

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO RESÍDUO SÓLIDO
ORGÂNICO NA USINA DE TRATAMENTO MECÂNICO
BIOLÓGICO DA CEILÂNDIA NO DISTRITO FEDERAL**

ANA CARLA NETTO DA SILVA

ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL II
EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2020

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DO RESÍDUO SÓLIDO
ORGÂNICO NA USINA DE TRATAMENTO MECÂNICO
BIOLÓGICO DA CEILÂNDIA NO DISTRITO FEDERAL**

ANA CARLA NETTO DA SILVA

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL II SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA, D.r em Urban Engineering (University of Tokyo) (ORIENTADOR)

CLÁUDIO HENRIQUE DE ALMEIDA FEITOSA PEREIRA, D.r em Estruturas e Construção Civil (Universidade de Brasília) (EXAMINADOR INTERNO)

FERNANDO PAIVA SCARDUA, D.r em Desenvolvimento Sustentável (Universidade de Brasília) (EXAMINADOR EXTERNO)

BRASÍLIA/DF, 08 de DEZEMBRO de 2020.

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, ANA CARLA NETTO DA

Análise do Ciclo de Vida do Resíduo Sólido Orgânico na Usina de Tratamento Mecânico Biológico da Ceilândia no Distrito Federal [Distrito Federal] 2020.

116 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2020)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-------------------------------|---|
| 1. Avaliação do Ciclo de Vida | 2. Emissão de GEE |
| 3. Gerenciamento de resíduos | 4. Usina de Tratamento Mecânico Biológico |
| I. ENC/FT/UnB | II. Título (série) |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, A.C.N. da (2020). Análise do Ciclo de Vida do Resíduo Sólido Orgânico na Usina de Tratamento Mecânico Biológico da Ceilândia no Distrito Federal. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2020, 121 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Ana Carla Netto da Silva

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise do Ciclo de Vida do Resíduo Sólido Orgânico na Usina de Tratamento Mecânico Biológico da Ceilândia no Distrito Federal

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2020

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

Ana Carla Netto da Silva

Endereço Permanente

72445010 - Gama/DF - Brasil

DEDICATÓRIA

Dedico a minha futura família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, meu Pai, que me concedeu o dom da vida, a saúde e a sabedoria que eu precisei para concluir essa etapa da minha vida.

A minha mãe por ter me dado suporte e incentivo para que eu pudesse me dedicar aos estudos e as minhas irmãs, Carina e Camila pela compreensão e carinho.

Agradeço a oportunidade de concluir minha graduação no curso que eu queria e numa das melhores universidades do país.

Agradeço ao meu professor e orientador Francisco J. C. Pineda pela paciência e dedicação comigo.

A todos os amigos que fiz durante a graduação, por todos os momentos alegres que vivemos e pela amizade, sem vocês tudo teria sido muito mais difícil.

RESUMO

Os aterros sanitários representam uma das mais importantes fontes de emissão Gases de Efeito Estufa do setor de Resíduos e a Política Nacional de Resíduos Sólidos determina que os resíduos devem ser direcionados a um aterro sanitário apenas depois de esgotadas todas as possibilidades de recuperação de massa e energia. Como uma alternativa aos aterros existem as Usinas de Tratamento Mecânico Biológico (UTMB) que possuem como objetivo a separação e estabilização das parcelas de material orgânico dos resíduos bem como a recuperação dos materiais recicláveis presentes nos resíduos sólidos urbanos. Contudo, deve ser levado em consideração que a localização, o consumo energético e as eficiências de uma UTMB afetam as demais etapas de um sistema de gerenciamento de resíduos o que inclui a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final. O presente trabalho teve como proposta avaliar os ganhos em termos de emissão de GEE que a UTMB Ceilândia traz para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal. Para isto, foi utilizada a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, em que foram analisadas as características dos processos e os dados de fluxo de energia e massa do sistema, partindo desde o ponto de geração de resíduos até a sua disposição final. Devido à proximidade das Regiões Administrativas contribuintes com a UTMB Ceilândia as contribuições de GEE decorrentes da queima de combustível fóssil nos transportes não apresentou valores expressivos, correspondendo a 1,59% do total de CO₂ eq emitido pelo sistema. A baixa eficiência na triagem de resíduos orgânicos chama atenção no sistema da UTMB Ceilândia, onde apenas 23,76% dos resíduos que adentram o sistema passam pelo processo de compostagem e desses, pela análise das composições gravimétricas, apenas 53,55% é realmente degradável. Quanto ao consumo energético, a UTMB Ceilândia pode ser considerada econômica por possuir um fator de consumo de 8,01 kWh/t de RSU, contudo, a eficiência na triagem é tão baixa que não é possível afirmar que o uso de recursos é eficiente. Mesmo com a inclusão dos consumos de energia elétrica e diesel do sistema UTMB Ceilândia, 92,73% das emissões estão concentradas na disposição final. Quanto aos parâmetros analisados que influenciam a contagem das emissões na disposição final, destaca-se o parâmetro de oxidação da camada de cobertura, sendo o único capaz de provocar diminuição no valor total das emissões, e o parâmetro capacidade do sistema de captura e queima do biogás no aterro sanitário, que quando alterado é capaz de provocar um aumento até 96,3% nas emissões. Essas alterações nos parâmetros ressaltam a importância de modelos mais específicos para a contabilização das emissões de GEE no cenário nacional. O estudo concluiu que a UTMB Ceilândia traz um enorme benefício ambiental no que diz respeito a emissão de GEE, contribuindo para que o Brasil alcance suas metas de redução estabelecidas pelo Acordo de Paris. O benefício foi calculado em 26.945 toneladas de CO₂ eq por ano. A vantagem que a UTMB Ceilândia acarreta nesse sentido é principalmente devido à redução de matéria orgânica no Aterro Sanitário de Brasília e nessa perspectiva, uma maior eficiência na triagem de resíduos orgânicos na usina poderia contribuir para um benefício ainda maior.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	iii
AGRADECIMENTOS.....	iv
RESUMO	v
SUMÁRIO	vi
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. MUDANÇAS CLIMÁTICAS E RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	5
3.2. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	10
3.2.1. Caracterização dos resíduos sólidos.....	12
3.2.2. Coleta e transporte.....	12
3.2.3. Transbordo	13
3.2.4. Compostagem.....	15
3.2.5. Reciclagem	17
3.2.6. Usina de tratamento mecânico biológico	19
3.2.7. Disposição final.....	21
3.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	24
4. REVISÃO TEÓRICA	26
4.1. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	26
4.1.1. Definição de objetivo e escopo	26
4.1.2. Análise de inventário.....	33
4.1.3. Avaliação de impacto de ciclo de vida.....	36
4.1.4. Interpretação dos resultados	37
5. METODOLOGIA	39
5.1. PROCEDIMENTO METODOLÓGICO.....	39
5.2. DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS	40
5.3. MÉTODOS PARA OS CÁLCULOS DE CONSUMO E EMISSÕES DE GEE.....	43
5.3.1. Gravimetrias dos resíduos	44

5.3.2.	Combustível diesel	48
5.3.3.	Energia elétrica.....	53
5.3.4.	Compostagem.....	55
5.3.5.	Disposição final.....	58
5.3.6.	Lodo residual da estação do chorume do Aterro Sanitário de Brasília	61
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
6.1.	CARACTERIZAÇÃO DA USINA DE TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO DA CEILÂNDIA	63
6.2.	INVENTÁRIO DO CENÁRIO 1	48
6.2.1.	Transporte de resíduos	48
6.2.2.	Energia elétrica da UTMB	50
6.2.3.	Combustível diesel na UTMB	52
6.2.4.	Emissões da compostagem.....	53
6.2.5.	Consumos de energia elétrica do aterro	54
6.2.6.	Combustível diesel no aterro.....	55
6.2.7.	Disposição final.....	56
6.2.8.	Incineração do lodo residual de chorume.....	58
6.3.	BALANÇO DOS CENÁRIOS	58
6.4.	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA	59
4.1.2.	Contribuição per capita	89
6.5.	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS	90
6.5.1.	Análise de sensibilidade	90
7.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	93
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
A.	ANEXO.....	i
B.	ANEXO.....	ii
C.	ANEXO.....	vi
D.	ANEXO.....	viii
E.	ANEXO.....	x

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 3.1: Parceiros do ProteGEEr e instrumentos de implementação do projeto</i>	9
<i>Tabela 3.2: Número de municípios no Brasil com unidades de compostagem e quantidade total de resíduos encaminhados para esses locais (2000 - 2008)</i>	17
<i>Tabela 3.3: Taxa de degradação de carbono para diferentes etapas do gerenciamento</i>	21
<i>Tabela 3.4: Exemplos de uso de ACV no gerenciamento de RSU</i>	24
<i>Tabela 4.1: Estrutura de uma ACV</i>	26
<i>Tabela 4.2: Exemplos de categorias de impacto usadas no GIRS</i>	28
<i>Tabela 4.3: requisitos de qualidade dos dados (Baumann & Tillman, 2004a)</i>	29
<i>Tabela 4.4: Fatores de caracterização contidos nos métodos AICV</i>	36
<i>Tabela 4.5: Métodos usados e categorias de impacto</i>	37
<i>Tabela 5.1: Caracterização gravimétrica dos resíduos – PDGIRS</i>	45
<i>Tabela 5.2: Gravimetria de resíduos provenientes da coleta convencional – SLU 2015</i>	45
<i>Tabela 5.3: Gravimetria de resíduos provenientes da coleta convencional</i>	46
<i>Tabela 5.4: Gravimetria do fluxo de entrada da UTMB Ceilândia</i>	46
<i>Tabela 5.5: Gravimetria do transbordo de rejeitos da UTMB Ceilândia</i>	47
<i>Tabela 5.6: Gravimetria da entrada da compostagem</i>	48
<i>Tabela 5.7: Fator de consumo de combustível para o transporte de resíduos</i>	50
<i>Tabela 5.8: fatores de emissão de poluentes para o consumo de diesel</i>	51
<i>Tabela 5.9: Valores de GWP₁₀₀ para os gases CH₄ e N₂O</i>	52
<i>Tabela 5.10: Fatores de consumo de combustível para a UTMB e para o AS</i>	52
<i>Tabela 5.11: fator de consumo de energia elétrica para o ASB</i>	54
<i>Tabela 5.12: Fator de emissão de CO₂ eq para o consumo de energia elétrica</i>	55
<i>Tabela 5.13: Características físico-químicas para os resíduos que adentram a compostagem</i>	57
<i>Tabela 5.14: Fator de emissão de N₂O para a compostagem da UTMB</i>	58
<i>Tabela 5.15: Emissões da incineração da lama da estação de tratamento de chorume</i>	61
<i>Tabela 6.1: Distância entre o centro de massa das RA's até a UTMB Ceilândia</i>	48
<i>Tabela 6.2: Estimativa considerada de coleta de RSU por Região administrativa</i>	48
<i>Tabela 6.3: Consumo de combustível para a trajetória 1 do cenário 1</i>	48
<i>Tabela 6.4: Consumo de combustível para a trajetória 2 do cenário 1</i>	49
<i>Tabela 6.5: Emissão de poluentes decorrentes do transporte para o cenário 1</i>	49
<i>Tabela 6.6: Turnos de trabalho UTMB Ceilândia</i>	50
<i>Tabela 6.7: Emissão de CO₂ eq pelo consumo de energia elétrica pela UTMB Ceilândia</i>	50
<i>Tabela 6.8: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel na UTMB Ceilândia</i>	52
<i>Tabela 6.9: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel na UTMB Ceilândia</i>	52
<i>Tabela 6.10: Degradação de matéria orgânica no processo de compostagem</i>	53
<i>Tabela 6.11: Emissão de N₂O decorrentes do processo de compostagem</i>	54

