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Teor de umidade da Maravalha	%H ₂ O _{MV}	12,2	%	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Teor de umidade da mistura RSO + Maravalha	%H ₂ O _{Mistura}	60	%	NICOLOSO & BARROS, 2019
Porcentagem de composto gerado	% _{comp}	54	%	LEAL, 2013; SANTOS, 2017
Peso específico do composto	γ_{comp}	550,5	kg.f/m ³	Adotado
Altura da pilha de resíduo nas unidades de armazenamento e trituração	H _{pilha}	1,0	m	Adotado

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.3.2. Dimensionamento de um Digestor Anaeróbio

O dimensionamento do digestor anaeróbio para tratamento de resíduos sólidos orgânicos seguiu a metodologia proposta por Proença (2010).

- Determinação de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV) no RSO

Considerando que o RSO possui 20% de sólidos totais (CASSINI *et al.*, 2003; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008 *apud* PROENÇA, 2010), calculou-se a massa de sólidos totais pela **equação 30**.

$$M_{ST} = M_{RSO} * ST \quad (30)$$

M_{ST} = Massa de Sólidos Totais no RSO (kg/dia);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

ST = Concentração de Sólidos Totais na massa de RSO (%).

Dentre o percentual de sólidos totais presente no RSO (20%), 85% equivalem aos sólidos voláteis (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008 *apud* PROENÇA, 2010), logo obteve-se o valor de sólidos totais pela relação expressa na **equação 31**.

$$M_{SV} = M_{ST} * SV \quad (31)$$

M_{SV} = Massa de Sólidos Voláteis no RSO (kg/dia);

M_{ST} = Massa de Sólidos Totais no RSO (kg/dia);

SV = Concentração de Sólidos Voláteis na massa de RSO (%).

- Determinação da massa de DQO dos RSO produzidos

Segundo Proença (2010), a relação utilizada por projetistas é de que $M_{DQO}/M_{SV} = 1,15$ kg/kg. Logo, obtém-se a massa de DQO a partir da **equação 32**.

$$M_{DQO} = M_{SV} * 1,15 \quad (32)$$

M_{DQO} = Massa de DQO (kg/dia);

M_{SV} = Massa de Sólidos Voláteis no RSO (kg/dia).

- Diluição do substrato

Ainda de acordo com Proença (2010), o RSO deve entrar no digestor anaeróbico com o teor de sólidos requerido pela tecnologia escolhida (17%), logo foi necessário realizar uma diluição de acordo com a **equação 33**.

$$L_{diluição} = \frac{M_{SV}}{T_{RSO}} - M_{RSO} \quad (33)$$

$L_{Diluição}$ = Quantidade de líquido de diluição (kg/dia);

M_{SV} = Massa de Sólidos Voláteis no substrato (kg/dia);

T_{RSO} = Teor de sólidos requerido pela tecnologia escolhida (%);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia).

- Volume do substrato inserido no digestor anaeróbio

Para calcular o volume do substrato inserido no digestor anaeróbio foi necessário obter o volume de RSO introduzido no digestor, bem como o volume de água requerido neste.

Considerando o peso específico do RSO como sendo igual a 950 kg/m³, obteve-se o volume de resíduo inserido no digestor anaeróbio através da **equação 34**.

$$V_{RSO} = \frac{M_{RSO}}{\gamma_{RSO}} \quad (34)$$

V_{RSO} = Volume de RSO inserido do digestor (m³/dia);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

γ_{RSO} = Peso específico do RSO (kg/m³).

Considerando o peso específico da água como sendo igual a 1.000 kg/m³, obteve-se o volume de água inserido no digestor anaeróbio pela **equação 35**.

$$V_{\text{Água}} = \frac{L_{\text{Diluição}}}{\gamma_{\text{Água}}} \quad (35)$$

$V_{\text{Água}}$ = Volume de água inserido do digestor (m³/dia);

$L_{\text{Diluição}}$ = Massa de líquido de diluição (kg/dia);

$\gamma_{\text{Água}}$ = Peso específico da água (kg/m³).

O volume do substrato (RSO + Água) inserido no digestor anaeróbio foi obtido pela soma das **equações 34 e 35**, que resulta na **equação 36**.

$$V_S = V_{RSO} + V_{\text{Água}} \quad (36)$$

V_S = Volume do substrato inserido do digestor (m³/dia);

V_{RSO} = Volume de RSO inserido do digestor (m³/dia);

$V_{\text{Água}}$ = Volume de água inserido do digestor (m³/dia).

- Dimensões do digestor anaeróbio

Considerando um tempo de retenção de 28 dias (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008 *apud* PROENÇA, 2010), calculou-se o volume do reator pela **equação 37**.

$$V_R = V_S * TRS \quad (37)$$

V_R = Volume do reator de digestão anaeróbia (m^3);

V_S = Volume do substrato inserido do digestor (m^3 /dia);

TRS = Tempo de retenção de sólidos (dia).

Para calcular as dimensões do digestor anaeróbio de um estágio, foi utilizado o volume do reator, obtido na **equação 37**, e, fez-se necessário adotar as alturas para os Cenários 1 e 2. A partir disso, e considerando-se um formato tronco-cilíndrico, foi possível obter o raio do digestor pela **equação 38**.

$$V_R = \pi * R^2 * H \quad (38)$$

V_R = Volume do reator de digestão anaeróbia (m^3);

R = Raio do digestor anaeróbio (m);

H = Altura do digestor anaeróbio (m).

- Volume e massa do gás metano produzido

Tendo em vista que a eficiência de transformação de massa DQO é de 85%, e que o fator de conversão de massa de DQO em metano é igual a 0,35 m^3 CH_4 /kg DQO (PROENÇA, 2010), a quantificação do volume de gás metano foi calculada pela **equação 39**.

$$V_{CH_4} = M_{DQO} * F_c * E_F \quad (39)$$

V_{CH_4} = Volume de gás metano (m³);

M_{DQO} = Massa de DQO (kg/dia);

F_c = Fator de conversão de massa de DQO em massa de gás metano (m³ CH₄/kg DQO);

E_F = Eficiência de transformação de massa de DQO (%).

Considerando a massa específica do metano igual a 0,66 kg/m³ (CASSINI *et al.*, 2003), calculou-se a massa de metano através da **equação 40**.

$$M_{CH_4} = V_{CH_4} * \rho_{CH_4} \quad (40)$$

M_{CH_4} = Massa de gás metano (kg/dia);

V_{CH_4} = Volume de gás metano (m³/dia);

ρ_{CH_4} = Massa específica do metano (kg/m³).

- Volume e massa de biofertilizante gerado

Sabendo que a eficiência de transformação de massa DQO é de 85% (PROENÇA, 2010), obteve-se a massa de RSO convertida em metano através da **equação 41**.

$$M_{RSO-CH_4} = M_{DQO} * E_F \quad (41)$$

M_{RSO-CH_4} = Massa de RSO convertida em metano (kg/dia);

M_{DQO} = Massa de DQO (kg/dia);

E_F = Eficiência de transformação de massa de DQO (%).

Considerando que 65% do biogás corresponde a gás metano (SANTOS *et al.*, 2010 *apud* REIS, 2012; CASTANON, 2002 *apud* SALOMON & LORA, 2005; COLDEBELLA, 2006 *apud* ROCHA, 2016), calculou-se a massa de RSO convertida em biogás pela relação apresentada na **equação 42**.

$$M_{RSO-biogás} = \frac{M_{RSO-CH_4}}{\%_{CH_4}} \quad (42)$$

$M_{RSO-biogás}$ = Massa de RSO convertida em biogás (kg/dia);

M_{RSO-CH_4} = Massa de RSO convertida em metano (kg/dia);

$\%_{CH_4}$ = Porcentagem de metano no biogás (%).

Através das relações obtidas na **equação 41** e **equação 42** estimou-se a massa de biofertilizante produzida no digestor anaeróbio pela **equação 43**.

$$M_B = M_{RSO} - M_{RSO-biogás} \quad (43)$$

M_B = Massa total de biofertilizante gerado no digestor (kg/dia);

M_{RSO} = Massa de RSO produzida (kg/dia);

$M_{RSO-biogás}$ = Massa de RSO convertida em biogás (kg/dia).

Considerando a massa específica do biofertilizante igual a 1.065 kg/m³ (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005), foi possível converter massa em volume pela relação da **equação 44**.

$$V_B = \frac{M_B}{\rho_{bio}} * 1000 \quad (44)$$

V_B = Volume total de biofertilizante gerado no digestor (m³/dia);

M_B = Massa total de biofertilizante gerado no digestor (kg/dia);

ρ_{bio} = Massa específica do biofertilizante (kg/m³).

- Volume e massa de biofertilizante que sai do sistema

Considerando que uma quantidade equivalente ao volume de água inserida inicialmente é reinserida no processo, logo o volume de biofertilizante que sai do sistema é calculado pela **equação 45**.

$$V_{B\ final} = V_B - V_{Água} \quad (45)$$

$V_{B\ final}$ = Volume de biofertilizante que sai do sistema (m³/dia);

V_B = Volume total de biofertilizante gerado no digestor (m³/dia);

$V_{Água}$ = Volume de água inserida no digestor (m³/dia);

Converteu-se o volume em massa de biofertilizante que sai do sistema para posterior uso na agricultura pela relação da **equação 46**.

$$M_{B \text{ final}} = \frac{V_{B \text{ final}} * \rho_{bio}}{1000} \quad (46)$$

$M_{B \text{ final}}$ = Massa de biofertilizante que sai do sistema (kg/dia);

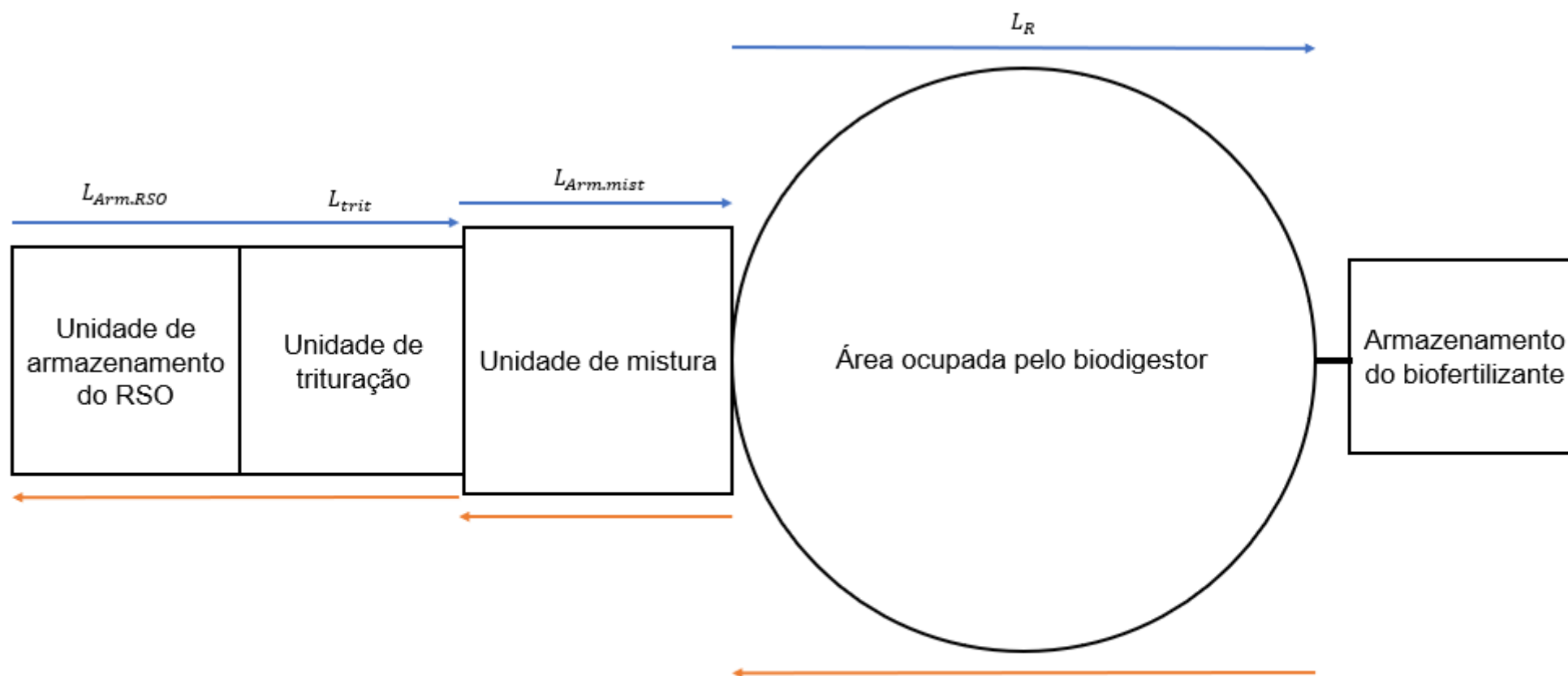
$V_{B \text{ final}}$ = Volume de biofertilizante que sai do sistema (m³/dia);

ρ_{bio} = Massa específica do biofertilizante (kg/m³).



- Dimensionamento das unidades de recebimento de RSO, trituração, unidade de mistura e armazenamento do biofertilizante e biogás

Para o dimensionamento das áreas ocupadas pelas unidades de recebimento dos RSO, pela unidade de trituração e mistura do resíduo e pelo galpão de armazenamento do biofertilizante e biogás após a digestão anaeróbia, considerou-se que em ambas instalações, os resíduos ficam dispostos em pilhas de 1 metro de altura. De forma a simplificar os cálculos, uma vez que nesse estudo o dimensionamento das instalações é uma forma de estimar a quilometragem percorrida pelo veículo de transporte de resíduos, considerou-se também que as unidades possuem um layout quadrado (**Figura 11**).

Figura 11 - Esquema representativo da unidade de digestão anaeróbia.



Legenda

-  Distância percorrida pelo veículo de transporte na ida.
-  Distância percorrida pelo veículo de transporte na volta.