<i>Tabela 6.12: Contribuição de parcelas de resíduos nas emissões decorrentes do consumo energético no aterro sanitário de Brasília</i>	55
<i>Tabela 6.13: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 1</i>	55
<i>Tabela 6.14: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 1</i>	56
<i>Tabela 6.15: Taxa de emissão de CO₂ eq para a disposição final do rejeito da UTMB Ceilândia</i>	57
<i>Tabela 6.16: Taxa de emissão de CO₂ para incineração da lama de chorume no cenário 1</i>	58
<i>Tabela 6.17: Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSD em cada cenário</i>	59
<i>Tabela 6.18: Inventário do cenário 1</i>	85
<i>Tabela 6.19: Inventário do cenário 2</i>	86
<i>Tabela D.1: Emissão de CO₂ pelo consumo de diesel do cenário 2</i>	viii
<i>Tabela D.2: Taxa de emissão de CO₂ eq para o transporte do cenário 2</i>	viii
<i>Tabela D.3: Taxa de emissão de CO₂ eq pelo consumo de energia elétrica no aterro no cenário 2</i>	viii
<i>Tabela D.4: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 2</i>	ix
<i>Tabela D.5: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 2</i>	ix
<i>Tabela D.6: Taxa de emissão de CO₂ para a disposição final no cenário 2</i>	ix
<i>Tabela D.7: Taxa de emissão de CO₂ para a queima da lama residual da estação de tratamento de esgoto no cenário 2</i>	ix

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 3-1: Emissões de dióxido equivalente por setores no Brasil. Fonte: SIRENE, 2016.....</i>	<i>7</i>
<i>Figura 3-2: Representatividade (%) das emissões dos inventários nacional (2º inventário) e estaduais por setor em 2005.....</i>	<i>8</i>
<i>Figura 3-3: Quatro fases de um sistema de gerenciamento de resíduos.....</i>	<i>10</i>
<i>Figura 3-4: Prioridade na gestão de resíduos sólidos urbanos.....</i>	<i>11</i>
<i>Figura 3-5: Estação de transbordo de Parnamirim.....</i>	<i>14</i>
<i>Figura 3-6: Estação de transbordo de Ponte Pequena, São Paulo, SP.....</i>	<i>14</i>
<i>Figura 3-7: Trommel aplicado aos resíduos sólidos urbanos.....</i>	<i>19</i>
<i>Figura 3-8: Peneira rotativa com resíduos.....</i>	<i>20</i>
<i>Figura 3-9: Processo de compactação do lixo no Aterro – Aterro Sanitário de Brasília.....</i>	<i>22</i>
<i>Figura 4-1: Exemplo de problema de alocação multi-saída.....</i>	<i>31</i>
<i>Figura 4-2: Exemplo de problema de alocação de processo multi-entradas.....</i>	<i>32</i>
<i>Figura 4-3: alocação por particionamento. Fonte: elaboração própria.....</i>	<i>32</i>
<i>Figura 4-4: alocação por expansão do sistema.....</i>	<i>33</i>
<i>Figura 4-5: Atividades da análise de inventário de um ciclo de vida.....</i>	<i>34</i>
<i>Figura 4-6: Demonstração do efeito da conexão dos processos. a) Simplificação de processos desconectados; b) Simplificação de processos conectados.....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 4-7: Simplificação do inventário de um sistema.....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 5-1: Diagrama com etapas metodológicas e capítulos de apoio.....</i>	<i>39</i>
<i>Figura 5-2: Representação dos fluxos e emissões considerados no cenário 1.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 5-3: Representação dos fluxos e emissões considerados no cenário 2.....</i>	<i>43</i>
<i>Figura 5-4: Considerações a respeito da conversão de carbono no processo de compostagem.....</i>	<i>56</i>
<i>Figura 6-1: Local de entrada dos resíduos e alimentação da peneira rotativa primária.....</i>	<i>63</i>
<i>Figura 6-2: Esquemático da coleta de resíduos no DF.....</i>	<i>1</i>
<i>Figura 6-3: Cooperativas realizando triagem manual.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 6-4: Separação mecanizada de material reciclável.....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 6-5: Material reciclável aguardando destinação.....</i>	<i>43</i>
<i>Figura 6-6: Composto orgânico aguardando destinação – UTMB Ceilândia.....</i>	<i>44</i>
<i>Figura 6-7: Leiras de compostagem e composto peneirado.....</i>	<i>44</i>
<i>Figura 6-8: Lagoa de chorume – UTMB Ceilândia.....</i>	<i>45</i>
<i>Figura 6-9: Caminhões descarregando os rejeitos finais.....</i>	<i>45</i>
<i>Figura 6-10: Ilustração dos processos da UTMB Ceilândia.....</i>	<i>46</i>
<i>Figura 6-11: Fluxo de referência na UTMB Ceilândia.....</i>	<i>46</i>
<i>Figura 6-12: Fluxograma geral dos resíduos ligados à UTMB Ceilândia.....</i>	<i>47</i>
<i>Figura 6-13: Taxas de consumo e emissão referentes aos transportes em relação ao fluxo de referência.....</i>	<i>49</i>
<i>Figura 6-14: Emissão de CO₂ eq decorrente do consumo de energia elétrica no cenário 1 em relação ao fluxo de referência.....</i>	<i>51</i>

<i>Figura 6-15: Emissões decorrentes do consumo de diesel na UTMB em relação ao fluxo de referência no cenário 1</i>	52
<i>Figura 6-16: Emissões de N₂O e CH₄ no processo de compostagem em relação ao fluxo de referência e emissões de CO₂eq no processo de compostagem em relação ao fluxo de referência</i>	54
<i>Figura 6-17: Emissões de CO₂ eq em decorrência do consumo de energia elétrica no aterro sanitário em relação ao fluxo de referência.</i>	55
<i>Figura 6-18: Emissões de CO₂ eq em decorrência do consumo de diesel no aterro sanitário em relação ao fluxo de referência.</i>	56
<i>Figura 6-19: Emissões de CO₂ para a disposição final no cenário 1</i>	57
<i>Figura 6-20: Emissões de CO₂ equivalente decorrente do processo de decomposição dos resíduos na disposição final em relação ao fluxo de referência para o cenário 1</i>	57
<i>Figura 6-21: Emissões de CO₂ eq decorrentes da incineração de lodo residual da estação de tratamento de chorume para o cenário 1</i>	58
<i>Figura 6-22: Emissões do cenário 1 em relação ao fluxo de referência</i>	84
<i>Figura 6-23: Emissões do cenário 2 em relação ao fluxo de referência</i>	84
<i>Figura 6-24: Emissões dos dois cenários</i>	88
<i>Figura 6-25: Emissão per capita com o cenário 1 (um) e 2 (dois)</i>	89
<i>Figura 6-26: Emissão total de CH₄ em unidades de CO₂ eq pelo aterro com e sem ajuste – Cenário 1</i>	91

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE – Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ACV – Avaliação de Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

ASB – Aterro Sanitário de Brasília

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CH₄ – Gás Metano

CO₂ – Dióxido de Carbono

CO₂ eq – Dióxido de Carbono equivalente

CODEPLAN – Companhia de Planejamento do Distrito Federal

DF – Distrito Federal

EPA – *Environmental Protection Agency*

ETC – Estação de Tratamento de Chorume

GDF – Governo do Distrito Federal

GEE – Gases de Efeito Estufa

GIRS – Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

GRSU – Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

GWP - *global warming potentials* – Potencial de Aquecimento Global

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPCC – Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima

ISO – *International Organization for Standardization*

km - Quilômetros

MDR – Ministério do Desenvolvimento Regional

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MCTIC - Ministério de Ciência Tecnologia e Comunicação

N₂O – Óxido nitroso

NDC – Contribuições Nacionalmente Determinadas

NIMBY – *Not in my back Yard*

ODS – Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PDGIRS - Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

PRONCOVE - Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores

ProteGEEr - Proteção do Clima na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos

PNMC – Política Nacional de Mudanças Climáticas

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB – Política Nacional de Saneamento Básico
RA – Região Administrativa
RS – Resíduos Sólidos
RSD – Resíduos Sólidos Domiciliares
RSO – Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
SEAGRI - Secretaria de Estado da Agricultura, Abastecimento e Desenvolvimento Rural
SIRENE – Sistema Nacional de Registro de Emissões
SINESP – Secretaria de Estado de Infraestrutura e Serviços Públicos
SLU – Serviço de Limpeza Urbana
SLU/DF – Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
t – Toneladas (de acordo com o Sistema Internacional de Unidades)
UTMB – Usina de Tratamento Mecânico Biológico

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas representam um problema urgente para as sociedades humanas e apesar de existirem evidências alarmantes de que pontos cruciais já podem ter sido ultrapassados, as emissões de gases de efeito (GEE) têm aumentado gradativamente e isso se deve principalmente ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico (IPCC, 2015; WMO, 2020). Como uma forma de responder globalmente a este problema a Organização das Nações Unidas (ONU) propôs um mecanismo legal para a redução das emissões de GEE no mundo, o chamado Acordo de Paris (ONU & UNFCCC, 2015). O Brasil ratificou o Acordo de Paris e comprometeu-se a cortar suas emissões em 37% até 2025 e em 43% até 2030, sendo 2005 como ano de referência (Brazil, 2016). Para que o país reduza suas emissões a medida em que continua a crescer é preciso haver a implementação de tecnologias estratégicas capazes de poupar emissões.

Dentre os setores da economia majoritariamente responsáveis pelas emissões de GEE do Brasil destaca-se aqui o setor de Resíduos, que é responsável por 5% das contribuições totais de GEE (MCTIC, 2020). Já no Distrito Federal, 19,72% das emissões foram ocasionadas por este setor, tomando como referência o ano de 2005 (SEAGRI, 2014). No contexto dos Resíduos Sólidos Urbanos, os aterros sanitários, disposição final mais comum dos resíduos, representam uma das mais importantes fontes de emissão de GEE devido aos processos de decomposição anaeróbica da matéria orgânica (Borba et al., 2018; MCTIC, 2020).

Para reforçar a questão, nas últimas décadas o Brasil tem apresentado um aumento populacional seguido de um expressivo aumento nas taxas de urbanização, além disso, a geração per capita de resíduos sólidos tem crescido mais do que a população e a economia (Campos, 2012). Esses fatores remetem à necessidade de adequação das agendas das cidades e de suas ações em concordância com os princípios da sustentabilidade urbana (IBGE, 2017). Apesar do aumento contínuo das pressões ambientais, o setor de resíduos tem a capacidade única de deixar de ser uma fonte geradora de GEE e se transformar no principal setor apto a poupar emissões devido ao seu potencial de curto a médio prazo para a implementação de medidas que reduzam as emissões de GEE (ProteGEEr, 2017).