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Dessa forma, utilizou-se o volume de resíduo sólidos orgânicos inserido do digestor (**equação 34**) para calcular a largura e comprimento da unidade através da **equação 47**.

$$V_{RSO} = L_{Arm.RSO}^2 * H_{pilha} \quad (47)$$

V_{RSO} = Volume de RSO inserido do digestor (m³/dia);

$L_{Arm.RSO}$ = Largura da unidade de armazenamento de RSO, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar os RSO antes da etapa de trituração pela relação apresentada na **equação 48**.

$$A_{RSO} = L_{Arm.RSO}^2 \quad (48)$$

De forma similar, visto que a quantidade de resíduos que é encaminhada para a unidade de trituração é a totalidade de resíduos recebida na unidade de armazenamento, tem-se as relações apresentadas nas **equações 49, 50 e 51**.

$$V_{trit} = V_{RSO} \quad (49)$$

$$L_{trit} = L_{Arm.RSO} \quad (50)$$

$$A_{trit} = A_{RSO} \quad (51)$$

L_{trit} = Largura da unidade de trituração, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

A_{trit} = Área requerida para trituração (m²)

V_{trit} = Volume da unidade de trituração (m³).

Utilizou-se o volume do substrato (RSO + água) obtido pela **equação 36** para calcular a largura e comprimento da unidade o volume da área destinada para a mistura do RSO com a água para atingir a umidade necessária para a respectiva tecnologia. Logo, as dimensões da unidade são obtidas pela **equação 52**.

$$V_S = L_{mist}^2 * H_{pilha} \quad (52)$$

V_S = Volume do substrato inserido do digestor (m³/dia);

L_{mist} = Largura da unidade de mistura do RSO + água, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para mistura através da **equação 53**.

$$A_{mist} = L_{mist}^2 \quad (53)$$

Tendo o volume do reator (**equação 37**), calculou-se a sua área pela **equação 54**, onde R é o raio do reator.

$$A_R = \pi * R^2 \quad (54)$$

Tendo a área ocupada pelo reator, calculou-se a largura de acordo com a relação da **equação 55**.

$$L_R = 2R \quad (55)$$

L_R = Largura do pátio do reator (m).

A partir do volume de biofertilizante gerado no processo (**equação 45**) foi possível obter as dimensões do galpão de armazenamento do biofertilizante através da **equação 56**.

$$V_{B\ final} = L_{Arm.B}^2 * H_{pilha} \quad (56)$$

$L_{Arm.B}$ = Largura da unidade de armazenamento do biofertilizante, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

H_{pilha} = Altura da pilha (m), que foi definida como sendo 1 metro.

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar o biofertilizante após processo de digestão anaeróbia pela **equação 57**.

$$A_B = L_{Arm.B}^2 \quad (57)$$

Tendo o volume do biogás gerado no digestor, foi possível obter as dimensões da unidade de armazenamento do gás através da **equação 58**.

$$V_{Biogás} = L_{Arm.Biogás}^2 * H_{Biogás} \quad (58)$$

$L_{Arm.B}$ = Largura da unidade de armazenamento do biogás, que é correspondente ao comprimento da mesma (m);

$H_{biogás}$ = Altura da unidade de armazenamento do biogás (1 m).

Assim, calculou-se a área requerida para armazenar o biogás após processo de digestão anaeróbia a partir da **equação 59**.

$$A_{Biogás} = L_{Arm.Biogás}^2 \quad (59)$$

A área final requerida pelo sistema de digestão anaeróbia é dada pela **equação 60**.

$$A_{final} = A_{RSO} + A_{mist} + A_{trit} + A_R + A_B + A_{Biogás} \quad (60)$$

E a quilometragem percorrida pelo veículo de transporte de resíduos é obtida pela **equação 61**.

$$Dist = 2 * (L_{Arm.RSO} + L_{Arm.mist} + L_R + L_{trit}) \quad (61)$$

A **Tabela 2** apresenta os parâmetros adotados para aplicação da metodologia de dimensionamento do digestor anaeróbio proposta no presente item.

Tabela 2 - Parâmetros adotados para o dimensionamento do digestor anaeróbio.

Parâmetros	Sigla	Valores adotados	Unidade	Referências
Percentual de sólidos totais	ST	20	%	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Percentual de sólidos voláteis	SV	85	%	DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008 <i>apud</i> PROENÇA, 2010
Relação DQO/SV	DQO/SV	1,15	kg/kg	PROENÇA, 2010
Teor de sólidos requerido pela tecnologia escolhida	T_{RSO}	17	%	PROENÇA, 2010

Continua

Conclusão

Parâmetros	Sigla	Valores adotados	Unidade	Referências
Peso específico do resíduo	γ_{RSO}	950	kg/m ³	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Peso específico da água	$\gamma_{Água}$	1000	kg/m ³	PROENÇA, 2010
Tempo de retenção de sólidos	TRS	28	dias	DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008 <i>apud</i> PROENÇA, 2010
Eficiência de transformação de massa de DQO	E_F	85	%	PROENÇA, 2010
Fator de Conversão de massa de DQO em massa de gás metano	F_c	0,35	-	PROENÇA, 2010
Massa Especifica do gás metano	ρ_{CH_4}	0,66	kg/m ³	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Massa Especifica do biofertilizante	ρ_{bio}	1065	kg/m ³	VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005
Altura do Reator 1	H_1	7,0	m	Adotado
Altura do Reator 2	H_2	10	m	Adotado
Porcentagem de CH ₄ no biogás	% CH ₄	65	%	SANTOS <i>et al.</i> , 2010 <i>apud</i> REIS, 2012; CASTANON, 2002 <i>apud</i> SALOMON & LORA, 2005; COLDEBELLA, 2006 <i>apud</i> ROCHA, 2016
Altura da pilha de resíduo nas unidades de armazenamento, trituração e mistura	H_{pilha}	1,0	m	Adotado

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.4. ESTIMATIVA DE EMISSÕES E PRODUTOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO

Para comparar os impactos ambientais dos sistemas, é necessário calcular as emissões, efluentes e resíduos provenientes desses, bem como os nutrientes presentes no resíduo, que serão aproveitados como adubo na agricultura. No item 6.3 foram apresentados os métodos para determinar as quantidades de composto gerado na compostagem, e de biofertilizante e metano (CH₄) gerados na digestão anaeróbia. Além desses, serão quantificados as demais emissões e os nutrientes, apresentados nos itens abaixo.

6.4.1. Compostagem

Numa unidade de compostagem são esperadas emissões de dióxido de carbono (CO₂), gás sulfídrico (H₂S), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e

amônia (NH₃), além do vapor d'água, que não será considerado no presente estudo por não ser um agente poluidor e não causar impacto ambiental relevante (PEREIRA, 2017; MMA, 2017). Em relação aos nutrientes presentes no composto, serão considerados os principais usados como fertilizantes agrícolas, sendo estes: nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Tais dados foram estimados de acordo com as relações apresentadas no **Quadro 9**, que se baseiam na quantidade de RSO inserido no sistema e de composto gerado, calculado de acordo com o item **6.3.1**.

Quadro 9 - Emissões e nutrientes gerados no processo de compostagem.

Substância	Quantidade	Referência
CO ₂	98 kg CO ₂ /t de RSO	BOLDRIN, 2008 <i>apud</i> PAIVA, 2006
H ₂ S	0,000526 kg H ₂ S/kg de RSO	<i>Ecoinvent 3.5 (treatment of biowaste, industrial composting biowaste Cutoff, U)</i>
CH ₄	2 kg CH ₄ /t de RSO	UNFCCC, 2017
N ₂ O	0,2 kg N ₂ O/t de RSO	UNFCCC, 2017
NH ₃	0,63 kg NH ₃ /t de RSO	BOLDRIN, 2008 <i>apud</i> PAIVA, 2006
N	2% do composto (kg)	COLÓN, 2010 <i>apud</i> PAIVA, 2016
P	0,5% do composto (kg)	ANDERSEN <i>et al</i> , 2011 <i>apud</i> PAIVA, 2016
K	0,5% do composto (kg)	KIEHL, 2004 <i>apud</i> PAIVA, 2016

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.4.2. Digestão Anaeróbia

No tratamento de RSO através do biodigestor anaeróbio há a emissão do biogás, que é composto de dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO) gás sulfídrico (H₂S), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), amônia (NH₃), nitrogênio (N₂), hidrogênio (H₂) e oxigênio (O₂). No presente trabalho, o biogás produzido no processo será encaminhado a uma usina de geração de energia elétrica para aproveitamento do potencial energético deste, por isso, tais gases não serão considerados como emissões atmosféricas. Para cálculo do biogás, usa-se como base a quantidade de metano (CH₄) produzido no processo, calculado no item **6.3.2**, e que corresponde a 65% do biogás (SANTOS *et al.*, 2010 *apud* REIS, 2012; CASTANON, 2002 *apud* SALOMON & LORA, 2005; COLDEBELLA, 2006 *apud* ROCHA, 2016).

Assim como na compostagem, serão considerados no cálculo do potencial de fertilização do solo agrícola os nutrientes nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K).

Tais elementos foram estimados de acordo com o quantitativo de biofertilizante produzido, calculado no item **6.3.2**, e as relações apresentadas no **Quadro 10**.

Quadro 10 - Emissões e nutrientes gerados no processo de digestão anaeróbia.

Substância	Quantidade	Referência
N	6 kg/m ³ de biofertilizante	BGS, 2019
P	6 kg/m ³ de biofertilizante	BGS, 2019
K	3 kg/m ³ de biofertilizante	BGS, 2019
Biogás	153,8% x CH ₄ (kg)	Média dos autores SANTOS <i>et al.</i> , 2010 <i>apud</i> REIS, 2012; CASTANON, 2002 <i>apud</i> SALOMON & LORA, 2005; COLDEBELLA, 2006 <i>apud</i> ROCHA, 2016

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.5. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A metodologia da ACV, baseada nos requisitos das normas internacionais ISO 14.040 (2006) e ISO 14.044 (2006), consiste na realização das quatro etapas apresentadas nos itens **6.5.1** a **6.5.4**.

6.5.1. Definição do objetivo e escopo

No presente trabalho, a unidade funcional escolhida para avaliação dos sistemas foi quilograma (kg) de RSO inserido no processo para tratamento.

- Fronteiras do sistema: a abordagem utilizada foi “*gate-to-gate*”. Esta abordagem inclui ACV dos processos e infraestrutura envolvidas diretamente com a operação das unidades de tratamento, e compreende o momento em que o resíduo entra na unidade até sua saída da mesma. Portanto, não inclui o recolhimento do resíduo e a distribuição do produto (fertilizante biológico agrícola). Também não estão contempladas no estudo os impactos ligados a construção e manutenção da infraestrutura.
- Tipos de impactos avaliados: considerou-se os impactos de mudança climática, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática e terrestre, acidificação, eutrofização, e depleção de combustíveis fósseis.
- Fonte dos dados coletados: dados secundários da literatura e banco de dados Ecoinvent 3.5.

Dado que um dos sistemas avaliados (digestão anaeróbia) resulta em mais de um produto (energia elétrica e biofertilizante), conforme apresentado no item **6.1**, a abordagem escolhida foi de multiprodutos.

6.5.2. Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

6.5.2.1. Compostagem

A partir do item **6.1** tem-se que, para o funcionamento da unidade de compostagem, serão necessários os seguintes equipamentos: triturador de resíduos, revolvedor de leiras e veículo para movimentação dos resíduos.

O triturador escolhido foi o triturador de resíduos orgânicos da empresa NKS INDUSTRIAL, que possui capacidade de 800 kg/h e potência de 10 cv (7,355 kW). O tempo de uso (t) do triturador para os cenários 1 e 2 foi calculado pela **equação 62**.

$$t = \frac{\textit{capacidade}}{\textit{RSO}} \quad (62)$$

A energia elétrica usada nos dois cenários foi calculada pela **equação 63**.

$$\textit{energia} = \textit{potência} * \textit{tempo} \quad (63)$$

O transporte dos resíduos dentro da unidade será realizado por caminhão a diesel, sendo a distância percorrida diariamente por este calculada de acordo com no item **6.3.1**.

Considerou-se também a utilização do revolvedor de leiras com capacidade de revolver 4000 m³/hora (KOMPTECH, 2019) e com consumo de 3,12 L de diesel/hora (PAIVA, 2016). Considerando que cada leira será revolvida uma vez por dia, e sabendo que o volume revolvido nas leiras compreende os RSO mais a maravalha, o tempo de uso diário do revolvedor pode ser calculado a partir da **Equação 62**. Sabendo do tempo necessário para revolver todas as leiras em um dia, acha-se o consumo de litros de diesel (L_{diesel}) por dia, porém, o *software* OpenLCA utiliza a unidade de Joules para queima de diesel. Por isso, considerando que a densidade do óleo diesel é 0,853 kg/l (WGL GERADORES, 2017) e que o poder calórico do

mesmo é de 45500 kJ/kg (ROYAL FIC, 2019), obtém-se a quantidade de energia provinda do diesel (J_{diesel}) de acordo com **equação 64**.

$$J_{diesel} = (0,853 * L_{diesel}) * 45500 \quad (64)$$

J_{diesel} = Energia da queima do diesel consumido pelo revolvedor (kJ/dia);

L_{diesel} = Diesel consumido pelo revolvedor (L/dia).

O **Quadro 11** apresenta as especificações dos equipamentos utilizados na compostagem. Ressalta-se que os inputs tiveram seus quantitativos divididos pela quantidade de RSO introduzida no sistema, a fim de obter os impactos gerados em 1 kg de RSO. Tais resultados serão apresentados posteriormente no item **7.4.1.1**.

Quadro 11 - Especificações do maquinário utilizado no processo de compostagem.

Equipamentos	Quantidade	Referência
Triturador	Potência = 7,355 kW	NKS INDUSTRIAL, 2019
	Capacidade = 800 kg/h	
Revolvedor de leiras	Consumo = 3,12 L de diesel/hora	PAIVA, 2016
	Capacidade = 4000 m ³ /hora	KOMPTECH, 2019

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.5.2.2. Digestão Anaeróbia

Também de acordo com o item **6.1**, para funcionamento do processo envolvendo o biodigestor serão necessários os seguintes equipamentos: triturador de resíduos, agitador de fundo, veículo para movimentação dos resíduos e maquinário para aproveitamento do biogás para geração de energia elétrica. O triturador e veículo escolhidos foram os mesmos para a compostagem. A distância percorrida pelo veículo será calculada a partir do item **6.3.1**.

Para manter a homogeneidade dos resíduos dentro do biodigestor e garantir a degradação uniforme, será necessário o funcionamento constante (24 horas/dia) de um agitador de fundo. Foram escolhidos dois modelos de agitadores da empresa FLYGT, o primeiro com potência de 11,2 kW (cenário 1) e o segundo com potência de 30 kW. A energia gasta diariamente com os agitadores pode ser calculada através da **equação 64**.

Para conversão do biogás em energia elétrica será necessário maquinário específico, sendo este inserido no ICV através de um processo obtido no banco de dados do Ecoinvent 3.5, que será melhor discutido no item **7.4.1.2** Considerando 36% de eficiência de conversão do biogás em energia (JORDÃO & PESSÔA, 2014), a quantidade de energia que entra no maquinário para se transformar em energia elétrica pode ser calculada através do poder calorífico do biogás, de 20,2 MJ/kg (SGC, 2007), com a **equação 66**.

$$E = (M_{\text{biogás}} * 20,2) * 36\% \quad (65)$$

E = Energia que entra no maquinário (MJ);

$M_{\text{biogás}}$ = Massa de biogás gerada no processo (kg);

O **Quadro 12** apresenta as especificações dos equipamentos utilizados na digestão anaeróbia. Ressalta-se que os inputs tiveram seus quantitativos divididos pela quantidade de RSO introduzida no sistema, a fim de obter os impactos gerados em 1 kg de RSO. Tais resultados serão apresentados posteriormente no item **7.4.1.2**.

Quadro 12 - Especificações do maquinário utilizado no processo de digestão anaeróbia.

Equipamentos	Quantidade	Referência
Triturador	Potência = 7,355 kW	NKS INDUSTRIAL, 2019
	Capacidade = 800 kg/h	
Agitador de fundo	Cenário 1: Potência = 268,8 KWh/dia	FLYGT, 2019
	Cenário 2: Potência = 720 KWh/dia	

Fonte: Elaborado pelas autoras.

6.5.3. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Esta etapa tem como objetivo compreender e avaliar os impactos ambientais com base na análise do inventário, sendo a etapa mais crítica da ACV. Para agrupar em categorias os impactos específicos utilizou-se o método *midpoints* ou método orientado a problemas. Nesse método, a análise quantitativa é interrompida antes do final do caminho do impacto, isto é, a AICV é ligada aos *midpoints* definidos, como por exemplo, eutrofização ou acidificação.

Para análise do impacto, aplicou-se a ferramenta ReCiPe H/H V1.13, desenvolvido pela empresa *Pré-Consultants*, localizada na Holanda. Esta metodologia foi escolhida pois as categorias de impacto são mais representativas da realidade brasileira.

6.5.4. Interpretação dos resultados

Nesta fase, as constatações da análise do inventário e da avaliação de impacto foram combinadas, gerando conclusões, expondo limitações do método, identificando as principais fases do ciclo de vida que impactam o meio ambiente e fornecendo recomendações para o problema.

6.5.5. Ferramenta computacional utilizada

O *software* utilizado para a ACV desse estudo foi o OpenLCA versão 1.10, desenvolvido pela GreenDelta em 2007. Optou-se por esse *software* por se tratar de uma ferramenta gratuita utilizada para ACV, e devido ao grande número de banco de dados com fontes de diferentes regiões.

7. RESULTADOS

7.1. ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE RSO

A **Tabela 3** apresenta os resultados da estimativa de produção diária de RSO, feita a partir da aplicação da fórmula preconizada no item **6.2**.

Tabela 3 - Estimativa de produção diária para populações nos cenários 1 e 2.

Parâmetros	Sigla	Resultado	Unidade	Referências
População do Cenário 1	P ₁	20.000	habitantes	Adotado
População do Cenário 2	P ₂	50.000	habitantes	Adotado
Produção Per Capita de RSO	PP _{RSO}	0,50	kg/hab.d	CASSINI <i>et al.</i> , 2003
Massa de RSO produzida no Cenário 1	M _{RSO (1)}	10.000	kg/d	Calculado
Massa de RSO produzida no Cenário 2	M _{RSO (2)}	25.000	kg/d	Calculado

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.2. DIMENSIONAMENTO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO

Essa sessão apresenta os resultados do dimensionamento dos sistemas de tratamento de RSO propostos: pátio de compostagem e digestor anaeróbio. Tal dimensionamento considera a definição dos dois cenários estimados no item **7.1**.

7.2.1. Pátio de Compostagem

Os resultados do dimensionamento do pátio de compostagem para os cenários 1 e 2 estão expostos na **Tabela 4**.

Tabela 4 - Resultados do dimensionamento do pátio de compostagem para os cenários 1 e 2.

Parâmetros	Sigla	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Massa de RSO produzida	M _{RSO}	10.000	25.000	kg/d
Massa de Maravalha necessária	M _{MV}	4.184,10	10.460,25	kg/d
Quantidade de água no RSO	H ₂ O _{RSO}	8.000	20.000	kg/d
Quantidade de água na Maravalha	H ₂ O _{MV}	510,46	1.276,15	kg/d
Massa da mistura (RSO + maravalha)	M _{mist}	14.184,10	35.460,25	kg/d
Volume da mistura que vai alimentar a composteira	V _{dia}	38,24	95,59	m ³ /d
Área da seção transversal da leira	A _s	5,46	5,46	m ²
Base da seção triangular	B	5,46	5,46	m
Número de leiras	N	17,14	40	Unidades

Continua

Conclusão

Parâmetros	Sigla	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Área da base das leiras	A_b	38,24	95,59	m ²
Área de folga para reviramento da leira	A_f	38,24	95,59	m ²
Área ocupada por uma leira	A_o	76,47	191,18	m ²
Área total ocupada por leiras	A_{ot}	1.310,93	7.647,12	m ²
Área útil do pátio	A_u	157.312,13	917.654,10	m ²
Massa do composto gerado	M_{comp}	7.659,41	19.148,54	kg/d
Metragem percorrida pelo caminhão	Dist	0,830	1,974	km/d

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.2.2. Digestor Anaeróbio

Os resultados do dimensionamento do digestor anaeróbio para os cenários 1 e 2 estão expostos na **Tabela 5**.

Tabela 5 - Resultados do dimensionamento do digestor anaeróbio para os cenários 1 e 2.

Parâmetros	Sigla	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Massa de RSO produzida	M_{RSO}	10.000	25.000	kg/d
Massa de ST dos RSO produzidos	M_{ST}	2.000	5.000	kg/d
Massa de SV dos RSO produzidos	M_{SV}	1.700	4.250	kg/d
Massa de DQO dos RSO produzidos	M_{DQO}	1.955	2.887,5	kg/d
Diluição do substrato	$L_{diluição}$	1764,71	4.411,76	kg/d
Volume total de RSO	V_{RSO}	10,53	26,32	m ³ /d
Volume total de água	$V_{Água}$	1,76	4,41	m ³ /d
Volume de substrato	V_s	12,29	30,73	m ³ /d
Volume do reator	V_R	344,15	860,37	m ³
Diâmetro do reator	D_R	7,91	10,47	m
Volume de gás metano (CH ₄) produzido	V_{CH_4}	581,61	1.454,03	m ³ CH ₄ /d
Massa de gás metano (CH ₄) produzido	M_{CH_4}	383,86	959,66	kg CH ₄ /d
Massa RSO convertida em metano (CH ₄)	$M_{RSO - CH_4}$	1.661,75	4.154,38	kg/d
Massa RSO convertida em biogás	$M_{RSO - biogás}$	2.556,54	6.391,35	kg/d
Massa gerada de biofertilizante	M_B	7.443,46	18.608,65	kg/d
Volume gerado de biofertilizante	V_B	6.989,17	17.472,91	L/d
Volume de biofertilizante que sai do sistema	$V_{B final}$	5.224,46	13.061,15	L/d
Massa de biofertilizante que sai do sistema	$M_{B final}$	5.564,05	13.910,12	kg/d
Metragem percorrida pelo caminhão	Dist	0,03058	0,0722	km/d

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.3. ESTIMATIVA DE EMISSÕES E PRODUTOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE RSO

De acordo com os resultados do dimensionamento dos sistemas, apresentados no item 7.2, e das relações apresentadas no item 6.4, calculou-se as emissões atmosféricas e produtos (nutrientes presentes no composto e biofertilizante) provenientes de tais sistemas.

7.3.1. Compostagem

Considerando a inserção de 10.000 kg (cenário 1) e 25.000 kg (cenário 2) de RSO por dia na unidade de compostagem, e a produção diária de 7.659,41 kg (cenário 1) e 19.148,54 kg (cenário 2) de composto, tem-se os resultados apresentados na **Tabela 6**.

Tabela 6 - Resultados das emissões e nutrientes gerados no processo de compostagem.

Substância	Estimativa de produção (kg/dia) Cenário 1	Estimativa de produção (kg/dia) Cenário 2
CO ₂	980,00	2450,00
H ₂ S	5,26	13,15
CH ₄	20,00	50,00
N ₂ O	2,00	5,00
NH ₃	6,30	15,75
N	153,19	382,97
P	38,30	95,74
K	38,30	95,74

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.3.2. Digestão Anaeróbia

Para o processo de digestão anaeróbia, considerou-se a inserção de 10.000 kg (cenário 1) e 25.000 kg (cenário 2) de RSO por dia no biodigestor. Nesse sistema, parte do biofertilizante produzido alimenta o sistema para alcançar a umidade desejada, logo, os valores dos nutrientes foram calculados sobre o biofertilizante que sai do processo. Essa variável possui valor de 5,22 m³/dia (cenário 1) e 13,06 m³/dia (cenário 2). Os resultados para emissões e nutrientes estão apresentados na **Tabela 7**.

Tabela 7 - Resultados das emissões e nutrientes gerados no processo de digestão anaeróbia.

Substância	Estimativa de produção (kg/dia) Cenário 1	Estimativa de produção (kg/dia) Cenário 2
N	31,35	78,37
P	31,35	78,37
K	15,67	39,18
Biogás	590,56	1476,40

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Observa-se que houve maior produção de nutrientes no sistema de compostagem. Para haver equivalência entre os sistemas no quesito de potencial nutricional do solo, será adicionado ao processo de digestão anaeróbia fluxos comparativos dos nutrientes estimados, que serão apresentados no item **7.4.1.2**.

7.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

Após o dimensionamento dos sistemas (item **7.2**) e da estimativa de emissões e nutrientes (item **7.3**) para cada cenário, foi possível realizar a ACV desses através do *software* OpenLCA 1.10. No programa, 2 (dois) processos da base de dados do Ecoinvent foram adaptados para criação dos 4 (quatro) processos objetos desse estudo. Nesses foram inseridos os dados de entrada (*input*) e saída (*output*) descritos abaixo. Os valores dos *outputs* foram calculados no item **7.3**.

Ressalta-se que os impactos foram calculados tendo como referência 1 kg de RSO, e por isso os *inputs* tiveram seus quantitativos totais divididos pela quantidade de RSO introduzidos nos sistemas. Essa divisão não foi necessária quanto ao *input* de transporte do material dentro das instalações, visto que de acordo com a unidade escolhida (km.kg), a quilometragem percorrida pelo caminhão será a mesma para qualquer quantidade de resíduo transportada.

7.4.1. Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Com exceção dos resíduos a serem tratados, os demais *inputs* e *outputs* adicionados utilizaram processos (provedores) pré-existent na base de dados do Ecoinvent 3.5, conforme apresentado na **Tabela 8**. As modificações feitas nesses provedores consistiram: na retirada de processos que não estivessem diretamente ligados às atividades, como construção e manutenção de infraestrutura externa; e na

escolha de processos brasileiros (BR) ou, quando não fosse possível, processos classificados como Globais (GLO) ou Resto do Mundo (RoW).

Tabela 8 - Provedores usados nos processos de compostagem e digestão anaeróbia para tratamento de RSO.

Processos	Provedores
Diesel	diesel, burned in agricultural machinery diesel, burned in agricultural machinery Cutoff, U
Eletricidade (gás natural)	electricity production, natural gas, conventional power plant electricity, high voltage Cutoff, U
Eletricidade (biogás)	heat and power co-generation, biogas, gas engine heat, central or small-scale, other than natural gas Cutoff, U
Eletricidade - baixa voltagem	market for electricity, low voltage electricity, low voltage Cutoff, U
Eletricidade - média voltagem	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U
Transporte - 16 a 32 toneladas	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 Cutoff, U
Transporte - 7,5 a 16 toneladas	transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3 Cutoff, U
Nitrogênio - N	ammonium nitrate production ammonium nitrate, as N Cutoff, U
Óxido de potássio - K ₂ O	potassium chloride production potassium chloride, as K ₂ O Cutoff, U
Pentóxido de fósforo - P ₂ O ₅	single superphosphate production phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ Cutoff, U

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.4.1.1. Compostagem

Na compostagem, devido a abordagem *gate-to-gate*, os resíduos a serem tratados foram inseridos com impacto nulo, sendo estes os *inputs* “maravalha” e “RSO”, já calculados no item 7.2.1.

Também foi inserido o *input* “eletricidade de baixa voltagem para BR”, considerando a utilização triturador escolhido. Para o cenário 1, o triturador permaneceu em atividade por 12,5 horas/dia, resultando no gasto de 91,937 kWh/dia. Enquanto que, para o cenário 2 foram necessários 2 (dois) trituradores, que permaneceram em atividade durante 15,6 horas/dia cada um, resultando no gasto de 229,843 kWh/dia.

Em relação ao transporte dos resíduos dentro da unidade, foi inserido o *input* “transporte com caminhão de capacidade de 7,5 a 16 toneladas” para o cenário 1 e o *input* “transporte com caminhão de capacidade de 16 a 32 toneladas” para o cenário 2. A frota escolhida para os caminhões foi a mais antiga existente no programa (EURO3), com o objetivo de se aproximar da realidade brasileira, que não

possui caminhões mais tecnológicos para essa finalidade. A partir do dimensionamento das áreas dentro das unidades de compostagem dos cenários 1 e 2, calculados no item **6.5.2.1**, tem-se que a distância percorrida pelos caminhões será de 0,830 km/dia para o cenário 1 e de 1,974 km/dia para o cenário 2.