Como uma alternativa aos aterros sanitários existem as Usinas de Tratamento Mecânico Biológico (UTMB) cujo objetivo é separar e estabilizar as parcelas de material orgânico dos resíduos bem como recuperar os materiais recicláveis presentes nos fluxos de resíduo sólido urbano (Boldrin et al., 2011; IPCC, 2006; Montejo et al., 2013). A adoção de uma UTMB tem

potencial para contribuir com a redução das emissões de GEE do setor de Resíduos, contudo, deve ser levado em consideração que fatores como a localização, o consumo energético e as eficiências de triagem de uma unidade UTMB afetam indiretamente outras as etapas do sistema de gerenciamento, tais como a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos. Ocorre que as atividades executadas em cada etapa consomem recursos que geram impactos secundários a serem contabilizados em outros setores da economia, como por exemplo, o consumo de energia elétrica e diesel para a operação das unidades de gerenciamento gera emissões que são contabilizadas pelo setor de Energia. Dessa forma, uma análise focada apenas no benefício de desviar resíduos do aterro não é capaz de representar adequadamente o potencial do setor. Nesse sentido, a avaliação das emissões decorrentes de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos deve ser feita sob uma perspectiva ampla e a contagem das emissões deve envolver todas as etapas do gerenciamento, não apenas o tratamento e a disposição final.

Dada a atualidade do tema o presente trabalho tem como proposta avaliar os impactos ambientais decorrentes das emissões de GEE do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos que envolve a UTMB da Ceilândia, DF. O foco da análise está em compreender melhor quais os ganhos em termos de emissão de GEE a UTMB Ceilândia traz para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do DF. Para isto, utilizou-se a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, em que foram analisadas as características dos processos e os dados de fluxo de energia e massa do sistema, partindo desde o ponto de geração de resíduos até a sua disposição final. A partir do cenário atual foi criado um cenário comparativo a partir dos mesmos pontos de geração de resíduos, mas considerando que no lugar da UTMB existe uma estação de transbordo e que os resíduos são designados ao Aterro Sanitário de Brasília sem qualquer tipo de tratamento. A caracterização dos sistemas incluiu as composições gravimétricas, os consumos de energia elétrica e de diesel decorrentes de cada etapa do gerenciamento de resíduos para cada um dos dois cenários definidos. Associados aos consumos e as degradações dos resíduos foram determinadas as emissões decorrentes de cada cenário e realizado um inventário de emissões para avaliar quais as contribuições mais relevantes. Busca-se com o presente trabalho contribuir com o manejo de resíduos sólidos sugerindo a alocação de tecnologias e melhorias que apresentem o menor impacto ambiental, servindo como suporte ao gerenciamento de resíduos.

A estrutura de organização do presente trabalho consta de sete capítulos, sendo eles: Introdução, Objetivos, Revisão bibliográfica, Revisão Teórica, Metodologia, Resultados e Discussão e Conclusão. A Revisão Bibliográfica trata da relação entre mudanças climáticas e o gerenciamento de resíduos sólidos, das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos e do uso da ACV como uma ferramenta para o planejamento do gerenciamento de resíduos e a formulação de políticas. A Revisão Teórica consiste em uma explicação detalhada do processo de ACV conforme a norma, explicitando suas etapas e fazendo as considerações necessárias. A metodologia constitui-se da definição dos cenários e dos métodos para os cálculos de consumo e emissão de gases. No capítulo de Resultados e Discussões foram dispostas as caracterizações dos cenários, os valores de fluxos, os consumos e as emissões decorrentes de cada etapa do gerenciamento, também foram incluídas as discussões a respeito das eficiências e melhorias do sistema atual e a análise de sensibilidade dos resultados. Por fim, o último capítulo trata das principais conclusões do trabalho e as sugestões feitas para futuros estudos.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

- Aplicar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ao sistema de gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos urbanos do Distrito Federal incluindo a Usina de Tratamento Mecânico Biológico (UTMB) da Ceilândia de modo a quantificar o benefício que a UTMB Ceilândia traz ao gerenciamento de resíduos do DF em termos de emissão de gases de efeitos estufa (GEE).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Criar um inventário de emissões e definir as taxas de emissão e consumo para cada processo de cada etapa do sistema.
- Mensurar a competência do sistema quanto aos consumos, produtos e emissões.
- Identificar os principais pontos de emissão do sistema.
- Identificar os parâmetros de maior relevância para o modelo que representa o sistema.
- Realizar uma análise estratégica sobre o sistema para embasar a sugestão de melhorias que sejam capazes de mitigar as emissões.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. MUDANÇAS CLIMÁTICAS E RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O aquecimento global representa um dos maiores desafios para o nosso tempo, seus impactos afetam a produção de alimentos e o aumento do nível do mar, elevando o risco de inundações catastróficas, desestabilizando assim diversas sociedades (WMO, 2020). Apesar do número crescente de políticas de mitigação das mudanças climáticas e das evidências alarmantes de que pontos cruciais já podem ter sido ultrapassados, levando a mudanças irreversíveis nos principais ecossistemas e no sistema climático planetário, as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) continuam aumentando e isso se deve principalmente ao fato da população global estar crescendo e se desenvolvendo economicamente (IPCC, 2015; WMO, 2020).

Ao pensar na redução das emissões de GEE para o aquecimento global é preciso considerar que diversas sociedades do mundo ainda não alcançaram um padrão de vida que satisfaça seus direitos humanos e que possuem limitações científicas, tecnológicas e econômicas para responder adequadamente a essa problemática (Nações Unidas Brasil, 2020). Atentando-se as necessidades da sociedade é que foi desenvolvido o conceito de Desenvolvimento Sustentável, o qual se apoia nos pilares de desenvolvimento ambiental, social e econômico (ONU, 2015). Esse conceito busca conciliar o crescimento populacional, econômico e dos padrões de vida sem comprometer as necessidades das gerações futuras. Para que o mundo se desenvolva sustentavelmente a Organização das Nações Unidas (ONU) criou a agenda 2030, que representa um plano de ação para as pessoas, para o planeta e para a prosperidade, a agenda é composta por 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas, dentre os objetivos destaca-se aqui o número 13 “Tomar medidas urgentes para combater a mudança climática e seus impactos”, e o subtópico 13.2 “Integrar medidas da mudança do clima nas políticas, estratégias e planejamentos nacionais” (ONU, 2015). Também destaca-se o objetivo 11 “Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis”, e o subtópico 11.6 “Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo per capita das cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros” (ONU, 2015).

A ONU tem assumido um papel de precursora quanto a formulação do problema e resposta mundial ao aquecimento global, dentre os dispositivos legais criados pela ONU está o Acordo de Paris. O Acordo de Paris reconhece que as mudanças climáticas representam uma ameaça

urgente para as sociedades humanas e para o planeta e que todos os países devem se unir numa resposta internacional para a redução das emissões globais de GEE (ONU & UNFCCC, 2015). Para conquistar o objetivo final do Acordo, as governanças desenvolveram seus próprios compromissos, a partir das chamadas Pretendidas Contribuições Nacionalmente Determinadas (iNDC, sigla em inglês). Por meio das iNDCs, cada nação apresentou sua contribuição voluntária para o corte das emissões de GEE, de acordo com o que cada governo considera viável a partir do cenário social e econômico local. O acordo foi assinado por 175 líderes mundiais, dentre eles o Brasil, que se comprometeu a promover novos padrões de tecnologias limpas e a ampliar a infraestrutura de baixo carbono (Brazil, 2016).

A Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) oficializa o compromisso voluntário do Brasil junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de reduzir as emissões de gases de efeito estufa entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020 (BRASIL, 2009). O país foi ousado em assumir compromissos de redução das emissões de GEE a medida em que cresce economicamente, sendo este um país em desenvolvimento. A NDC do Brasil corresponde a uma redução estimada em 66% em termos de emissões de gases efeito de estufa por unidade do PIB (intensidade de emissões) em 2025 e em 75% em termos de intensidade de emissões em 2030, ambas em relação a 2005 (Brazil, 2016).

Conforme determinado no Acordo de Paris, existem orientações para a contabilização das contribuições e essa se refere a uma etapa importante para a mitigação do problema de aquecimento global. As Partes devem contabilizar as emissões e remoções antrópicas de acordo com metodologias e métricas comuns avaliadas pelo Painel Intergovernamental sobre a Mudança do Clima (ONU & UNFCCC, 2015). Também devem assegurar consistência metodológica entre a comunicação e implementação das NDC (ONU & UNFCCC, 2015). O documento do IPCC “Guia para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa” (ou *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, em inglês) de 2006 provê metodologias para inventariar emissões e remoções antropogênicas de gases de efeito estufa em âmbito nacional (IPCC, 2006). Esse compêndio de diretrizes foi produzido a convite da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC, sigla em inglês), e dessa forma, o guia do IPCC de 2006 provê metodologias internacionalmente aceitas por meio das quais os países compilam e reportam seus inventários de GEE à UNFCCC (IPCC, 2006).

A metodologia do IPCC de 2006, que teve refinamentos publicados em 2019, segmenta as estimativas de emissão e remoção de gases de efeito estufa em setores principais e está publicada em cinco volumes (IPCC, 2006). O Volume 1 descreve os passos básicos para o desenvolvimento de um inventário e oferece diretrizes sobre estimativas de emissões e remoções. Os volumes 2 a 5 apresentam orientações para a quantificação de emissões em diferentes setores da economia, sendo o Volume 2 “Energia”, Volume 3 “Processos Industriais e Uso de Produto”, Volume 4 “Agricultura, Florestas e Outros Usos da Terra” (AFOLU) e o Volume 5 “Resíduos” (IPCC, 2006).

A divisão do Brasil quanto aos principais setores contribuintes de emissão de GEE é feita em cinco setores, mas se tratam de setores diferentes dos setores globais pois estão de acordo com as principais contribuições do Brasil, são eles: os de Tratamento de Resíduos (5% de contribuição), Agropecuária (34%), Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Floresta (22%), Energia (32%) e Processos Industriais (7%), tomando como referência o ano de 2016 (MCTIC, 2020).

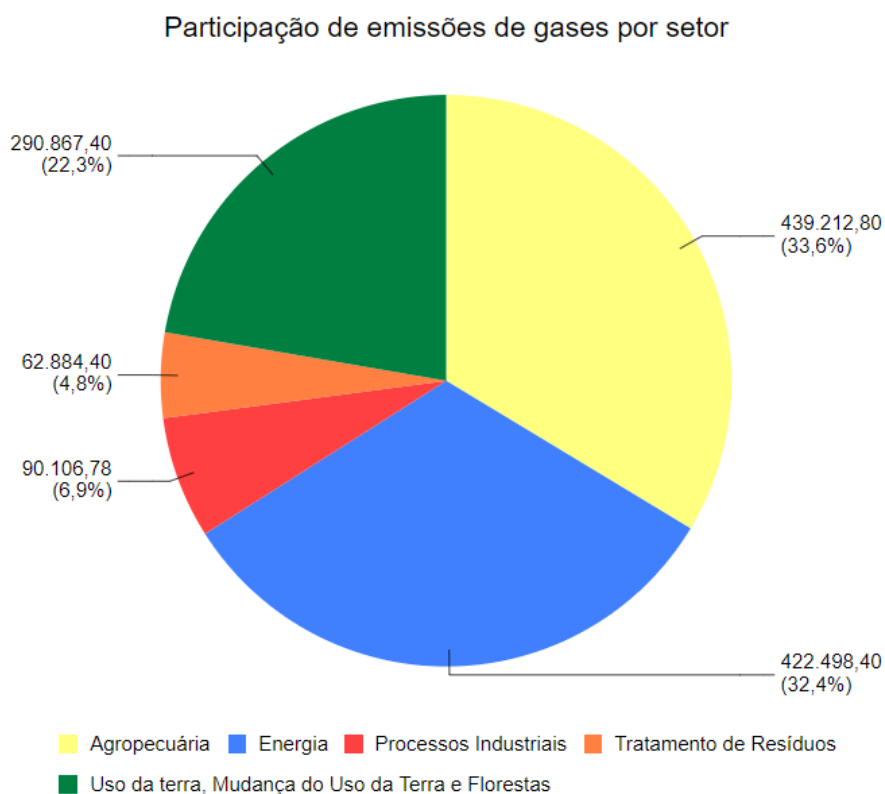


Figura 3-1: Emissões de dióxido equivalente por setores no Brasil.
Fonte: SIRENE, 2016

A contribuição dos setores varia para os diferentes estados Brasileiros, uma figura esquemática pode ser vista a seguir demonstrando a representatividade das emissões quanto aos setores de contribuição em diferentes estados. Destaca-se que para o Distrito Federal as emissões decorrentes do setor de resíduos corresponderam a 19,72% das emissões, o que demonstrou uma situação particular em relação ao restante do país.

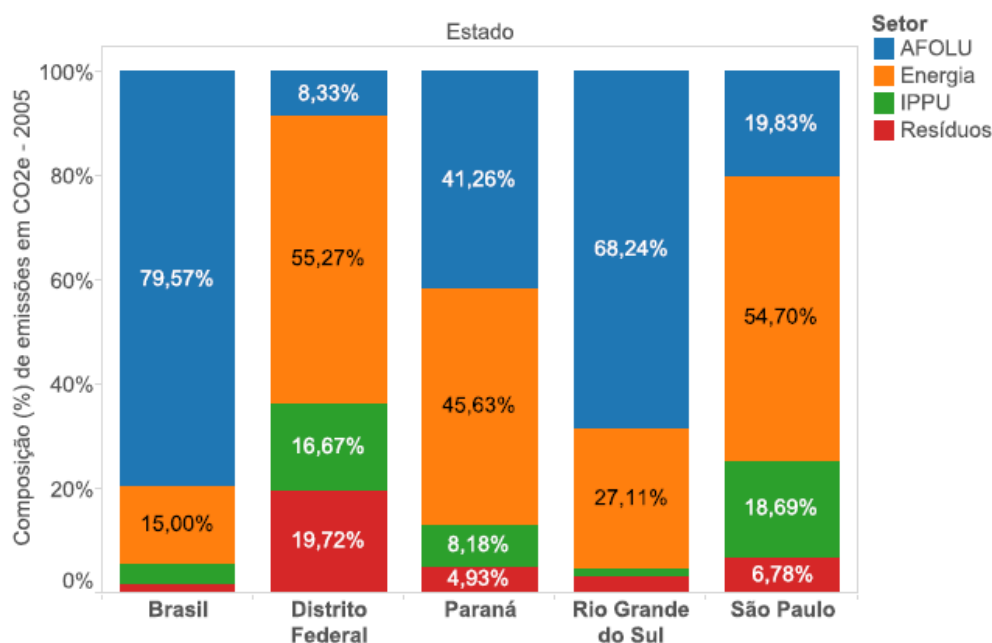


Figura 3-2: Representatividade (%) das emissões dos inventários nacional (2º inventário) e estaduais por setor em 2005.

Fonte: (SEAGRI, 2014). IPPU: Processos Industriais e Uso de Produtos

O setor de Resíduos é representado pelas emissões de GEE decorrentes da incineração e disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e de efluentes domésticos e industriais (MCTI, 2015; MCTIC, 2020). Fazendo um recorte do setor de Resíduos é possível perceber que grande parte das emissões do setor correspondem ao subsetor disposição final de resíduos sólidos, correspondendo a 50,0% das emissões em 2016 (MCTIC, 2020). Os principais gases emitidos são o metano (CH₄), o dióxido de carbono (CO₂) e o óxido nitroso (N₂O), sendo o metano o principal gás emitido, responsável por mais de 95% das emissões (MCTIC, 2020; SIRENE, 2016). Destaca-se ainda que as emissões de metano tiveram um aumento de aproximadamente 230% entre o período de 1990 a 2015, conforme a 4ª edição das estimativas de 2017 (SIRENE, 2016).

Ainda quanto ao acordo de Paris, além dos países assumirem compromissos de reduzir progressivamente a emissão de GEE também foram estabelecidas medidas que permitem o

apoio reforçado a países em desenvolvimento. Dentro dessas possibilidades diversas parcerias internacionais foram estabelecidas, dentre elas Brasil e Alemanha assinaram acordo de apoio financeiro e técnico para desenvolvimento e implementação de soluções que fortaleçam o desenvolvimento urbano de baixo carbono incluindo iniciativas de reciclagem e gestão de resíduos nas principais cidades brasileiras (Declaração Conjunta Brasil-Alemanha sobre Mudança do Clima, 2015).

As parcerias entre Brasil e Alemanha tem como fruto a Cooperação para a Proteção do Clima na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos, o ProteGEEr. O projeto de cooperação técnica visa promover uma gestão sustentável e integrada de resíduos sólidos urbanos (RSU), preservar os recursos naturais e reduzir o uso de energia e a emissão de gases de efeito estufa (GEE) (ProteGEEr, 2019). Ele é implementado no âmbito da cooperação técnica firmada entre o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), o Ministério do Meio Ambiente (MMA), a Agência Brasileira de Cooperação e a Cooperação Brasil-Alemanha por meio da alemã Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) (ProteGEEr, 2019). Os parceiros, representantes e seus respectivos instrumentos de implementação do ProteGEEr estão dispostos na tabela 3.1 a seguir.

Tabela 3.1: Parceiros do ProteGEEr e instrumentos de implementação do projeto

Parceiros	Representante	Instrumentos
Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR)	Secretaria Nacional de Saneamento (SNS)	<ul style="list-style-type: none"> Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)
Ministério do Meio Ambiente (MMA)	Secretaria de Qualidade Ambiental (SQA)	<ul style="list-style-type: none"> Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) Política Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC)
GIZ	--	<ul style="list-style-type: none"> Coordenação técnica
Ministério de Ciência Tecnologia e Comunicação (MCTIC)	Secretaria de Empreendedorismo e Inovação (SEMPI) Secretaria de Políticas para Formação de Ações Estratégicas (SEFAE)	<ul style="list-style-type: none"> Inventário Nacional de Emissões de GEE Política Nacional de Pesquisa Científica e Tecnológica e de Incentivo à Inovação
A Universidade Técnica de Braunschweig (TU Braunschweig)	--	<ul style="list-style-type: none"> Cooperação acadêmica

Fonte: (ProteGEEr, 2018)

3.2. GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Conforme estabelecido na Lei 12.305, o gerenciamento de resíduos sólidos se trata do conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010, 2020). Para cada etapa devem ser estabelecidas as atividades, a infraestrutura e instalação operacional correspondente (BRASIL, 2010). Invariavelmente seus escopos devem incluir todas as exigências legais e as normativas de forma a harmonizar os aspectos financeiro, institucional, social e ambiental.

Um sistema contendo os diferentes estágios do gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares está disposta na figura 3.3 a seguir.

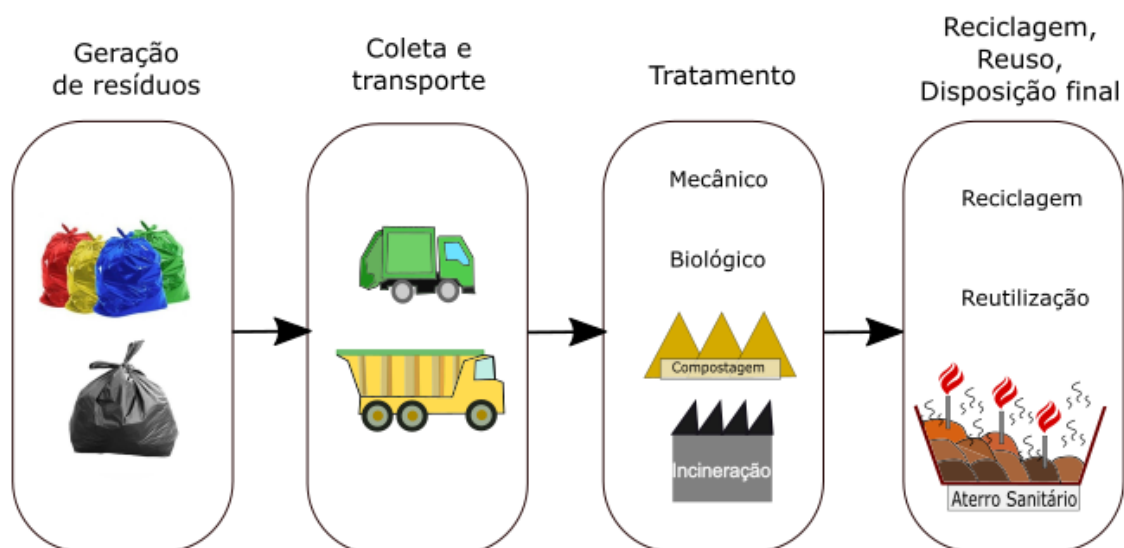


Figura 3-3: Quatro fases de um sistema de gerenciamento de resíduos.
Fonte: elaboração própria

O manejo de resíduos sólidos consiste em uma das quatro áreas do saneamento (BRASIL, 2007). O cenário geral do saneamento no Brasil revela as disparidades entre suas quatro vertentes e uma das razões para tal, é que a Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB) era entendida, em 1967, como “conjunto de diretrizes destinadas à fixação do programa governamental a aplicar-se nos setores de abastecimento de água e esgoto sanitário” (art. 1º). Bem observado por Yoshida (2012), o saneamento era entendido apenas como os serviços de água e esgoto, sem atenção para os conceitos relativos às águas pluviais e aos resíduos sólidos (Yoshida, 2012). O entendimento de que o manejo de resíduos sólidos compunha o saneamento só foi instituído em 2007 com a chamada Lei do saneamento básico (BRASIL, 2007), afora

isso, a Política Nacional de Resíduos Sólidos foi instituída apenas em 2010 (BRASIL, 2010). Devido ao tardio posicionamento político em relação aos serviços e também devido as limitações técnicas dos municípios, não se tem ainda a universalização quanto aos serviços mínimos de seu manejo, a saber, coleta e destinação final ambientalmente adequada (SNIS, 2017).

Quanto ao panorama de geração *per capita* de resíduos sólidos (RS) no Brasil, esta tem crescido mais do que a população e a economia tem crescido menos do que a geração de resíduos sólidos (Campos, 2012). A geração *per capita* e a caracterização dos resíduos sólidos tem a ver com o desenvolvimento econômico de um país, o poder aquisitivo e o correspondente consumo de uma população (Campos, 2012; CEMPRE, 2018; Münnich et al., 2005). Conforme a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos (ABRELPE) a geração total de RSU no Brasil foi de 214.868 t/dia, representando uma geração *per capita* média brasileira de 1,035 kg/hab/dia (ABRELPE, 2017). Devido à essa dimensão, os serviços de manejo dos resíduos tem exercido um forte impacto tanto no orçamento das administrações municipais, podendo atingir 20% dos gastos da municipalidade (IBGE, 2008), como no meio ambiente.