Para revolvimento das leiras, foi adicionado o *input* “diesel queimado em máquinas agrícolas”. O equipamento funcionará aproximadamente 1 hora por dia para o cenário 1, e 3 horas por dia para o cenário 2. Logo, o consumo de diesel será de 138,90 MJ/dia e 347,25 MJ/dia, respectivamente.

O último *input* da compostagem foi adicionado como fluxo comparativo. Trata-se do *input* “eletricidade de alta voltagem para BR”, que representa o impacto ambiental caso fosse inserido no sistema da compostagem o equivalente a energia produzida pelo biogás no sistema de DA, que será calculado no item **7.4.1.2**.

Todos os *inputs* e *outputs* considerados na análise do processo da compostagem para tratamento de RSO estão apresentados na **Tabela 9**.

Tabela 9 - Dados de entrada e saída dos cenários 1 e 2 do processo de compostagem por kg de RSO.

Input/Output	Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Input	RSO (fluxo sem impacto)	1,00000	1,00000	kg
	Maravalha (fluxo sem impacto)	0,41840	0,41840	kg
	Triturador	0,00919	0,00919	KWh
	Caminhão	0,83010	1,97414	Km
	Revolvedor	13,89006	13,89006	kJ
	Eletricidade (fluxo comparativo)	0,42946	0,42946	MJ
Output	Dióxido de Carbono (CO ₂)	0,09800	0,09800	kg
	Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)	0,00053	0,00053	kg
	Metano (CH ₄)	0,00200	0,00200	kg
	Óxido Nitroso (N ₂ O)	0,00020	0,00020	kg
	Amônia (NH ₃)	0,00063	0,00063	kg
	Composto (fluxo sem impacto)	0,76594	0,76594	kg

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.4.1.2. Digestão Anaeróbia

No sistema do biodigestor, assim como na compostagem, o *input* “RSO” foi inserido com impacto nulo. Também foi inserido o *input* “eletricidade de baixa voltagem para

BR”, considerando a utilização triturador escolhido. Como se trata do mesmo quantitativo de RSO para os dois sistemas, os valores calculados para compostagem também se aplicam à digestão anaeróbia: gasto de 91,937 kWh/dia para o cenário 1 (12,5 horas de atividade diária), e de 229,843 kWh/dia pra o cenário 2 (15,6 horas de atividade diária).

Para o transporte dos resíduos dentro da área, os *inputs* inseridos também se assemelharam aos da compostagem, mudando apenas as distâncias percorridas, devido à menor área requerida calculadas de acordo com o item **7.2.2**: 0,035 km/dia para o cenário 1 e 0,072 km/dia para o cenário 2.

Em relação aos agitadores de fundo, foi adicionado o *input* “eletricidade de baixa voltagem para BR” para o representar o consumo de energia elétrica dos agitadores escolhidos. Os equipamentos funcionarão constantemente (24 horas/dia). Dessa forma, o consumo será de 268,8 kWh/dia para o cenário 1 e 720 kWh/dia para o cenário 2.

Para conversão do biogás em energia elétrica foi adicionado o *input* “eletricidade de alta voltagem para BR”, que representa a energia proveniente do biogás que será utilizada na produção de energia elétrica. O valor desse *input* foi calculado através do método apresentado no item **6.5.2.2**, e resultou em 4294,56 MJ/dia para o cenário 1 e 10736,39 MJ/dia para o cenário 2.

Os últimos *inputs* da digestão anaeróbia foram adicionados como fluxos comparativos. Trata-se da diferença entre a quantidade de nutrientes presentes no composto gerado na compostagem (item **6.4.1**) e no biofertilizante gerado na digestão anaeróbia (item **6.4.2**), apresentados na **Tabela 10**. Este procedimento foi adotado para igualar as funções dos sistemas.

Tabela 10 - Diferença entre os nutrientes produzidos na compostagem e na digestão anaeróbia.

Nutriente	Diferença de produção (kg/dia) Cenário 1	Diferença de produção (kg/dia) Cenário 2
N	121,84	304,60
P	6,95	17,38
K	22,62	56,56

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Essa diferença foi adicionada no processo através de fluxos de fertilizantes presentes no banco de dados do Ecoinvent 3.5: nitrogênio (N), pentóxido de fósforo (P₂O₅) e óxido de potássio (K₂O). A quantidade de fertilizante necessária foi calculada a partir da concentração dos nutrientes isolados (N, P e K) nos fertilizantes. Para o nitrogênio, o fertilizante já é isolado e 100% da massa é do nutriente nitrogênio. O nutriente fósforo representa 43,64% da massa do fertilizante P₂O₅ e o nutriente potássio compreende 83,02% da massa do fertilizante K₂O, aproximadamente (WEBQC, 2019). A partir dos valores presentes na **Tabela 10**, foi possível quantificar os fertilizantes a serem adicionados no sistema, como mostra a **Tabela 11**.

Tabela 11 - Fertilizantes adicionados como fluxos comparativos no sistema de digestão anaeróbia.

Fertilizante	Cenário 1 (kg/dia)	Cenário 2 (kg/dia)
N	121,84	304,60
P ₂ O ₅	15,93	39,81
K ₂ O	27,25	68,13

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Todos os *inputs* e *outputs* considerados na análise do processo da digestão anaeróbia para tratamento de RSO estão apresentados na **Tabela 12**.

Tabela 12 - Dados de entrada e saída dos cenários 1 e 2 do processo de digestão anaeróbia por kg de RSO.

Input/Output	Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2	Unidade
Input	RSO (fluxo sem impacto)	1,00000	1,00000	kg
	Triturador	0,009194	0,009194	kWh
	Agitador de fundo	0,026880	0,028800	kWh
	Caminhão	0,035813	0,072180	km
	Nitrogênio (fluxo comparativo)	0,012184	0,012184	kg
	Pentóxido de fósforo - P ₂ O ₅ (fluxo comparativo)	0,001593	0,001593	kg
	Óxido de potássio - K ₂ O (fluxo comparativo)	0,002725	0,002725	kg
	Eletricidade (biogás)	0,429456	0,429456	MJ
Output	Biofertilizante (fluxo sem impacto)	0,556405	0,556405	kg

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.4.2. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Nessa seção são apresentados os resultados obtidos através da AICV e sua interpretação levando em consideração as categorias e as metodologias de avaliação de impactos apresentadas nos itens 6.5.3. e 6.5.4. Os valores calculados através do *software* OpenLCA para os sistemas e cenários estão apresentados na **Tabela 13**, onde C1 e DA1 indicam a compostagem e a digestão anaeróbia no cenário 1, e C2 e DA2 a compostagem e a digestão anaeróbia no cenário 2, respectivamente.

Tabela 13 - Resultados da ACV dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia nos dois cenários analisados.

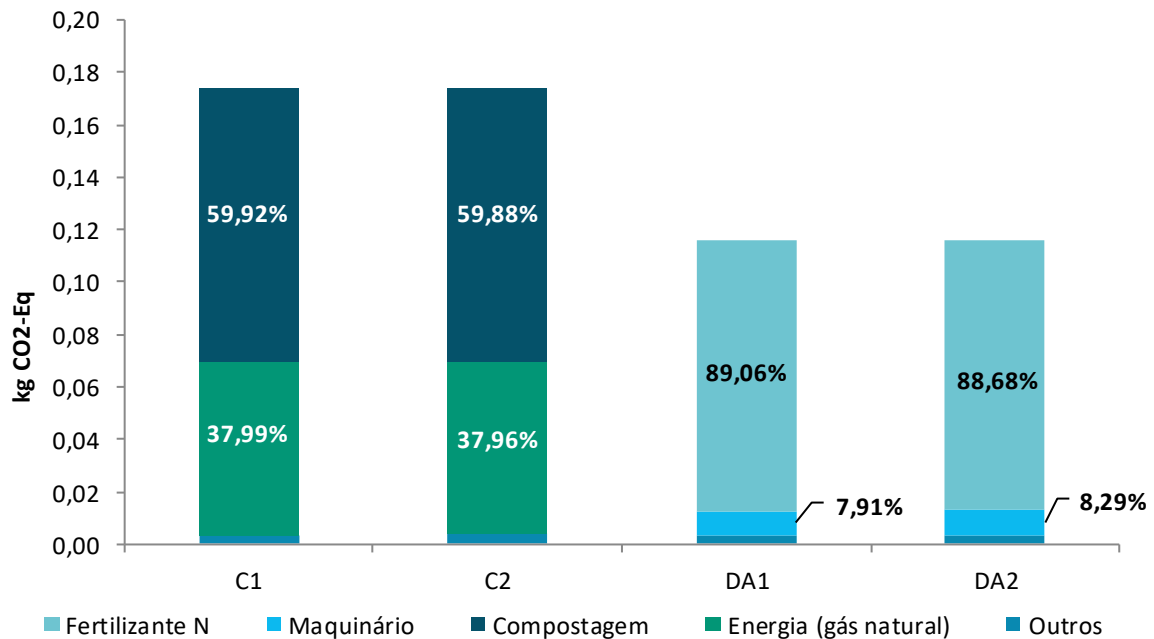
Impactos	Unidade	C1	C2	DA1	DA2
Mudanças Climáticas	kg CO ₂ -Eq	0,17387	0,17400	0,11577	0,11626
Depleção de combustíveis fósseis	kg óleo-Eq	0,03325	0,03329	0,02130	0,02145
Toxicidade humana	kg 1,4-DCB-Eq	0,00418	0,00422	0,02270	0,02283
Ecotoxicidade aquática	kg 1,4-DCB-Eq	2,873E-04	2,875E-04	6,938E-04	7,040E-04
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB-Eq	1,248E-04	1,254E-04	6,495E-04	6,585E-04
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB-Eq	3,68E-06	3,76E-06	8,58E-06	8,61E-06
Eutrofização aquática	kg P-Eq	1,168E-06	1,170E-06	1,565E-05	1,580E-05
Eutrofização marinha	kg N-Eq	6,168E-05	6,172E-05	3,043E-05	3,051E-05
Acidificação terrestre	kg SO ₂ -Eq	1,621E-03	1,622E-03	5,087E-04	5,11E-04

Fonte: Elaborado pelas autoras.

7.4.2.1. Mudanças Climáticas (GWP100)

Na **Figura 12** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, nas mudanças climáticas (GWP - *Global Warming Potential*). A unidade para análise do impacto é kg CO₂ eq.

Figura 12 - Impacto de mudanças climáticas dos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

A partir da análise dos resultados, observou-se que para ambos os cenários, a digestão anaeróbia apresentou-se como sendo a melhor alternativa de tratamento de RSO considerando o critério de impacto sobre mudanças climáticas. As emissões de N₂O referente aos fluxos comparativos de energia, na compostagem, e fertilizantes N, na digestão anaeróbia, foram semelhantes, logo atribuiu-se esse resultado as emissões de CH₄, de origem fóssil e não fóssil, na produção de gás natural e na decomposição do resíduo no sistema de compostagem.

Na compostagem, pode-se observar que não houve significativa mudança da contribuição entre C1 e C2, devido à equivalência da maior parte dos dados de entrada (por kg/RSO). Nos cenários analisados, o fluxo comparativo de energia (gás natural) compreendeu cerca de 38% do valor do impacto, sendo este o mais relevante para tal categoria de impacto. Cabe destacar que a energia é gerada por meio da combustão do gás natural, que torna o processo responsável pela emissão de 0,066 kg de CO₂/kg de RSO para ambos os cenários. Os principais gases relacionados ao ciclo de vida da produção de energia a partir do gás natural são o CH₄ de origem fóssil (fator de impacto de 25 kg de CO₂ eq) e CO₂.

O processo de compostagem contribuiu 59,90% para os cenários analisados na categoria de impacto de mudanças climáticas. Dentro do processo, as emissões mais relevantes foram de N₂O, que possui fator de impacto de 298 kg CO₂ eq, e CH₄ de origem orgânica, com 22,3 kg de CO₂ eq. Por isso, apesar do N₂O ter menor emissão por kg de RSO (0,0002 kg) do que o CH₄ (0,002 kg), o N₂O teve maior colaboração no impacto do processo.

As demais contribuições desse cenário, referentes ao triturador, revolvedor da leira e transporte do RSO pelo pátio de compostagem, somaram cerca de 2,10%. Dentre elas, o transporte apresentou resultados distintos entre os cenários, visto que há aumento da área a ser percorrida pelo caminhão no C2, com emissões de: 0,00015 kg de CO₂ eq e 0,00028 kg de CO₂ eq para os cenários 1 e 2, respectivamente.

A partir do **Figura 12** nota-se que não houve diferenças significativas entre os cenários DA1 e DA2, pois o fluxo que ocasionou maior impacto na categoria (fertilizante N) foi calculado para 1 kg de RSO para ambos os cenários. Tal fluxo contribuiu 89,06% (cenário 1) e 88,68% (cenário 2) para o impacto. Cabe destacar que a produção da matéria prima do fertilizante N (ácido nítrico e amônia), por meio de indústria química, emite N₂O e CO₂ de origem fóssil que possuem elevada relevância para o impacto de mudanças climáticas.

Nos cenários DA1 e DA2, a adição dos fertilizantes P₂O₅ e K₂O impactou em 1,70% e 1,06%. Tais porcentagens relacionam-se principalmente ao consumo de energia elétrica nas indústrias químicas, produzida por meio de combustíveis fósseis. Assim como para o fertilizante N, a produção de P₂O₅ e K₂O emite N₂O e CO₂ de origem fóssil.

As contribuições referentes ao maquinário necessário no sistema de digestão anaeróbia (triturador e agitador) somam cerca de 7,91% no DA1 e 8,29% no DA2. Os valores mantiveram-se próximos devido a pequena diferença de potência entre os agitadores escolhidos, sendo que os valores de entrada do triturador foram os mesmos para os dois cenários.