Atentando-se as tendências quanto á geração de resíduos e sua problemática, o grande objetivo estratégico da PNRS é reduzir ao máximo o volume de RS gerado possível, seguido de aproveitar toda a matéria e energia disponível dos resíduos, dispendo nos aterros, assim, apenas a parcela que foi rejeitada (Grisa & Capanema, 2018). A ordem de prioridade na tomada de decisões pela gestão, conforme o PNRS, é demonstrada na figura 3.4 abaixo.



Figura 3-4: Prioridade na gestão de resíduos sólidos urbanos
Fonte: elaboração própria

Levando em consideração as diferentes necessidades que os municípios podem vir a ter a lei brasileira determina que os serviços de manejo considerem a adoção de técnicas e processos

que considerem as particularidades locais e regionais (BRASIL, 2010, 2020) e que devem ser prestados seguindo os princípios de universalização do acesso, integralidade, adequação a saúde e à proteção do meio ambiente (BRASIL, 2007). As metas para a área de resíduos sólidos e sua estimativa de investimento estão orientadas pelo Plano Nacional de Saneamento Básico, promulgado em 2013 e em processo de revisão em 2018 e 2019 (MdC, 2013).

3.2.1. Caracterização dos resíduos sólidos

Os Resíduos Sólidos (RS) são definidos como sendo resíduos nos estados sólido e semissólido resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo os lodos gerados em sistemas de tratamento de água e em equipamentos de controle de poluição, além de líquidos que possuem características que impossibilitem seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos (ABNT NBR 10004, 2004). Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), de responsabilidade do Poder Público, são compostos pelos Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e volumosos, que são aqueles que provêm das residências, e pelos Resíduos de Limpeza Urbana (RLU), oriundos dos serviços de limpeza de logradouros e vias públicas, dos serviços de varrição e demais serviços (GDF, 2018).

São várias as formas de se categorizar qualitativamente os RSD, podendo ser divididos em grupos de recicláveis, orgânicos e outros resíduos e rejeitos (GDF, 2018). Uma outra forma de se classifica-los é de acordo com sua composição química, sendo divididos em orgânicos e inorgânicos (CEMPRE, 2018). Por fim, podem ser classificados em secos e úmidos, sendo os resíduos secos associados aos resíduos recicláveis que não estão misturados aos resíduos orgânicos (GDF, 2018). Os resíduos passíveis de serem reciclados variam conforme o mercado de recicláveis da região, comumente no Brasil são categorizados como recicláveis os materiais: alumínio, aço, papel/papelão e embalagens, plástico e vidro (ABRELPE, 2017; CEMPRE, 2018; Grisa & Capanema, 2018; Ipea, 2012). Ressalta-se que quanto maior a renda do país, maior a fração seca do RSU, o que eleva o potencial de reciclagem de resíduos secos e a recuperação energética (Grisa & Capanema, 2018).

3.2.2 Coleta e transporte

Conceitua-se coleta como o ato de recolher e transportar resíduos sólidos de qualquer natureza, utilizando veículos e equipamentos apropriados (ABNT NBR 13463, 1995). É uma ação sanitária que visa o afastamento dos resíduos do meio onde é gerado.

A coleta convencional corresponde à coleta regular dos resíduos domiciliares, formados por resíduos gerados em residências, estabelecimentos comerciais, industriais, públicos e de prestação de serviços, cujos volumes e características sejam compatíveis com a legislação municipal vigente (ABNT NBR 13463, 1995). A cobertura da coleta em relação a população total no Brasil está em média em 91,7%, já em relação a população urbana é de 98,8% (SNIS, 2017). A massa coletada (soma da coleta de resíduo domiciliar e resíduos sólidos públicos) *per capita* dos municípios brasileiros, é de 0,95 kg/hab./dia, esses valores têm variação quanto a região, indo de 0,81 kg/hab./dia na região Sul até 1,12 kg/hab./dia na região Centro-Oeste (SNIS, 2017). Segundo ABRELPE cerca de 6,9 milhões de toneladas de resíduos domiciliares não foram objeto de coleta em 2017 (ABRELPE, 2017).

De acordo com a NBR 12980 a coleta seletiva é a coleta que remove os resíduos previamente separados pelo gerador, tais como: papéis, latas, vidros e outros. A Pesquisa Nacional de Saneamento revelou que em 2008 os municípios com serviço de coleta seletiva separaram, prioritariamente, papel e/ou papelão, plástico, vidro e metal (materiais ferrosos e não ferrosos) (IBGE, 2008). No Brasil para cada 10 kg de resíduos disponibilizados para a coleta, apenas 400 gramas são coletadas de forma seletiva (SNIS, 2017). Apenas 70,4% dos municípios brasileiros tem iniciativa de coleta seletiva (ABRELPE, 2017). Do total de resíduos coletado, independente se vinha ou não de coleta seletiva, a massa total recuperada (papel, plástico, metal, vidro e outros) relacionada com a população urbana do município foi 7,4 kg/hab./ano para 2017 (SNIS, 2017). A coleta seletiva e a posterior reciclagem, além de contribuir com a redução do volume de resíduos também estimulam o aproveitamento econômico, ademais, outras medidas podem ser tomadas nesse sentido, como a adoção de novas tecnologias (Grisa & Capanema, 2018).

A coleta especial é destinada a remover e transportar resíduos especiais não recolhidos pela coleta regular, por próprio mérito, a exemplo a origem, volume, peso e a quantidade. Integram-se nessa categoria os móveis velhos, restos de limpeza e poda de canteiros, praças e jardins, entulhos, animais mortos e similares (ABNT, 1995).

3.2.3 Transbordo

A estação de transbordo nada mais é do que uma estação de transferência de resíduos que estão em um veículo de menor volume para um veículo de maior volume cujo objetivo é a minimização dos custos. Usando esse mecanismo, veículos de coleta menores podem se deslocar mais rapidamente e facilmente pelas ruas quando então se direcionam até a estação de

transbordo em que vários caminhões menores descarregam seus resíduos num outro veículo de tamanho maior. Os veículos maiores são os responsáveis pelos maiores deslocamentos, até que chegam a um destino que pode ser alguma unidade de tratamento ou a disposição final (Bagchi, 2004).



Figura 3-5: Estação de transbordo de Parnamirim

Fonte: (trapolimdavitoria, 2017)



Figura 3-6: Estação de transbordo de Ponte Pequena, São Paulo, SP

Fonte: (ambconsult, n.d.)

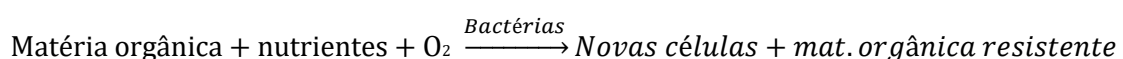
A localização da estação de transbordo deve satisfazer a uma série de critérios legislativos estabelecidos pela autoridade local, entretanto também deve contribuir na logística de entrada e saída constante de veículos. O tamanho da estação deve ser o suficiente para acomodar os

veículos que entram e saem e ainda conter uma área para futura expansão ou reestruturação de projeto (Bagchi, 2004).

Em grandes municípios a valorização dos terrenos torna a localização de unidade de transbordo uma tarefa complexa. Dessa forma, estações de transbordo podem acabar sendo instaladas longe da área urbana (Bagchi, 2004). Em municípios de médio e grande porte em que a expansão urbana cobre uma grande área, a resistência da população a uma instalação de transferência de resíduos próxima de suas residências é maior. Essa resistência recebeu um apelido de NIMBY, em inglês, “*not in my back yard*” (“não no meu quintal”, em tradução livre), trata-se de um termo muito utilizado em projetos deste tipo, que são de grande importância para a sociedade em geral, porém a comunidade ao redor da área escolhida reluta em aceitar o empreendimento. Fato compreensível, pois as instalações de resíduos acarretam desvalorização de terrenos próximos, um maior tráfego de veículos, além de maus odores.

3.2.4. Compostagem

A compostagem se constitui como sendo um processo de reciclagem. Refere-se a um destino útil para os resíduos orgânicos, diminuindo a quantidade de resíduos aterrada e contribuindo para a melhora estrutural dos solos (Moreira, 2014). O processo de compostagem é definido pela norma como sendo o “*processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação.*” (NBR 13591: Compostagem, 1996). A norma técnica que regulamenta a compostagem é a NBR 13591. Dos fatores que governam o processo de compostagem estão: a presença de microrganismos, a umidade, a aeração, a temperatura, a relação carbono/nitrogênio, o preparo prévio da matéria orgânica (trituração para uma boa granulometria), as dimensões e as formas das pilhas. É um processo aeróbico e natural caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de uma matéria orgânica estável. Uma simplificação do processo pode ser vista na formulação abaixo:



A técnica de compostagem pode ser implementada em três níveis (Herbets et al., 2005).

- Industrial ou em usinas que recebem grandes quantidades de resíduos. Essa técnica apresenta a vantagem de não exigir mudanças no sistema de coleta de resíduos. A desvantagem desse esquema se dá pela necessidade de separação da fração orgânica dos resíduos, podendo ocorrer uma inadequada separação dessa fração além de que a qualidade do composto produzido pode diminuir bastante (Herbets et al., 2005).
- Em propriedade agroindustrial, nesse caso a vantagem está associada aos resíduos serem separados na fonte (Herbets et al., 2005).
- Em pequena escala, como no caso da compostagem doméstica e do verme compostagem (Herbets et al., 2005). A vantagem nesse nível é a redução dos custos públicos com esses resíduos além do envolvimento com a população.

Uma usina de compostagem é uma instalação dotada de um pátio de compostagem em conjunto de equipamento eletromecânico destinado a promover e/ou auxiliar o tratamento das frações orgânicas dos resíduos sólidos domiciliares (NBR 13591: Compostagem, 1996). Pode ocorrer de forma natural, usando apenas a ventilação natural, ou pode ocorrer de forma acelerada, em que equipamentos eletromecânicos aceleram o início do processo em condições controladas, para esses casos a compostagem termina de ocorrer em pátios (NBR 13591: Compostagem, 1996).

Quanto as nomenclaturas da fração orgânica a norma estabelece que o composto cru é o produto que completou a primeira fase da compostagem e necessita obrigatoriamente de maturação para uso em áreas agrícolas e de procedimentos para a adequação da saúde e proteção ambiental (NBR 13591: Compostagem, 1996). O composto ou composto maturado é definido pela norma como o termo genérico usado para designação do produto já estabilizado (NBR 13591: Compostagem, 1996). Composto orgânico é aquele produto da compostagem que atende à legislação vigente (NBR 13591: Compostagem, 1996). O composto orgânico produzido é uma substância rica em húmus, o qual possui diversas partículas coloidais e nutrientes minerais e que pode ser usado como condicionante do solo.

Ao redor do mundo, aproximadamente 5,5% dos resíduos coletados são direcionados a usinas de compostagem (Kaza et al., 2020). Quanto aos países de alta renda, o percentual de resíduo domiciliar destinado a compostagem gira em torno de 6% (Kaza et al., 2020). No Brasil, apesar de os resíduos sólidos domiciliares apresentarem alto percentual de orgânicos, as experiências de compostagem ainda são incipientes, a quantidade de fração orgânica existente a partir da

composição gravimétrica dos resíduos coletados no Brasil equivale a 94.309,5 t/dia e desses cerca de 1,6% da matéria orgânica coletada recebe o tratamento por compostagem, sendo o restante encaminhado para outros destinos finais (Ipea, 2012). A tabela a seguir apresenta a situação das unidades de compostagem brasileiras no anos de 2000 e 2008, tanto em relação à quantidade tratada como em relação ao número de municípios que dispõe de unidades de compostagem como forma de destinação dos resíduos. O que se verifica é que o processo de tratamento da fração orgânica via compostagem é ainda pouco utilizado em programas municipais de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 3.2: Número de municípios no Brasil com unidades de compostagem e quantidade total de resíduos encaminhados para esses locais (2000 - 2008)

Número de municípios com unidades de compostagem no próprio município		Quantidade total de resíduos encaminhados para unidade de compostagem (t/dia)	
2000	2008	2000	2008
157	211	6.364,5	1.519,5

Fonte: (Ipea, 2012)

Ainda analisando a tabela é possível constatar que a quantidade de resíduo tratada foi reduzida, apesar do aumento do número de municípios com unidades de compostagem. Segundo o Ipea é provável que essa redução seja atribuída especificamente ao município de São Paulo, que em 2000, contribuía com 4.290 t/d e em 2008 não encaminhava mais esses resíduos para a compostagem devido ao fechamento da usina de compostagem de Vila Leopoldina em 2004 (Ipea, 2012). Esse fato evidencia o efeito de escala que as usinas podem trazer às regiões populosas.

3.2.5. Reciclagem

A reciclagem é o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2007). Constitui-se como um dos Três R's – reduzir, reutilizar, reciclar apontados como solução dos problemas relacionados aos resíduos (Idec; et al., 2005). Esse processo comumente exige a separação de materiais de origem domiciliar com a finalidade de trazê-los de volta a indústria para serem beneficiados (NBR 13591: Compostagem, 1996; IBAM, 2001). Conforme observado na lei 12.305, no artigo 9, tanto na

gestão como no gerenciamento de resíduos sólidos a ordem de prioridade de ação coloca a reciclagem antes do tratamento dos resíduos sólidos e da disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Os principais benefícios da decisão de reciclar são a diminuição da quantidade de resíduo aterrada, a preservação de recursos naturais, a economia de energia, a diminuição dos impactos ambientais e a geração de novos negócios com empregos diretos e indiretos (CEMPRE, 2018; IBAM, 2001). Por se tratar de uma atividade econômica rentável que contribui com a geração de emprego e renda para as famílias de catadores é cada vez mais frequente o firmamento de parcerias entre os governos locais e as associações ou cooperativas de catadores no intuito de formalizar o trabalho dos catadores e assegurar condições de segurança do trabalho (Idec; et al., 2005).

Quando o governo local opta por adotar a reciclagem em seu município ele deve tomar a decisão a respeito do tipo de sistema a ser empregado. As opções comumente são o uso de galpões de triagem após a coleta seletiva ou usinas de triagem após a coleta convencional (CEMPRE, 2018). A coleta seletiva geralmente exige a construção de galpões de triagem, conhecidos no Distrito Federal como Central de Triagem de Resíduos – CTR, onde os materiais são recebidos, triados, prensados ou picados e enfardados ou embalados (CEMPRE, 2018). Os processos de reciclagem de materiais secos são facilitados quando os resíduos processados são provenientes de coleta seletiva com ampla participação social pois a reinserção dos resíduos exige mobilização da sociedade quanto a sua segregação na fonte.

As Usinas de Triagem são usadas para a separação dos materiais recicláveis do lixo provenientes da coleta convencional (CEMPRE, 2018). Nesses casos o material reciclável se encontra mesclado aos demais resíduos domiciliares, podendo este ser segregado por meio de processos manuais e eletromecânicos, alcançando uma eficiência de 3 a 6% de seu peso a depender do tipo de tecnologia empregue (IBAM, 2001). A baixa eficiência se deve ao fato do material reciclável se encontrar sujo e contaminado, tornando seu beneficiamento complicado (IBAM, 2001). Acoplada a Usina de Triagem é habitual que ocorra a compostagem da fração orgânica do resíduo, isto pois a compostagem demanda uma separação prévia dos resíduos (CEMPRE, 2018; IBAM, 2001). A instalação de uma Usina de Triagem sem a compostagem da fração orgânica dos resíduos pode se tornar um processo dispendioso e não muito vantajoso do ponto de vista ambiental (CEMPRE, 2018).

3.2.6 Usina de tratamento mecânico biológico

O uso de tratamento mecânico biológico (TMB) dos resíduos se tornou popular em países da Europa (IPCC, 2006). Entre 1990 e 2010 cerca de 180 plantas de tratamento mecânico biológico foram instaladas na Europa com o objetivo de evitar a presença de resíduos biodegradáveis nos aterros, em conformidade com um direcionamento da União Europeia (Boldrin et al., 2011; UE, 1999).

O objetivo das usinas de tratamento mecânico biológico (UTMB) é separar e estabilizar as parcelas de material orgânico dos resíduos bem como recuperar os materiais recicláveis presentes nos fluxos de resíduo sólido urbano (Boldrin et al., 2011; IPCC, 2006; Montejo et al., 2013). Os processos são comumente divididos em duas partes: uma parte mecânica e outra biológica.

Geralmente a fase mecânica consiste em etapas de trituração, peneiramento e separação afim de maximizar a recuperação de recicláveis e melhorar o condicionamento do tratamento biológico subsequente (Siddiqui et al., 2013). Numa UTMB convencional os RSD são direcionados as peneiras rotativas (também conhecidas como *trommels*), a fração fina que transpassa os *trommels* consiste majoritariamente de material orgânico que é direcionado ao tratamento biológico, por seguinte o material reciclável é coletado a partir do fluxo da fração grossa de resíduos (Montejo et al., 2013).



Figura 3-7: Trommel aplicado aos resíduos sólidos urbanos

Fonte: Catálogo SM 617 Plus trommel screen (Ecoverse & Doppstadt, n.d.)



Figura 3-8: Peneira rotativa com resíduos
Fonte: Catálogo (Bulkhandling Systems, n.d.)

Previamente ao início do tratamento biológico é realizada a remoção de ferro e alumínio. O tratamento biológico habitualmente ocorre de duas formas: 1) combinando a digestão anaeróbica seguida de compostagem e 2) diretamente a compostagem (Montejo et al., 2013). No tratamento biológico do tipo 1, onde a fração advinda dos *trommels* é primeiramente digerida anaerobicamente, é gerado biogás que pode ser objeto de combustão em motores para geração de eletricidade (Montejo et al., 2013). No tipo 2 a fração fina é depositada primeiramente em túneis de compostagem (cerca de 20 dias) para depois ser depositada em leiras para maturação (Montejo et al., 2013). Entretanto a operação do tratamento pode variar muito em decorrência da aplicação (IPCC, 2006). Existe uma gama de tecnologias que podem ser aplicadas no sentido de realizar o tratamento biológico e recuperar a parcela orgânica e a performance de uma UTMB está conectada com a eficiência de recuperação dessa parcela (Boldrin et al., 2011; Montejo et al., 2013).

As principais vantagens do tratamento biológico incluem: a redução do volume de resíduos, a estabilização do resíduo, destruição dos patógenos e a produção de energia a partir do biogás (IPCC, 2006; Münnich et al., 2005). Com a implementação de uma UTMB as possibilidades de redução do volume de resíduos é grande, podendo chegar a 60% e a produção de metano (CH_4) em aterros pode ser até 95% menor do que resíduos não tratados (IPCC, 2006). Dessa forma, o tratamento biológico afeta a composição e a quantidade de resíduos disposta em aterros (IPCC, 2006; Maciel & Jucá, 2011; Münnich et al., 2005).

Diversos estudos apontam como as diferenças entre a composição dos resíduos, as características climáticas e o emprego de tecnologias afetam a eficiência e o tempo do

tratamento biológico (Maciel & Jucá, 2011; Münnich et al., 2005). A literatura aponta um tempo de decomposição de 6-12 semanas em plantas com alta tecnologia e de 4-9 meses para plantas que não fazem o uso de tais tecnologias (Münnich et al., 2005). Quando se leva em consideração as condições de países emergentes a implementação de plantas menos tecnológicas é a escolha mais adequada.

Além de aspectos tecnológicos existe ainda a qualidade dos resíduos que adentram o processo. Algumas usinas de compostagem europeia recebem resíduos advindos de coleta seletiva de orgânicos e apresentam uma *performance* melhor. Para esclarecer melhor esse feito foram analisados estudos quanto às taxas de degradação dos resíduos em diferentes unidades de gerenciamento, fornecidas na tabela 5.14 a seguir. Nota-se que a taxa de degradação é menor em aterros, intermediária em TMB e maior para compostagem.

Tabela 3.3: Taxa de degradação de carbono para diferentes etapas do gerenciamento

Etapa	País de origem do estudo	Degradação %SV	Fonte
¹ Aterro	Brasil	33.93%	Jucá (2011)
Tratamento Mecânico Biológico	Alemanha	40%	Stegmann R. (2011)
Compostagem	Dinamarca	67%	Boldrin et al. (2011)

¹A degradação no aterro foi obtida para um período de 120 dias a partir de equação de degradação de sólidos voláteis (%SV) fornecida por Jucá (2011).

Após o tratamento biológico o resíduo estabilizado pode ser direcionado diretamente ao aterro sanitário ou pode passar por algum outro processo mecânico adicional. Alguns dos usos do composto de lixo podem ser a aplicação na camada de cobertura dos aterros ou utilização da matéria orgânica como composto, biofiltro ou reflorestamento (GDF, 2018; Maciel & Jucá, 2011; Münnich et al., 2005).

3.2.7 Disposição final

A disposição final é para os rejeitos. Os rejeitos são definidos como os “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2007). A disposição final dos rejeitos é necessária mesmo quando os resíduos passam por uma fase de tratamento e se encontram estáveis. As etapas de tratamento e de aterramento de resíduos não são excludentes.

A parcela de resíduos tratada se encontra, a depender da eficiência do processo de tratamento, estabilizada e por tanto, com um volume reduzido e uma capacidade de geração de chorume muito menor (Münnich et al., 2005).

No que diz respeito aos índices de disposição final, o diagnóstico SNIS aponta que 64,2% do total de resíduos coletados no Brasil em 2017 foram dispostos em 640 aterros sanitários, 8,1% em 576 aterros controlados e 9,8% em 1.091 lixões (SNIS, 2017). É observável que os municípios de maior densidade populacional e que geram maior quantidade de resíduos são os que possuem disposição final em aterros sanitários. Em municípios de grande porte as dificuldades estão mais relacionadas ao licenciamento ambiental e a localização de novos aterros bem como à implantação de coleta seletiva e de tratamento de resíduos (Grisa & Capanema, 2018).



Figura 3-9: Processo de compactação do lixo no Aterro – Aterro Sanitário de Brasília

Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018)

O método mais utilizado para a estocagem de RSU é o aterro sanitário. Tal método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e por tanto reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho (BRUSHI et al, 2006). O aterro sanitário é definido como: “Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais...” (ABNT NBR 8419, 1992). A disposição de resíduos em aterros, conforme apresenta a norma, apenas minimiza os impactos ambientais. Após os resíduos serem aterrados eles continuam ativos. As condições de armazenamento governam processos físicos, químicos e biológicos de degradação dos resíduos e os resíduos depositados passam por uma série de fases de decomposição (Kjeldsen et al., 2002). Os

elementos naturais são dissolvidos, a água desprende finas partículas e ocorre a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, formando assim o biogás e os lixiviados (Tada et al., 2009).