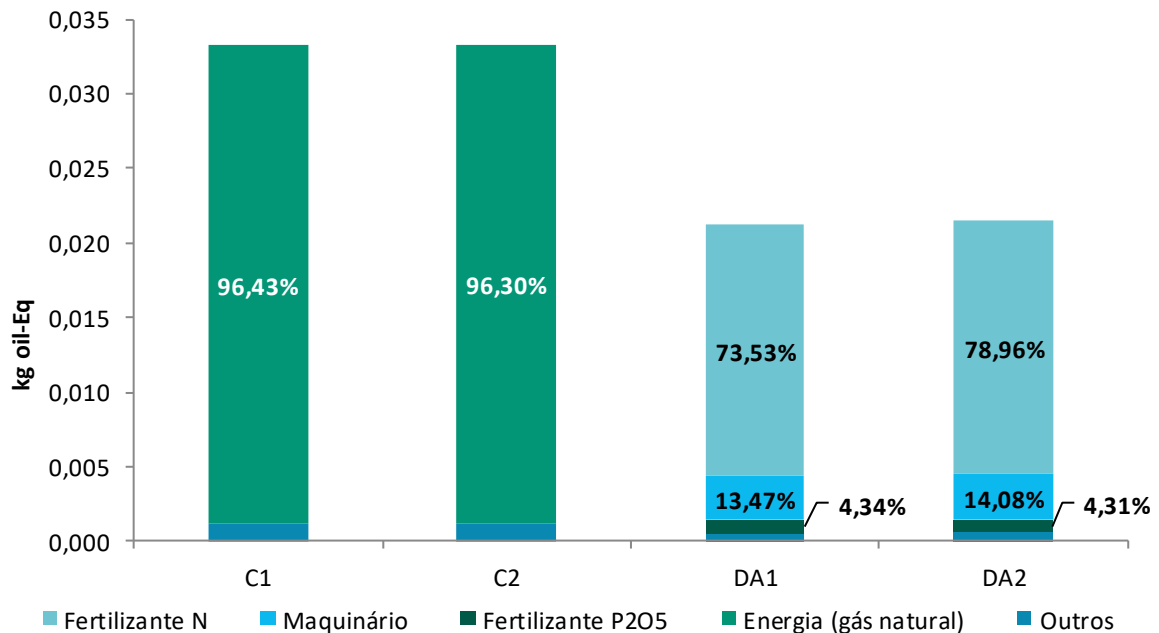
Por se tratar de um sistema fechado, não houveram emissões no processo de digestão anaeróbia, pois, conforme definido no item 7.1, o biogás foi encaminhado

para motor de combustão onde será realizada a queima deste. No processo de queima foram gerados 0,0003 CO₂ eq, que obteve a percentagem de 0,26% do impacto. Os impactos relacionados ao transporte para essa categoria não foram significativos.

7.4.2.2. Depleção de Combustíveis Fósseis (FDP)

Na **Figura 13** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, nas depleção de combustíveis fósseis (FDP - *Fossil Depletion Potential*). A unidade para análise do impacto é kg óleo eq.

Figura 13 - Impacto de depleção de combustíveis fósseis dos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

O critério de depleção de materiais fósseis apresentou, para ambos os cenários, a digestão anaeróbia como sendo a melhor alternativa de tratamento de RSO. O resultado se dá devido à exploração de gás natural, embutido como fluxo comparativo de energia equivalente a energia do biogás no sistema de digestão anaeróbia.

O processo de compostagem não apresentou significativa mudança de contribuição entre C1 e C2 para depleção de combustíveis fósseis. Nos cenários analisados, o

fluxo comparativo de energia (gás natural) compreendeu 96,43% do valor do impacto em C1, enquanto para C2 o valor foi de 96,30%, sendo este o mais relevante para tal categoria de impacto. Isso se deve ao fato de que o gás natural, utilizado para geração de energia elétrica do fluxo complementar (combustão), é um combustível de origem fóssil.

A depleção de combustíveis fósseis também ocorreu nas etapas de trituração, revolvimento de leiras e transporte, devido ao uso de produtos de origem fóssil (diesel e energia elétrica). O consumo de eletricidade pelo triturador e de diesel pelo revolvedor contribuíram 2,20% (0,00073 kg óleo eq) e 1,21% (0,0004 kg óleo eq) para o valor do impacto em ambos os cenários, devido à equivalência dos dados de entrada (por kg/RSO). Apesar do transporte também utilizar combustível fóssil (diesel), este processo não teve relevância nos resultados.

De acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN) de 2018, o Brasil dispõe de uma matriz energética onde as fontes de energia não renováveis equivalem a 55%, entre elas estão o petróleo e seus derivados, o carvão mineral e o gás natural. Os outros 45% estão relacionados às fontes de energia renováveis, com destaque para os derivados de cana, carvão vegetal e energia hidráulica.

A partir do **Figura 13** nota-se que não houveram diferenças significativas entre os cenários DA1 e DA2, pois o fluxo que ocasionou maior impacto na categoria (fertilizante N) foi calculado para 1 kg de RSO para ambos os cenários. Tal fluxo contribuiu 79,53% (cenário 1) e 78,96% (cenário 2) para o impacto de depleção fóssil. Cabe destacar que a produção do fertilizante N por meio das indústrias químicas de ácido nítrico e amônia, consomem energia elétrica de origem fóssil (carvão, gás natural e petróleo) que possuem elevada relevância para o impacto de depleção de combustíveis fósseis.

Após o fluxo de fertilizante N, o fator de maior contribuição para categoria foi o consumo de eletricidade nos equipamentos (triturador e agitador), com valores de 0,00287 kg óleo eq (cenário 1) e 0,00302 kg óleo eq (cenário 2). Os valores mantiveram-se próximos devido à pequena diferença de potência entre os agitadores escolhidos. Apesar do transporte também utilizar combustível fóssil (diesel), este processo não teve relevância nos resultados.

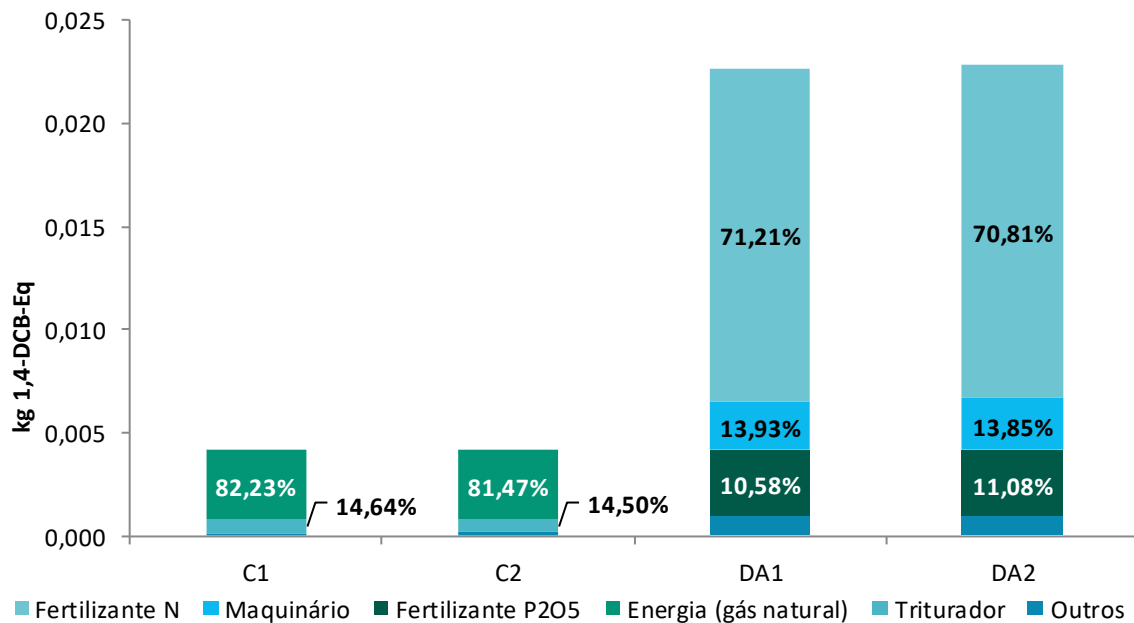
Para o fertilizante P_2O_5 o valor encontrado foi de 4,3% do valor do impacto para ambos os cenários. O K_2O , por sua vez, impactou em aproximadamente 2,6% para o fator de depleção fóssil. Tais fluxos obtiveram resultados semelhantes, uma vez que foram estimados a partir de 1 kg de RSO.

Não houve contribuição dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia para depleção fóssil em ambos os cenários, pois os insumos foram inseridos no processo com impacto zero, devido à definição da fronteira do sistema (*gate-to-gate*).

7.4.2.3. Toxicidade Humana (HTP)

Na **Figura 14** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, na toxicidade humana (HTP - *Human Toxicity Potential*). A unidade para análise do impacto é kg 1,4-DCB eq.

Figura 14 - Impacto de toxicidade humana nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Observou-se, na **Figura 14**, que a compostagem possui melhor desempenho no quesito impacto sobre toxicidade humana para ambos os cenários, sendo esta a melhor alternativa de tratamento de RSO. Tal resultado pode ser atribuído ao maior

número de metais possivelmente liberados no ambiente, nos processos de fabricação dos fertilizantes incluídos como fluxos comparativos.

Para compostagem, o valor do fluxo comparativo de energia compreendeu cerca de 82,23% do valor do impacto para C1, enquanto para C2 o valor foi de 81,47%, sendo o mais relevante para tal categoria de impacto. Os valores desse foram iguais para ambos os cenários (0,00344 kg 1,4 DCB Eq), devido à equivalência dos dados de entrada (por kg/RSO). As principais emissões (bário e arsênio) geradas pelo fluxo comparativo de energia estão relacionadas à produção de gás natural para geração de eletricidade, que resulta em 0,0029 kg 1,4 DCB Eq de bário e 0,000082 kg 1,4 DCB Eq de arsênio para C1 e C2. Entretanto, ressalta-se que o fator de impacto do bário é aproximadamente 400 vezes maior que o fator de impacto do arsênio.

A ingestão de bário, em casos mais graves, pode causar alterações no ritmo cardíaco e paralisia, podendo levar o indivíduo a óbito se não houver tratamento (CETESB, 2019a). Já a ingestão de arsênio pode causar lesões dérmicas, câncer de pele, bexiga e pulmão (CETESB, 2019b). Salienta-se que metais tem a propriedade de bioacumulação nos organismos.

Ainda no sistema de compostagem, o consumo de eletricidade pelo triturador foi responsável por cerca de 14,55% do impacto para os cenários analisado, com valor de 0,00061 kg 1,4 DCB Eq. A contribuição desse processo no impacto se deve as fontes de matéria prima para produção de energia elétrica, sendo as que mais impactaram provindas do carvão. As emissões dessa produção foram: manganês, arsênio, selênio, bário e mercúrio. Dentre esses, o manganês possui maior fator de impacto, com 700 kg 1,4 DCB Eq, e pode causar efeitos neurológicos e neuropsiquiátricos nos indivíduos (CETESB, 2018).

Os demais fluxos que influenciaram no impacto no sistema de compostagem obtiveram resultados pouco significantes e próximos, uma vez que seus dados de entrada foram calculados para 1 kg de RSO. Deste, apenas o transporte apresentou pequena variação, devido ao aumento da área a ser percorrida pelo caminhão em C2.

Nos cenários 1 e 2 para o sistema de digestão anaeróbia as maiores porcentagem de impacto foram relacionadas a inserção do fluxo comparativo dos fertilizantes. Para N os valores foram de 71,21% para DA1 e 70,81% em DA2, seguido desse o fertilizante P_2O_5 contribuiu cerca de 13,9% para ambos os cenários. O K_2O , por sua vez, impactou em aproximadamente 4,3% para o fator de toxicidade humana. Tais fluxos obtiveram resultados semelhantes, uma vez que foram estimados a partir de 1 kg de RSO. As maiores emissões relacionadas aos fertilizantes foram provenientes do tratamento de resíduos de metais envolvidos na produção de ácido nítrico, que resultaram em, principalmente, manganês e arsênio. Ressalta-se que o fator de impacto do manganês é aproximadamente 700 vezes maior que o arsênio.

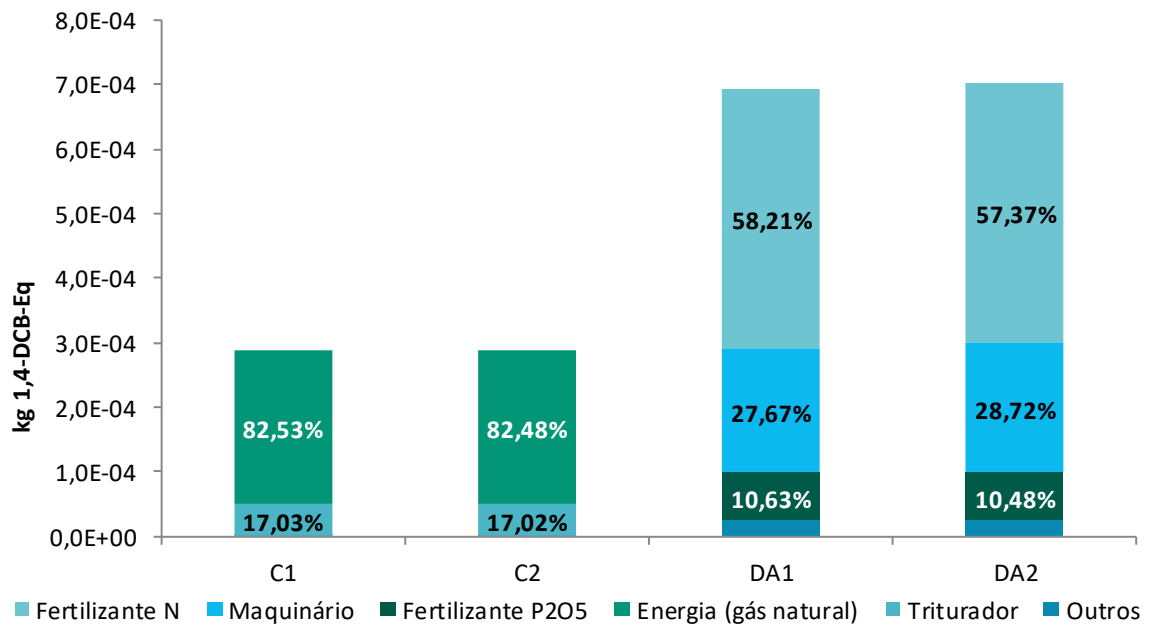
Houve sutil diferença entre os resultados de consumo de energia elétrica entre DA1 (0,00240 kg 1,4 DCB Eq) e DA2 (0,00253 kg 1,4 DCB Eq), devido ao aumento de quantidade de RSO a ser misturada, que exigiu um agitador de maior potência e conseqüentemente maior consumo. A contribuição desse processo no impacto se deve as fontes de matéria prima para produção de energia elétrica, e resultaram em concentrações de manganês, arsênio, selênio, bário e mercúrio.

Não houve contribuição dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia para toxicidade humana em ambos os cenários. As emissões consideradas tóxicas no impacto foram de metais que percolam pelo solo e atingem lençóis freáticos aumentando o risco de contaminação humana. Na compostagem as emissões foram apenas atmosféricas, e, portanto, não impactantes na categoria. Para a digestão anaeróbia não houve emissões diretas ao ambiente por se tratar de um sistema fechado e controlado.

7.4.2.4. *Ecotoxicidade aquática (FETP), marinha (METP) e terrestre (TETP)*

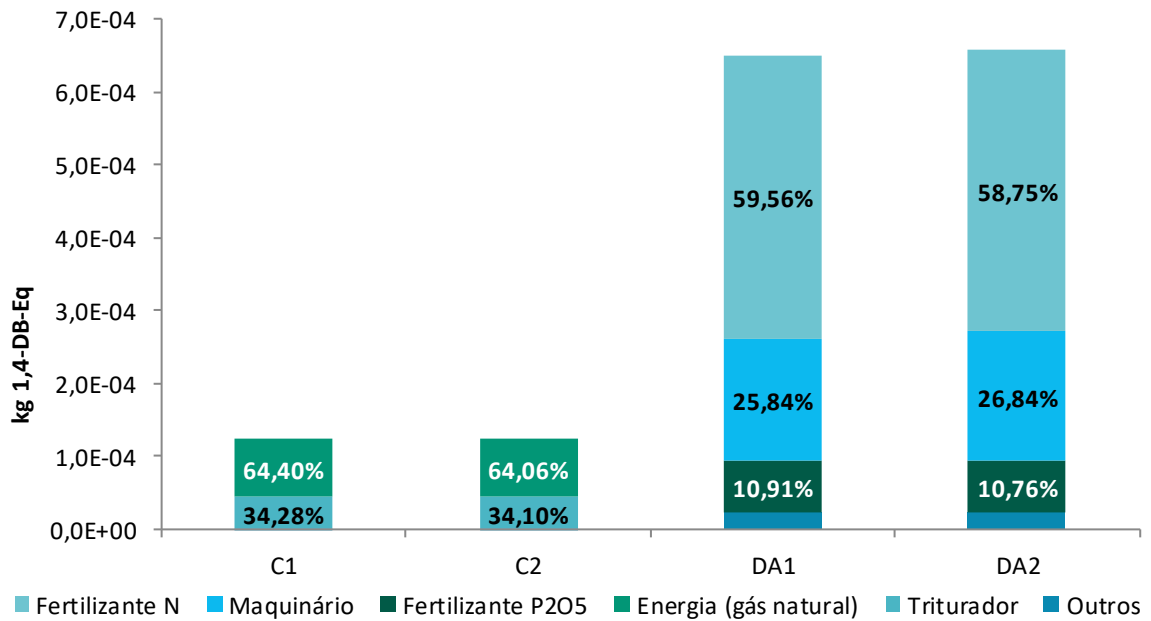
Nas **Figura 15**, **Figura 16** e **Figura 17** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, na Ecotoxicidade Aquática (FETP - *Freshwater Ecotoxicity Potential*), Marinha (METP - *Marine Ecotoxicity Potential*) e Terrestre (TETP - *Terrestrial Ecotoxicity Potential*). As unidades para análise dos impactos na ecotoxicidade aquática e terrestre é kg 1,4 DCB eq, enquanto que para a ecotoxicidade marinha é kg 1,4 DB eq.

Figura 15 - Impacto de ecotoxicidade aquática nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



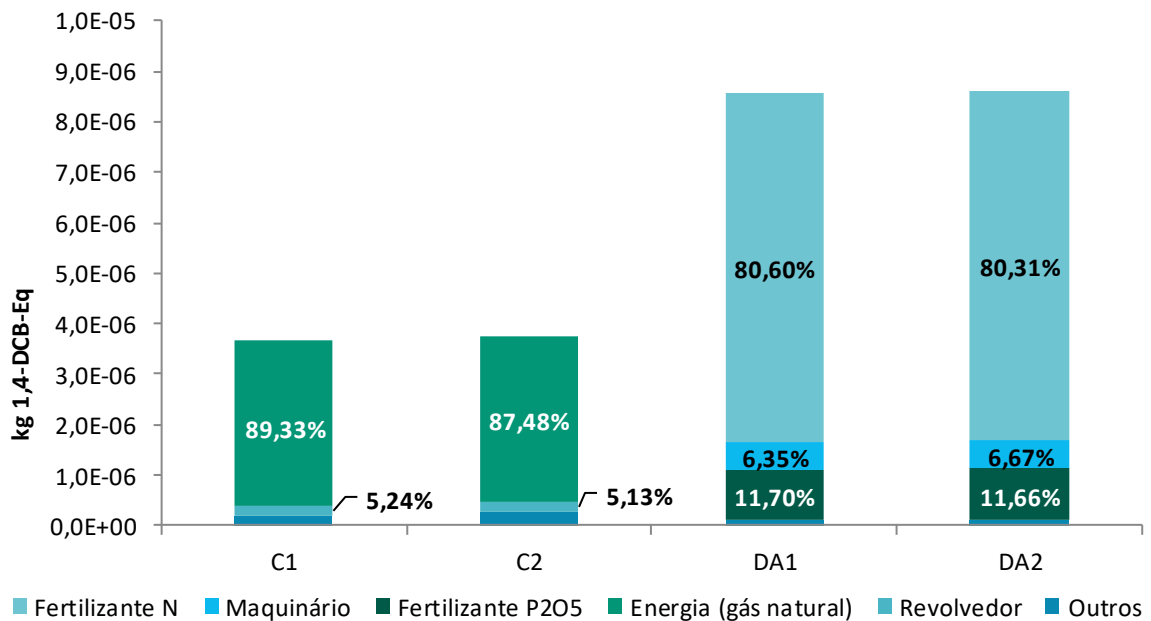
Fonte: Elaborado pelas autoras.

Figura 16 - Impacto de ecotoxicidade marinha nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Figura 17 - Impacto de ecotoxicidade terrestre nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

A partir da análise dos resultados do impacto sobre ecotoxicidade (aquática, marinha e terrestre), observou-se que para ambos os cenários, a compostagem apresentou-se como sendo a melhor alternativa de tratamento de RSO, visto que na digestão anaeróbia há uma maior contaminação por metais possivelmente liberados no ambiente, nos processos de fabricação dos fertilizantes incluídos como fluxos comparativos.

Para os dois cenários analisados no processo de compostagem, o fluxo comparativo de energia (gás natural) teve a maior porcentagem dos impactos, com aproximadamente 82,5% (aquática), 64,2% (marinha) e 88% (terrestre). Tais valores estão relacionados principalmente a extração do gás natural que pode ser realizada em solo (*onshore*) ou em ambiente marinho (*offshore*), e que resultou na emissão bromo, prata e bário. Ressalta-se que o fator de impacto da prata é maior que do bromo, que por sua vez é maior que do bário, para todas as categorias.

Seguido do fluxo comparativo de energia na compostagem, o consumo de eletricidade pelo triturador teve a segunda maior contribuição para os impactos de ecotoxicidade aquática e marinha nos cenários analisados. Isso é justificado pelo fato que a energia elétrica consumida pelo equipamento é distribuída,

principalmente, através de linhas de transmissões que utilizam o cobre como material condutor, sendo que este possui fator de impacto de 118 kg 1,4 DCB eq (aquática) e 101 kg 1,4 DB eq (marinha).

Os demais processos (transporte e revolvedor de leiras) somaram aproximadamente 0,5% de contribuição na categoria de ecotoxicidade aquática e 1,6% na categoria de ecotoxicidade marinha.

Para categoria de ecotoxicidade terrestre, seguida do fluxo comparativo de energia, o consumo de diesel do revolvedor de leiras atingiu aproximadamente 5,2% do valor do impacto. Nesse processo, as principais emissões foram de: zinco, cobre e bário, que são elementos relacionados aos resíduos da perfuração para extração do combustível fóssil.

No sistema de digestão anaeróbia, nos cenários 1 e 2, a maior porcentagem dos impactos esteve relacionada a inserção do fluxo comparativo do fertilizante de nitrogênio, com valores próximos à 58% (aquática), 59% (marinha) e 80% (terrestre). O fertilizante P_2O_5 , por sua vez, impactou em cerca de 10,5% (aquática), 11% (marinha) e 11,7% (terrestre), enquanto K_2O o contribuiu em 3,4% (aquática), 3,6% (marinha) e 1,3% (terrestre). A produção de fertilizantes incluiu a instalação de indústria de fertilizantes químicos que emite diversos metais, tais como: cobre, manganês, zinco, níquel, berílio, cobalto, selênio, vanádio e arsênio, em ordem decrescente de impacto. Tais fluxos obtiveram resultados semelhantes entre os cenários, uma vez que foram estimados a partir de 1 kg de RSO.

Ainda na digestão anaeróbia, o consumo de energia do maquinário utilizado no sistema (agitador e triturador) atingiu aproximadamente 27,5% (aquática), 26% (marinha) e 6,5% (terrestre) do valor impacto nos cenários analisados. O gasto energético na digestão anaeróbia foi maior que na compostagem devido à presença do agitador no processo que requer mistura constante. O transporte não obteve resultados relevantes nas categorias de ecotoxicidade analisadas.

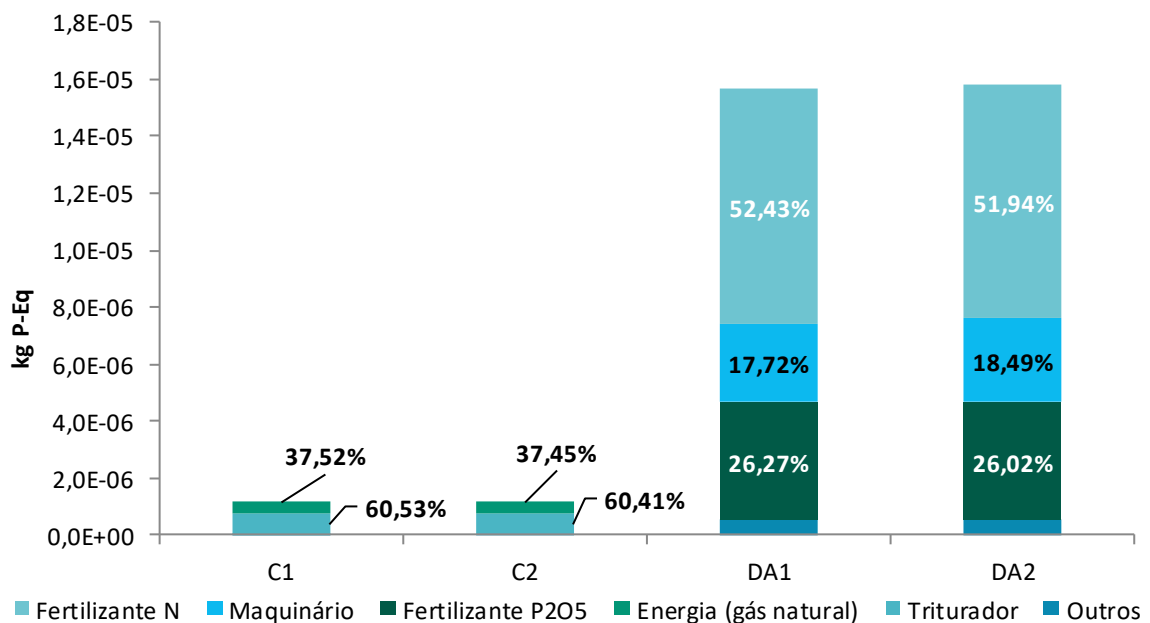
Não houve contribuição dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia para ecotoxicidade aquática, marinha e terrestre em ambos os cenários. As emissões consideradas tóxicas nos impactos foram de metais que percolam pelo solo e atingem corpos d'água. Na compostagem as emissões atribuídas ao processo não

são consideradas tóxicas para as categorias analisadas, enquanto que, para a digestão anaeróbia, não houveram emissões diretas ao ambiente por se tratar de um sistema fechado e controlado.

7.4.2.5. Eutrofização aquática (FEP)

Na **Figura 18** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, na Eutrofização Aquática (FEP - *Freshwater Eutrophication Potential*). A unidade para análise do impacto é kg P eq.

Figura 18 - Impacto de eutrofização aquática (água doce) nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Considerando a interferência dos sistemas de tratamento analisados sobre a eutrofização aquática, observou-se que para ambos os cenários, a compostagem apresentou-se como sendo a melhor alternativa de tratamento de RSO, devido aos fertilizantes adicionados como fluxo comparativo na digestão anaeróbia, possuírem alto poder de eutrofização de corpos aquáticos.

Na compostagem, para os dois cenários, o fluxo comparativo de energia (gás natural) teve a maior porcentagem do impacto, com aproximadamente 60,5% para C1 e C2. Posteriormente a esse, o percentual referente ao consumo de energia pelo

maquinário somou cerca de 37,5% para os cenários. Tal resultado indicou que os processos envolvidos na geração de energia, mesmo que de fontes diferentes, causaram os maiores impactos na categoria analisada. As etapas mais significantes dentro desses foram referentes ao tratamento de resíduos gerados nos processos de geração de energia. Os resultados incluíram apenas emissões de fosfato, que possui fator de impacto de 0,33 kg de P eq.