O biogás é produto da decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos (Elk, 2007). Também chamado de gás bioquímico ou gás de aterro, o biogás é composto principalmente de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) em composições variáveis (ABNT NBR 8419, 1992). A emissão de metano e dióxido de carbono em aterros sanitários representa uma das mais importantes fontes de gases de efeito estufa em regiões metropolitanas (Borba et al., 2018). Apesar da disposição final de resíduos sólidos urbanos produzir quantidades significativas de CH_4 e CO_2 , apenas o CH_4 é contabilizado como GEE do setor de resíduos. Considera-se que a decomposição de material orgânico advindo de fontes de biomassa, como por exemplo o cultivo ou a madeira, representa a primeira fonte de liberação de CO_2 dos resíduos (IPCC, 2006). No entanto, é acordado que esse tipo de emissão de CO_2 não é contabilizada pois se trata de carbono de origem biogênica e as emissões líquidas desse tipo de emissão são contabilizadas pelo setor AFOLU (IPCC, 2006).

É necessário salientar que o metano (CH_4) produzido pelos aterros contribui com aproximadamente 3 a 4 % das emissões antropogênicas globais de gases de efeito estufa (IPCC, 2001). Entre os fatores que facilitam a produção de gás, podem ser consideradas as características físico-químicas dos resíduos e as condições climáticas favoráveis. (Maciel & Jucá, 2011). Para o clima do Brasil, a preocupação pode ser maior pois estudos comprovam que a decomposição de resíduos em sob condições tropicais de clima úmido é diferente das previstas pelos modelos tradicionais (Maciel & Jucá, 2011).

Para evitar a liberação do metano diretamente na atmosfera existe a possibilidade de instalar drenos coletores dentro dos maciços do aterro, estes drenos funcionam como um sistema de recuperação do biogás de modo a evitar a sua saída através da camada de cobertura. Com a criação do mercado de carbono regulado pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) surgiram no Brasil vários empreendimentos de aterros sanitários com captação de biogás visando o aproveitamento desse gás como fonte de energia, contudo o êxito desse tipo de projeto depende de inúmeros fatores, dentre eles a indeterminação dos parâmetros do gás cujo um dos mais importantes é a eliminação de impurezas corrosivas, o que muitas vezes o torna inviável

(CEMPRE, 2018). O que é feito mais usualmente é a queima do biogás proveniente do aterro nos próprios drenos coletores.

3.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Muitas metodologias podem ser aplicadas a sistemas de gerenciamento de resíduos, mas aqui se destaca a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) (Cherubini et al., 2009; Evangelisti et al., 2015; Ikhlayel et al., 2016; Kulczycka et al., 2015; Popita et al., 2018; Zaman, 2010). A ACV visa avaliar o desempenho ambiental de um determinado número de tecnologias de gerenciamento interconectadas, baseando-se na composição dos resíduos e averiguando os impactos causados desde o ponto de geração até à sua disposição final (Gentil et al., 2010).

A ACV é uma ferramenta de análise de impactos ambientais que serve para a comparação ambiental de diferentes opções de gerenciamento de resíduos para um fluxo de resíduos complexo (Ekvall et al., 2007). Por essa razão, a ACV ganhou aceitação como uma ferramenta para o planejamento do gerenciamento de resíduos e formulação de políticas (Ekvall et al., 2007). Alguns exemplos de usos do ACV aplicados a opções de gerenciamento de resíduos estão apontados na tabela 3.4.

Tabela 3.4: Exemplos de uso de ACV no gerenciamento de RSU

Autores	Ano	Etapas do gerenciamento analisadas	Local
Mahdi ikhlayel; yoshiro higano; helmut yabar	2016	Coleta, separação, compostagem, biodigestão, incineração, reciclagem, aterro sanitário e aterro não sanitário.	Região do oriente médio e norte da África (mena)
Gabriela popita; calin baciú; nicolae frunzeti; artur lonescu	2013	Coleta, transporte, separação, aterro sanitário; compostagem; reciclagem de plástico, metal, vidro e madeira; incinerador.	Romênia
H.k. jeswani; a. Azapagic	2016	Incinerador com recuperação energética; aterro com recuperação de biogás;	Reino Unido
Drazenko bjelic; hristina stevanovic carapina; dragana neskovic markic; zeljka sobot pesic; andelka mihajlov; ljiljana vukic;	2015	Aterro não sanitário; aterro com recuperação de biogás e queima; aterro com recuperação de energia.	Banja Luka, Bósnia Herzegovina

Francesco cherubini; silvia bargigli; sergio ulgiati;	2008	Aterro sem recuperação de biogás; aterro com combustão de biogás para geração de eletricidade; produção de eletricidade a partir de combustível de resíduo (cdr); produção de biogás por digestão anaeróbica; incineração total;	Roma, Itália
Jan-olov sundqvist	2005	Incineração; reciclagem; biodigestor; compostagem;	Suécia
A. U. Zaman	2010	Aterro sanitário; incineração; gasificação-pirólise;	Suécia
Sara evangelisti; roland clift; paola lettleri; chris chapman;	2015	Aterro com recuperação de energia; incineração com dois estágios: gasificação e processo de plasma; pirólise rápida e processo de combustão;	Polônia

Os modernos sistemas de gestão de resíduos são frequentemente caracterizados tanto pela contribuição como pela prevenção de diferentes tipos de impactos ambientais (Bernstad et al, 2012; Contreras, 2008). Ocorre que impactos indiretos causados pelos sistemas circundantes, como a produção de energia e materiais, frequentemente anulam os impactos diretos do próprio sistema de gerenciamento de resíduos (Contreras et al., 2008). Nesse sentido, a ACV é capaz de modelar a compensação de emissões decorrentes da substituição de algum produto, sendo essa faculdade bastante utilizada em sistemas que incorporam a reciclagem, por exemplo, em que os subprodutos de um processo resultam na satisfação de uma demanda de recursos que antes era suprida por outro sistema. Ainda, os modelos são capazes incluir o mix de produção de energia específico do país no cálculo de contabilização das emissões (Gentil et al., 2010)

4. REVISÃO TEÓRICA

4.1. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A estruturação de uma ACV foi desenvolvida ao longo dos anos para uma melhor harmonização metodológica. As normas ISO estruturam as etapas (ABNT NBR 14040, 2014; ABNT NBR 14044, 2014). A estrutura que delinea a ACV é baseada na ISO Standard 14040. De acordo com a norma, uma avaliação completa consiste das seguintes etapas:

Tabela 4.1: Estrutura de uma ACV

- | |
|--|
| <ol style="list-style-type: none">1. Definição de objetivo e escopo2. Análise de inventário3. Avaliação de impacto4. Interpretação dos resultados |
|--|

4.1.1. Definição de objetivo e escopo

O objetivo de uma avaliação de ciclo de vida recorre do contexto em que é feito. A norma ISO 14041 afirma que a definição de objetivo deve declarar sem ambiguidade a implicação pretendida, a razão para a realização do estudo e o público-alvo (ABNT NBR 14040, 2014). Exemplos de finalidade para a realização de uma ACV são planejamento estratégico, explorar e aprender mais sobre o produto ou, em outros casos, o marketing. A audiência pode se tratar de desenvolvedores de produtos, autoridades, clientes e combinações desses grupos (Baumann & Tillman, 2004a).

O escopo, que representa os requisitos de modelagem, consiste nas escolhas metodológicas a serem utilizadas. O escopo deve ser especificado segundo o objetivo definido e quanto mais específico este for, ou seja, quanto mais claros os requisitos de modelagem, poucas escolhas de valor devem perdurar para serem feitas (Baumann & Tillman, 2004a). Os requisitos para a definição de um escopo são um fluxograma inicial contendo as opções do sistema a modelar, a definição da unidade funcional, a escolha das categorias de impacto, os métodos para avaliação das categorias de impacto, os limites do sistema e os requisitos de qualidade dos dados (Baumann & Tillman, 2004a).

4.1.1.1. Fluxograma do sistema

O fluxograma do sistema é uma delimitação dos processos que serão investigados, onde cada processo é representado em relação a mesma unidade funcional. A delimitação dos processos depende da escolha de quais opções do sistema a modelar e a definição de quais opções de processos devem ser investigados é especialmente importante em estudos comparativos onde as escolhas têm de garantir que as alternativas comparadas sejam realmente comparativas do ponto de vista técnico (Baumann & Tillman, 2004a). Quando aplicada ao gerenciamento de resíduos nem todas as etapas precisam ser levadas em consideração, o objetivo do estudo é o que determina quais opções necessitam de atenção.

No que diz respeito aos limites do sistema estes definem os limites da análise do estudo (Sandqvist, 2005). Apesar dos limites do sistema serem decididos durante a definição do escopo do trabalho, a ACV é uma técnica interativa e, por tanto, o escopo do estudo pode esperar um fluxo contínuo de informações em resposta ao desenvolvimento do estudo (ABNT NBR 14040, 2014).

Acerca da unidade funcional, esta deve corresponder a um fluxo de referência para o qual todos os outros modelos de fluxo estão relacionados e é importante que essa unidade seja quantitativa. Caso haja alguma diferença qualitativa imprescindível para os produtos investigados, pode-se optar por descrevê-la (Baumann & Tillman, 2004a).

4.1.1.2. Escolha de categorias de impacto

Para cada estudo é importante definir quais impactos ambientais necessitam ser levados em conta. A norma ISO 14040 de 1997 titula três categorias de impacto: uso de recursos, consequências ecológicas e saúde humana. Estas devem ser compreendidas em termos de categorias mais operacionais, tais como o aquecimento global, a acidificação e o esgotamento de recursos (Baumann & Tillman, 2004a). A autora Rejane Rigon fez um levantamento de 87 artigos e apontou quais categorias de impacto ambiental são mais utilizadas, os resultados apontaram para o Potencial de Aquecimento Global seguido por Acidificação (Rejane Rigon et al., 2019).

Existem muitas listas de categorias de impacto que podem ser usadas, mas pouca concordância decisiva quanto à generalização dos critérios de uso das categorias, devendo ser feita com cautela (Laurent et al., 2014). O que é frequentemente recomendado é que todos os impactos ambientais relevantes sejam considerados. Os dados de inventário a serem coletados seguem a

partir da escolha das categorias de impacto, pois nem todas as emissões contribuem para todos os tipos de impacto (Baumann & Tillman, 2004a).