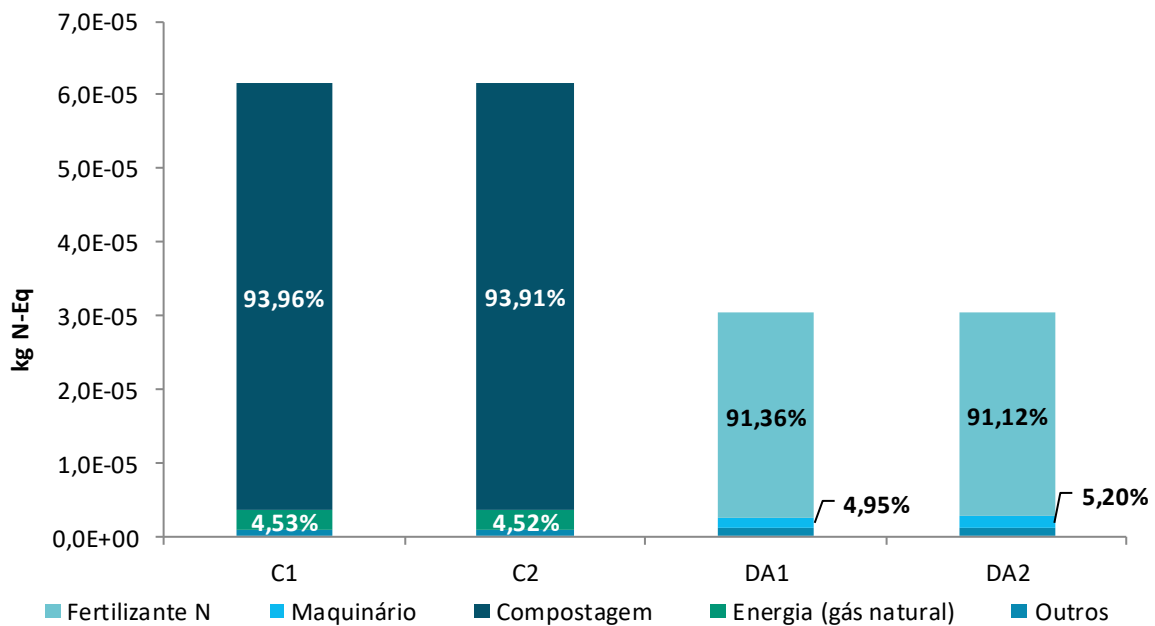
Na digestão anaeróbia os fertilizantes de N e P_2O_5 somaram aproximadamente 78% do valor do impacto para ambos os cenários. Tal resultado era esperado visto que os fertilizantes, quando em contato com corpos d'água, aumentam a disponibilidade de nutrientes no meio e, conseqüentemente, a atividade microbiótica que leva a eutrofização.

A eletricidade consumida pelos equipamentos (tritador e agitador) também obtiveram porcentagens relevantes com 17,72% e 18,49%, para os cenários 1 e 2, respectivamente. Devido às matérias primas do processo de geração de energia, como carvão, serem obtidas através da mineração de rochas com alto teor de fosfato.

7.4.2.6. Eutrofização marinha (MEP)

Na **Figura 19** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, na eutrofização marinha (MEP - *Marine Eutrophication Potential*). A unidade para análise do impacto é kg N eq.

Figura 19 - Impacto de eutrofização marinha nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

O critério de eutrofização marinha apresentou, para ambos os cenários, a digestão anaeróbia como sendo a melhor alternativa de tratamento de RSO, visto que a emissão de amônia na compostagem apresentou-se superior à soma dos compostos de nitrogênio presentes na digestão anaeróbia.

O processo de compostagem, para os dois cenários contribuiu aproximadamente 94% para o valor do impacto, devido às emissões de amônia, provindas da degradação dos resíduos, que possui fator de impacto de 0,092 kg N eq. Cabe ressaltar que tal porcentagem é justificada, pois, no mar, o nitrogênio é considerado o fator limitante ao crescimento do fitoplâncton

Posteriormente ao processo de compostagem, o fluxo comparativo de energia (gás natural) contribuiu com 4,5% do impacto para C1 e C2. O percentual é justificado pelas emissões de NOx nas usinas de gás natural. As demais contribuições (transporte e maquinário) somaram aproximadamente 1,5% para essa categoria de impacto.

Na digestão anaeróbia, a produção do fertilizante N consumiu aproximadamente 91% do valor do impacto. O fertilizante é feito a partir de amônio e ácido nítrico, que

juntos contribuíram em $2,78E-05$ kg N eq para ambos os cenários. Desse percentual, 60% é atribuído ao mercado de produção de ácido nítrico, responsável pela emissão de: amônia, amônio, NOx e nitrogênio.

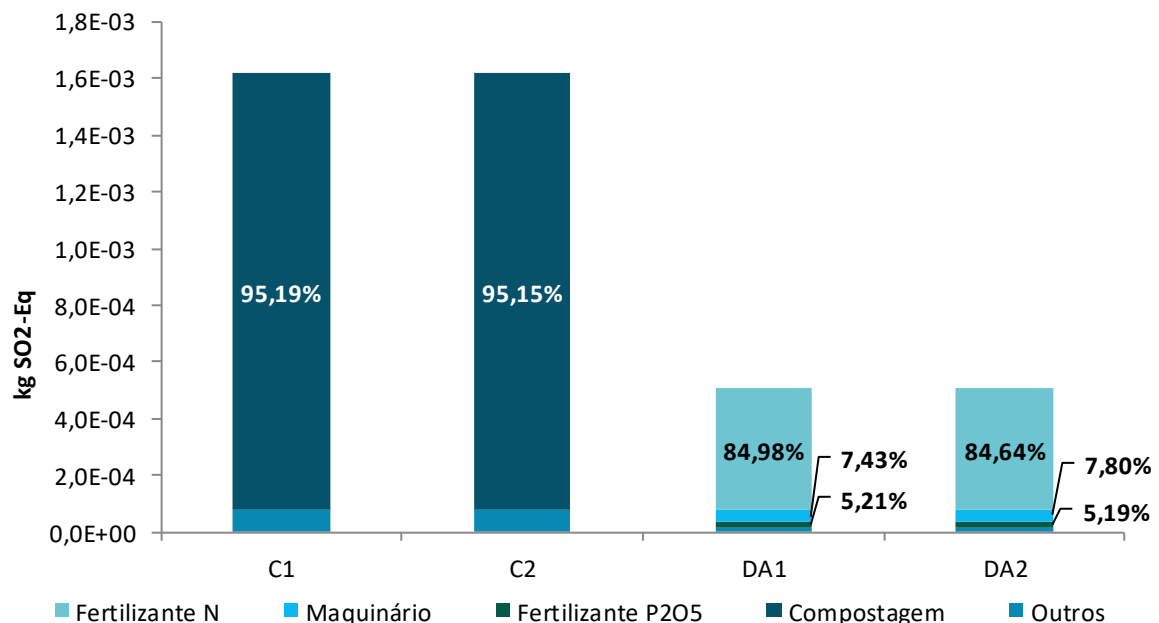
A eletricidade consumida pelos equipamentos (triturador e agitador) obteve uma pequena contribuição para o impacto de 4,95% para DA1 e 5,20% para DA2, devido a fonte de combustíveis fósseis que emitem compostos nitrogenados.

Não houve contribuição do sistema de digestão anaeróbia para eutrofização marinha em ambos os cenários. Pois, para a digestão anaeróbia, não houve emissões diretas ao ambiente por se tratar de um sistema fechado e controlado.

7.4.2.7. Acidificação terrestre (TAP)

Na **Figura 20** é possível analisar as contribuições dos processos de tratamento dos RSO, cenários 1 e 2, na acidificação terrestre (TAP - *Terrestrial Acidification Potential*). A unidade para análise do impacto é kg SO₂ eq.

Figura 20 - Impacto de acidificação terrestre nos sistemas de tratamento de RSO para os cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelas autoras.

O sistema de digestão anaeróbia apresentou menor impacto sobre acidificação terrestre, para ambos os cenários, sendo assim a melhor alternativa de tratamento

de RSO a partir desse critério. Esse resultado pode ser atribuído a emissão de amônia na compostagem, que foi superior as emissões relacionadas ao impacto na digestão anaeróbia.

Para os cenários analisados, o processo de compostagem foi responsável por cerca de 95,1% do valor do impacto, devido às emissões de amônia, provindas do metabolismo dos resíduos, que possui fator de impacto de 0,00063 kg SO₂ eq. Após as emissões do próprio processo, o fluxo comparativo de energia (gás natural) contribui com 3,64% para o valor da categoria, com emissões de NO_x (5,25E-05 kg) e SO₂ (5,25E-07 kg).

Para a etapa de transporte do RSO, por via terrestre, houve diferença entre os cenários para essa categoria, com valores de 7,35E-07 kg SO₂ eq para C1 e 1,43E-06 kg SO₂ eq para C2. Isso a origem fóssil do combustível utilizado, que percorre uma área maior no segundo cenário.

A inserção do fluxo comparativo do fertilizante de nitrogênio, no sistema de digestão anaeróbia, foi responsável pela maior porcentagem do impacto, com valores de 84,98% para DA1 e 84,64% DA2. Tais porcentagens se referem, principalmente, a produção de ácido nítrico para fabricação do fertilizante, com emissões de amônia e NO_x. O fertilizante P₂O₅, cuja matéria prima são rochas fosfáticas, impactou em aproximadamente 5,2% em ambos os cenários.

Por integrar alguns processos com utilização de combustíveis fósseis, para o impacto de acidificação terrestre, o consumo de energia do maquinário (agitador e triturador) atingiu 7,43% do valor impacto para DA1 e 7,80% em DA2.

Não houve contribuição do sistema de digestão anaeróbia para acidificação terrestre para ambos os cenários. Nesse sistema não houveram emissões diretas ao ambiente por se tratar de um sistema fechado e controlado.

8. CONCLUSÃO

Através dos resultados obtidos com a aplicação da metodologia de ACV nesse estudo, a compostagem apresentou-se como sendo a melhor alternativa para tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dos municípios de 20.000 habitantes (cenário 1) e de 50.000 habitantes (cenário 2). O critério de escolha foi baseado na alternativa que apresentou menor impacto na maioria das categorias.

Observou-se nos resultados apresentados, que não houveram diferenças significativas entre os cenários dentro de um mesmo sistema. Isso se deve à similaridade dos dados de entrada, que foram calculados para 1 kg de RSO e, por isso, tornaram-se equivalentes para a maioria dos *inputs* e *outputs* considerados no estudo. Notou-se também que, para os dois sistemas, o transporte não apresentou contribuições significativas.

Os impactos mais relevantes foram de mudanças climáticas e depleção de combustíveis fósseis. As duas categorias estão diretamente ligadas à produção de energia elétrica, onde as principais fontes não são renováveis. A compostagem apresentou-se em desvantagem nesses impactos devido, principalmente, a inserção do fluxo comparativo de energia provinda da exploração de gás natural. A inserção de fontes limpas de energia, tais como eólica e solar, poderiam diminuir o valor do impacto e colocar a compostagem em uma melhor posição dentro da categoria.

A compostagem também apresentou maior impacto nas categorias de eutrofização marinha e acidificação terrestre. Tais categorias estiveram ligadas às emissões de amônia durante degradação dos resíduos, e se destacaram devido ao grau de impacto dessa substância em relação às unidades dos impactos (kg N eq e kg SO₂ eq). O controle das emissões de amônia durante o processo, principalmente no revolvimento onde são liberados gases presos nas leiras, poderia contribuir para diminuição do impacto da compostagem sobre os ambientes marinhos e terrestres.

A digestão anaeróbia, por outro lado, obteve maiores valores para o impacto de eutrofização aquática. Tal resultado está relacionado aos fertilizantes inseridos como fluxos comparativos no sistema e a eletricidade utilizada nos equipamentos. Esses processos utilizam matérias primas ricas em elementos considerados nutrientes em

corpos d'água. Fontes mais limpas de energia e, processos mais controlados de produção de fertilizantes, podem ser consideradas alternativas para diminuição das emissões relevantes no impacto.

Para as categorias relacionadas a avaliação de elementos tóxicos (toxicidade humana, e ecotoxicidade marinha, terrestre e aquática), a digestão anaeróbia apresentou os maiores impactos. Isso foi atribuído a produção de fertilizantes inseridos como fluxos comparativos no sistema, principalmente ao de nitrogênio, produzido a partir do ácido nítrico e da amônia. A produção desses envolve extração de matérias primas e indústrias químicas que utilizam metais com alta toxicidade para saúde humana e para o ambiente. A inserção de outro fertilizante que contenha nitrogênio, mesmo que em menores porcentagens, pode vir a ser uma alternativa para diminuição do valor do impacto. Outra alternativa, é a inclusão de substância naturalmente ricas em nitrogênio no biodigestor, como palha, grama e folhas secas.

8.1. SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

Para complementar a pesquisa e suprir lacunas encontradas ao realizar o estudo, sugere-se:

- Elaborar estudos com uso de dados primários, visto que o trabalho foi realizado através de estimativas, e posterior comparação com os cenários aqui estimados;
- Realizar as análises de sensibilidade quanto ao transporte, à energia a ser inserida no sistema, às perdas de metano, e quanto à quantidade de nutrientes nos processos de compostagem e digestão anaeróbia, a fim de analisar o quanto esses *inputs* e *outputs* interferem nos impactos ambientais dos cenários analisados;
- Realizar estudos que aumentem a fronteira de análise, como incluir na ACV a construção e manutenção da infraestrutura das unidades de tratamento, ou incluir os processos de coleta do RSU e distribuição do composto e biofertilizante até o consumidor.

9. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. M. **Fluxo de Emissões em Atividades do Poder Executivo Federal: o Caso do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior**. 2012. 121 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

ANGELO, A. C. M. **Contribuições para o inventário do Ciclo de Vida dos Resíduos Orgânicos Provenientes da Coleta Domiciliar na Cidade do Rio de Janeiro**. 2014. 119 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

ARAÚJO, A. F. **A Aplicação da Metodologia de Produção mais Limpa: Estudo em uma Empresa do Setor de Construção Civil**. 2002. 121 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ARAÚJO, M. G. **Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil**. 2013. 132 p. Tese (Doutorado em Ciências de Planejamento Energético) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ARAUJO, A. P. C. **Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos utilizando biodigestor**. 2017. 42 p. Monografia (Bacharel em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E SERVIÇOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. São Paulo: ABRELPE, 2018. Disponível em <<http://www.abrelp.org.br>>. Acesso em 12 out. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13591: Compostagem**. Rio de Janeiro, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009.

BARBOSA JÚNIOR, A. F. et al. Conceitos e aplicações de Análise do Ciclo Vida (ACV) no Brasil. **Revista Ibero Americana de Estratégia**, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 39-44, 2008.

BARREIRA, L.P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção**. 2005. 204 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BGS EQUIPAMENTOS PARA BIOGÁS. **Perguntas Frequentes**. Disponível em: < <https://www.bgsequipamentos.com.br/faq/> >. Acesso em: 13 de novembro de 2019.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999.

BLEY JR, C. et. al. **Agroenergia da Biomassa Residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais**. 2 ed. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 2009.

BORBA, S. M. P. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso (Rio de Janeiro)**. 2006. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

BOUALLAGUI, H. et al. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 86, n. 1, p.85-89, jan. 2003.

BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras

providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 03 ago. 2010. Disponível em: <<http://www.in.gov.br>>. Acesso em: 10 out. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos: Manual de Orientação**. Brasília, jun. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. Brasília, out. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, ago. 2012.

BRITO FILHO, L.F. **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 218 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

CAMPOS, F. H. A. **Análise do Ciclo de Vida na construção civil: um estudo comparativo entre vedações estruturais em painéis pré-moldados e alvenaria em blocos de concreto**. 2011. 123 p. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) - Programa de Pós-Graduação em Construção Civil, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

CASSINI, S. T. et al. Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In:_____. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003, p. 95-120.

CASTILLO, E. F. M.; CRISTANCHO, D. E.; ARELLANO, V. A. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. **Waste Management**, [S.l.], v. 26, n. 5, p.546-556, jan. 2006.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997, 120 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias), v. 5, 380 p. 2007.

COELHO, F.Z. **Avaliação do ciclo de vida cradle-to-gate de traços de concretos autoadensáveis com incorporação de resíduos e subprodutos industriais**. 2016. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Ficha de Informação Toxicológica - FIT: Manganês**. Abr. 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Mangan%C3%AAs.pdf>>. Acesso em: 19 de novembro de 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Ficha de Informação Toxicológica - FIT: Bário**. Out. 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2019/10/B%C3%A1rio.pdf>>. Acesso em: 19 de novembro de 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Ficha de Informação Toxicológica - FIT: Arsênio**. Out. 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2019/10/Ars%C3%AAnio.pdf>>. Acesso em: 19 de novembro de 2019.

CONSONI, A. J.; PERES, C. S.; CASTRA, A. P. In: Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. **Origem e Composição do Lixo**. São Paulo, 2010, 3 ed., p. 29-42.

COSTA, M. S. V. **O enfoque de ciclo de vida como estratégia para a gestão sustentável: um estudo de caso sobre pneus**. 2007. 158 p. Dissertação

(Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

DE BERTOLDI, M; VALLINI, G.; PERA, A. The biology of composting: A review. **Waste Management & Resource**, [S.l.], v. 1, n. 2, p. 157-176, 1983.

DIAS, F. R. T.; COSTA, M. P.; MATSUURA, M. I. da S. F. Alocação de impactos em sistemas multiprodutos: integração lavoura, pecuária e floresta. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 6., 2018, Brasília. **Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida**. Brasília: Ibict, 2018. p. 226-232.

DMITRIJEVAS, C. **Análise de Ecoeficiência de Técnicas para tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2010. 131 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Nuclear, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

ELER, M.N. & MILLANI, T.J. **Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aquicultura**. R. Bras. Zootec. v.36, p. 33-44, 2007.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA; MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. **Balanco Energético Nacional 2018**: Ano base 2017. Rio de Janeiro, 292 p., 2018.

FARIA, R. A. P. *et al.* **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto: Estudo de caso**. 2012. 76 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

FERNANDES, F.; DA SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de bio-sólidos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 1999.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos orgânicos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás**. 2015. 124 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e

Recursos Hídricos) - Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos.** 2013. 286 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

FLYGT. **Misturadores Compactos:** Uma série de produtos para satisfazer todas as exigências. Disponível em: < [http://www.portobombas.com.br/fotos/Misturadores%20Compactos\(2\).pdf](http://www.portobombas.com.br/fotos/Misturadores%20Compactos(2).pdf) >. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

FNR - FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V.; BMELV - MINISTÉRIO DA NUTRIÇÃO, AGRICULTURA E DEFESA DO CONSUMIDOR DA ALEMANHA. **Guia Prático do Biogás:** Geração e Utilização. 5ª Edição. Gülzow: FNR, 2010.

FRICKE, K. et al. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. **Waste Management**, [S.l.], v. 27, n. 1, p.30-43, jan. 2007.

FRITSCH, P. R. C. **A temperatura como parâmetro acessível e possível de ser utilizado no controle do processo de compostagem em municípios de pequeno e médio porte.** 2006. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2006.

GOMES, L. P. et al. Processo e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água:** prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006, cap. 3, p. 65-108.

HENRIQUES, R. M. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: uma Abordagem Tecnológica.** 2004. 204 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) - Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

HERBETS, R. A. et al. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 41-50, jun. 2005

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. **Plano Nacional de Resíduos: diagnóstico dos resíduos urbanos, agrosilvopastoris e a questão dos catadores**. Brasília, n. 145, 2012.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT. **Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370p.

International Organization for Standardization (ISO). **ISO 14040**. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva: ISO, 2006. 28p.

_____. **ISO 14041**. Environmental management — Life cycle assessment — Goal and scope definition and inventory analysis. Geneva: ISO, 1998. 28p.

_____. **ISO 14042**. Environmental management — Life cycle assessment — Life cycle impact assessment. Geneva: ISO, 2000. 24p.

_____. **ISO 14043**. Environmental management — Life cycle assessment — Life cycle interpretation Geneva: ISO, 2000. 26p.

_____. **ISO 14044**. Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines Geneva: ISO, 2006. 46 p.

_____. **ISO 14045**. Environmental management -- Eco-efficiency assessment of product systems -- Principles, requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2012. 38p.

_____. **ISO 14046**. Environmental management -- Water footprint -- Principles, requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2014. 33p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KHALID, A. et al. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, [S.l.], v. 31, n. 8, p. 1737-1744, ago. 2011.

KIEHL, E.J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4. ed. Piracicaba, 2004, 173 p.

KOMPTECH. **Compost Turner for Triangular Windrows**. Disponível em: < <https://www.komptech.com/en/products-komptech/pdetails/topturn-x55.html> >. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

LEAL, M. A. DE A. et al. Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 17, p. 1195-1200, 2013.

LEE, D. H. et al. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab scale study. **Waste Management**, [S.l.], v. 29, n. 2, p.876-882, fev. 2009.

LIMA JUNIOR, R. G. S. **Estratégias de compostagem como pré- tratamento de resíduos sólidos orgânicos**. 2015. 225 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

LUCENA, T. V. **Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares**. 2016. 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

MAHLER, C. F. et al. **Lixo Urbano: O que você precisa saber sobre o assunto**. Rio de Janeiro: Revan, 2012.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. 182 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

MCDUGALL, F.R. et al. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**. 2 ed. Oxford: Blackwell Science, 2001.

MEHTA, D. Y.; SHASTRI, Y.; JOSEPH, B. Economic analysis and life cycle impact assessment of municipal solid waste (MSW) disposal: A case study of Mumbai, India. **Waste Management & Research**, [S.l.], v. 36, n. 12, p. 1177-1189, 2018.

MERSONI, Cristina; REICHERT, Geraldo Antônio. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 22, n. 5, p.863-875, out. 2017.

NAFEZ, A. H. et al. Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. **Environmental Monitoring and Assessment**. Suíça, v. 187, n. 11, p. 709-718, out. 2015.

NICOLOSO, R. da S.; BARROS, E. C. **Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 82 p.

NKS INDUSTRIAL. **Triturador de Resíduos Orgânicos**. Disponível em: < <http://www.prensasnks.com/portfolio-view/triturador-de-residuos-organicos/> >. Acesso em: 12 de novembro de 2019.

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

OLIVEIRA, A. S. **Análise ambiental da viabilidade de seleção de produtos da construção civil através da ACV e do software BEES 3.0**. 2007. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

OLIVEIRA, P. A. V. de.; HIGARASHI, M. M.; **Unidade de compostagem para o tratamento de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 39 p.

OpenLCA. Basic Modeling. Berlim, Alemanha, 2016a. Disponível em: < <https://www.openlca.org/wp-content/uploads/2016/10/GreenDelta-Bottle-Tutorial.pdf> >. Acesso em: 29 de maio de 2019.

OpenLCA. Tutorial. 2016b. Disponível em: <
https://www.mcgill.ca/tised/files/tised/openlca_download_instructions_and_tutorial_fe_b_2016.pdf>. Acesso em: 29 de maio de 2019.

PAES, M. X. **Inventário do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e projeção de cenários para avaliação de impactos ambientais.** 2013. 122 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual Paulista, Campus Experimental de Sorocaba, Sorocaba, 2013.

PAIVA, R. L. M. **Avaliação de Ciclo de Vida na gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos no Porto do Rio de Janeiro.** 2016. 172 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

PEREIRA NETO, J. T. Conceitos Modernos de Compostagem. **Revista Engenharia Sanitária.** Rio de Janeiro, v. 28, n. 2, p. 104-109, 1989.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambi-Água,** Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PEREIRA, R. F. **Efeito da Aplicação de Inoculantes na Compostagem de Resíduos Urbanos.** 2017. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciências - Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

PESSIN, N. et al. **Métodos de transformação e aproveitamento da fração orgânica: minimização da quantidade de resíduos dispostos em aterro.** In: ASTILHOS JR, A.B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção dos corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PROENÇA, L. C. **Utilização de digestores anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos com aproveitamento energético do biogás em**

Florianópolis, SC. 2010. 63 p. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

QUEIROZ, Guilherme de C.; GARCIA, Eloísa E. C.. Reciclagem de sacolas plásticas de polietileno em termos de inventário de ciclo de vida. **Polímeros**, [s.l.], v. 20, n. 5, p.401-405, 26 jan. 2011.

REBELLO, T. A. **Avaliação Do Ciclo De Vida Do Processamento De Lama Do Beneficiamento De Rochas Ornamentais: Um Estudo Comparativo Com Areia, Argila E Fíler.** 2017. 138 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Rio de Janeiro: ABES, 2005, p.1-16.

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

REIS, M. F. P. **Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2005. 239 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídrico e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

RIBEIRO, P. H. **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados.** 2009. 375 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

RIPA, M; BUONAURO, C.; MELLINO, S.; FIORENTINO, G.; ULGIATI, S. Recycling Waste Cooking Oil into Biodiesel: A Life Cycle Assessment. **International Journal of Performability Engineering**, Índia, v. 10, n. 4, p. 347-356, 2014.

ROCHA, C. M. **Proposta de Implantação de um Biodigestor anaeróbio de resíduos alimentares**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 61p., 2016.

ROYAL FIC. **Motor a diesel tem mais torque? Saiba mais!**. Mar. 2019. Disponível em: < <https://www.royalfic.com.br/motor-a-diesel-tem-mais-torque-saiba-mais/> >. Acesso em: 12 de novembro de 2019.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do Potencial de Geração de Energia Elétrica para Diferentes Fontes de Biogás no Brasil. **Biomassa & Energia**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 57-67, 2005.

SANTOS FILHO, R. C.; HOLANDA, E. P. T.; OLIVEIRA, L. C. F.; SILVA, V. M. F. O aproveitamento de resíduos sólidos urbanos, por meio do processo de compostagem aeróbia enriquecida com casca de sururu para aproveitamento na construção civil. **Ciências exatas e tecnológicas**, Alagoas, v. 4, n. 2, p. 125-134, nov. 2017.

SANTOS, A. I.; SCHENATTO, F. J. A.; OLIVEIRA, G. Metodologia PROKNOW-C para construir o conhecimento acerca de previsão de demanda utilizando séries temporais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 7., 2017, Ponta Grossa. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção**, Ponta Grossa: APRAEPO, 2017.

SANTOS, H. M. N. dos. **Educação ambiental por meio da compostagem dos resíduos sólidos orgânicos em escolas públicas de Araguari-MG**. 2007. 160 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2007.

SEO, E. S. M.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão. **Interfacehs - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, São Paulo, v. 1, n. 1, 2006.

SILVA, A. J. P. **Aplicação de partículas longas e orientadas de bagaço de cana-de-açúcar na produção de painel particulado similar ao OSB**. 2006. 144 p. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos**. 2011. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia. **Revista DAE**, v. 44, n. 137, 1984.

SWEDISH GAS CENTRE - SGC. **Biogás**: Basic data on biogas - Sweden. 2007. Disponível em: < <https://refman.energytransitionmodel.com/publications/90/download> >. Acesso em: 08 de novembro de 2019.

TAKANO, A. *et al.* Comparison of life cycle assessment databases: A case study on building assessment. **Building And Environment**, [S.I.], v. 79, p.20-30, set. 2014.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 10. ed. Porto Alegre: ARTMED, 2012.

COMISSÃO EUROPEIA. INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. Supporting Environmentally Sound Decisions for Bio-waste Management: A practical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA), Luxemburgo: European Union, 2011. Disponível em: < <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/22583> >. Acesso em: 20 out. 2018.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Methodological tool: Project and leakage emissions from composting**. 2017. Disponível em: < <https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-13-v2.pdf> >. Acesso em: 15 de nov.2019.

VAHIDI, H.; RASTIKERDAR, A. Evaluation of the Life Cycle of Household Waste Management Scenarios in Moderate Iranian Cities: Case Study Sirjan City. **Environmental Energy and Economic Research**, [S.I.], v. 2, n. 2, p. 111-121, 2018.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. 1 ed. London: IWA Publishing, 2005.

WEBQC.ORG CHEMICAL PORTAL. **Massa Molar, Peso Molecular e Calculadora da Composição Elementar**. Disponível em: < <https://pt.webqc.org/molecular-weight-of-.html> >. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

WGL GERADORES. **Gerador a Diesel VS Crise Energética: Lucratividade em Horários de Ponta**. Jun. 2017. Disponível em: < <http://www.wglgeradores.com.br/gerador-a-diesel-crise-energetica/> >. Acesso em: 12 de novembro de 2019.

WILLERS, C. D. et al. Avaliação do Ciclo de Vida: uma investigação bibliográfica dos trabalhos sobre a metodologia. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30., 2010, São Carlos. **Anais do XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção**. São Carlos: ABEPRO, 2010.

ZANTA, V. M. et al. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (org.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap.1, p. 01-15.

ZINDER, S. H. Methanogenesis. In: LEDERBERG, J. S. **Encyclopedia of Microbiology**, 3 ed, New York: Academic Press, 1992, p.81-96.