Tabela 4.2: Exemplos de categorias de impacto usadas no GIRS

AUTORES	ANO	ETAPAS DO GERENCIAMENTO ANALISADAS	CATEGORIAS DE IMPACTO
Mahdi Ikhlayel; Yoshiro Higano; Helmut Yabar	2016	Coleta, separação, compostagem, biodigestão, incineração, reciclagem, aterro sanitário e aterro não sanitário.	Mudanças climáticas; Acidificação Potencial; Potencial de Eutrofização; Toxicidade Humana;
Gabriela Popita; Calin Baciuc; Nicolae Frunzeti; Artur Lonescu	2013	Coleta, transporte, separação, Aterro sanitário; compostagem; reciclagem de plástico, metal, vidro e madeira; incinerador.	Potencial de aquecimento global; Potencial de criação de ozônio fotoquímico; Acidificação potencial; Eutrofização potencial; Toxicidade humana; Potencial de eco toxicidade aquática de água doce;
H.K. Jeswani; A. Azapagic	2016	Incinerador com recuperação energética; aterro com recuperação de biogás;	Potencial de aquecimento global; Potencial de esgotamento de recursos abióticos (fóssil); acidificação potencial; Eutrofização potencial; Potencial de eco toxicidade de água doce; Potencial de toxicidade humana; Potencial de eco toxicidade marinha; Potencial de depleção da camada de ozônio; Potencial de criação de oxidantes fotoquímicos; Potencial de eco toxicidade terrestre;
Drazenko Bjelic; Hristina Stevanovic Carapina; Dragana Neskovic Markic; Zeljka Sobot Pesic; Anelka Mihajlov; Ljiljana Vukic;	2015	Aterro não sanitário; aterro com recuperação de biogás e queima; aterro com recuperação de energia.	Acidificação; Eco toxicidade crônica; Mudanças climáticas; Toxicidade humana pelo ar e água; Enriquecimento de nutrientes, Toxicidade humana efeitos cancerígenos; Toxicidade humana sem efeitos cancerígenos; Eco toxicidade de água;
Francesco Cherubini; Silvia Bargigli; Sergio Ulgianti;	2008	Aterro sem recuperação de biogás; aterro com combustão de biogás pra geração de eletricidade; produção de eletricidade a partir de combustível de resíduo (CDR); produção de biogás por digestão anaeróbica; incineração total;	Potencial de aquecimento global; Acidificação potencial; eutrofização potencial;
Jan-Olov Sundqvist	2005	Incineração; Reciclagem; Biodigestor; Compostagem;	Aquecimento Global; Acidificação; Eutrofização; Foto oxidação; Consumo de energia; financiamento de custos;
A. U. Zaman	2010	Aterro sanitário; Incineração; Gasificação-pirólise;	Depleção de recursos abióticos; Acidificação; Eutrofização; Aquecimento global; Depleção da camada de ozônio;

			Toxicidade humana; Eco toxicidade aquática de água doce; Eco toxicidade aquática marinha; Eco toxicidade marinha; Eco toxicidade terrestre; Oxidação Fotoquímica;
Sara Evangelisti; Roland Clift; Paola Lettleri; Chris Chapman;	2015	Aterro com recuperação de energia; Incineração com dois estágios: gasificação e processo de plasma; pirólise rápida e processo de combustão;	Potencial de aquecimento global; Acidificação potencial; Depleção abiótica; Criação de ozônio fotoquímico; Eutrofização potencial; potencial de toxicidade humana;

As categorias de impacto observadas na tabela 4.1 com maior redundância e recorrência são, respectivamente: Acidificação Potencial, Eutrofização, Toxicidade humana e Mudanças climáticas.

4.1.1.3. Requisitos de qualidade dos dados

Os requisitos de qualidade dos dados devem especificar as características gerais dos dados necessários ao estudo. A ISO 14040 determina que os requisitos de qualidade dos dados abordem os requisitos informados na tabela 4.3 abaixo. Quando um estudo é usado para apoiar uma afirmação comparativa que é disponibilizada ao público, os requisitos da qualidade definidos pela norma devem ser mencionados (ABNT NBR 14040, 2014).

Tabela 4.3: requisitos de qualidade dos dados

<p>Requisitos da qualidade dos dados:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Período coberto; • Área geográfica coberta; • Tecnologias cobertas; • Precisão, completeza e representatividade dos dados; • Consistência e reprodutibilidade dos métodos usados ao longo da ACV; • Fontes dos dados e sua representatividade; • Incerteza da informação.

Fonte: (Baumann & Tillman, 2004a)

A definição de objetivo e escopo deve considerar em que horizonte de tempo a mudança será estudada, esses são os limites de tempo do estudo. Os ACV orientados a mudança são prospectivos, eles buscam descrever o futuro de escolhas (Baumann & Tillman, 2004a). Os ACV do tipo contabilidade buscam responder questões do tipo “que tipo de impacto pode ser

responsabilizado por esse produto?”. Entender de qual tipo de ACV se trata é importante para definir o período em que os resíduos foram, são ou serão gerados (Sandqvist, 2005).

Os limites naturais são as atividades incluídas no modelo de fluxo do sistema que estão sob o controle humano. Após um material deixar o controle humano ele também deixa o sistema. Há saídas do sistema durante todo o ciclo de vida, isso, pois resíduos nas formas sólida, líquida ou gasosa são liberados para o ambiente durante todo o processo. Dispositivos redutores de poluentes, como a limpeza de gases de fluxo e o tratamento de águas residuais, são partes do sistema e devem, portanto, serem incluídos no modelo de inventário (Baumann & Tillman, 2004a).

Os limites geográficos são importantes, pois as partes do ciclo de vida podem ocorrer em diferentes partes do mundo. É relevante observar que a infraestrutura muda de uma região para a outra, tais quais a produção de eletricidade, a gestão de resíduos e o sistema de transporte. A resiliência do ambiente a um determinado poluente também varia de acordo com posição geográfica (Baumann & Tillman, 2004a). Um exemplo de um limite geográfico é a disposição de resíduos gerados apenas numa determinada municipalidade (Sandqvist, 2005).

A norma ISO 14041 trata de critérios para inclusão de entradas e saídas afirmando que a contribuição para massa, o uso de energia e a relevância ambiental, de preferências os três juntos, podem ser usados para definir o que incluir ou excluir. Sobre os critérios de inclusão de entradas e saídas, um deles é desconsiderar impactos que são considerados insignificantes em relação ao ciclo completo. Um segundo ponto é, no caso de estudos prospectivos, considerar apenas os processos afetados pela mudança avaliada. Um terceiro ponto é o caso em que só uma parte do ciclo de vida é estudada, isto implica dizer que a modelagem não cobre o ciclo do início ao fim. O último critério de inclusão trata do produto, neste caso partes do ciclo de vida podem ser excluídas por falta de tempo, dados ou recursos financeiros (Baumann & Tillman, 2004a).

A qualidade dos dados pode levar a diferentes cargas de trabalho e a um grau de confiabilidade diferente, é importante, por tanto, definir o quão relevante será a especificação dos dados. Para uma melhor realização dos estudos de ACV existem diversas fontes para banco de dados de inventário de ciclo de vida e métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) (Greendelta, 2017). Diferentes bases de dados podem levar a diferentes resultados a partir de

um mesmo conjunto inicial de dados (Kulczycka et al., 2015). Ainda, vale ressaltar que a cobertura dos estudos sobre os resíduos tem sido feita principalmente em países desenvolvidos e após o ano de 2008, a grande concentração dos estudos está na Europa, o que reflete questões específicas do continente (Laurent et al., 2014).

4.1.1.4. Os processos de alocação

Os processos de alocação representam limites em relação ao ciclo de vida de outros produtos. Vários produtos ou funções podem compartilhar os mesmos processos e nesses casos a carga ambiental deve ser atribuída de forma distribuída entre os produtos ou funções de modo que a carga total referente a um determinado processo não seja atribuída várias vezes, uma vez para cada produto que usufrui do processo. Existem três casos de problemas de alocação comumente encontrados: processos multi-saída, processos multi-entradas e reciclagem em circuito aberto.

Os *processos multi-saída* são processos que resultam em vários produtos, um exemplo desse tipo de processo pode ser observado na figura 4.1 abaixo. Nesse caso o processo consome uma quantidade de recursos e emite uma quantidade de poluentes, a questão é como distribuir o impacto da emissão de poluentes se o mesmo processo resultou em vários produtos diferentes.

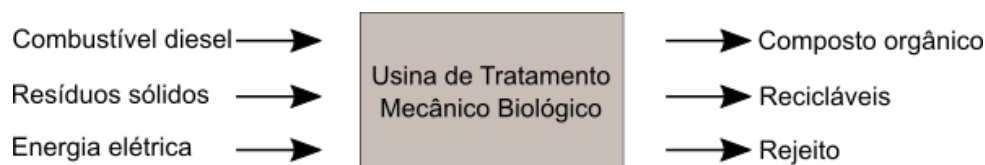


Figura 4-1: Exemplo de problema de alocação multi-saída
Fonte: elaboração própria

Os *processos multi-entradas* são processos que tem sua entrada composta por muitos produtos diferentes, como por exemplo, o aterro sanitário. Um aterro possui apenas um fluxo de lixiviado e o problema de alocação consiste em determinar quanto desse lixiviado foi gerado por cada parcela de resíduos. Uma simplificação desse processo pode ser visto na figura 4.2 abaixo. O mesmo problema é encontrado em outros processos de tratamento como a incineração de resíduos municipais e o tratamento de águas residuais. Ex: Gerenciamento de resíduos em que vários componentes serão tratados no mesmo processo com uma consumação comum de matérias primas e comum formação de emissões (Sandqvist, 2005).

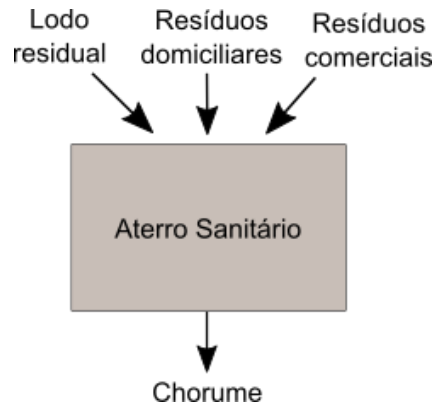


Figura 4-2: Exemplo de problema de alocação de processo multi-entradas
 Fonte: elaboração própria

A *reciclagem de circuito aberto* ocorre quando um produto é reciclado em outro produto diferente, a questão é que a reciclagem em circuito aberto geralmente envolve perdas de qualidade. Como por exemplo a reciclagem de resíduo orgânico proveniente da coleta domiciliar em composto orgânico. Na reciclagem de circuito aberto algumas atividades são compartilhadas pelos dois produtos, como por exemplo, a aquisição de matérias primas e a coleta do material para a reciclagem. Existem dois métodos adicionais que podem ser aplicados nesses casos: alocação através de *particionamento* e alocação por *expansão* do sistema. A alocação por meio do particionamento divide o consumo de recursos e as emissões associadas aos processos entre os dois produtos. Segundo Baumann, o particionamento é aplicável a ACV contábeis. Abaixo pode se observar na figura 4.3 um exemplo da alocação através do particionamento.

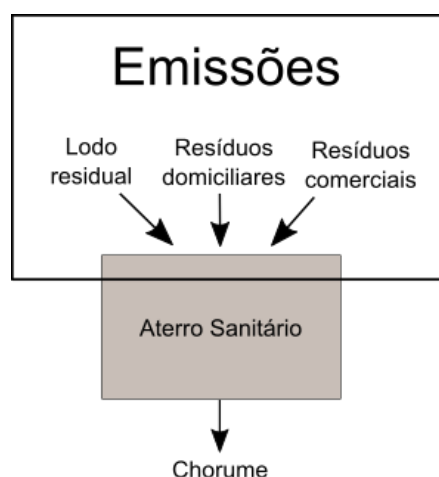


Figura 4-3: alocação por particionamento.
 Fonte: elaboração própria

A alocação por meio de expansão do sistema visa dar créditos a um sistema pela carga ambiental que o produto do sistema evita. Nesse caso o sistema é creditado com a carga ambiental do composto orgânico que antes era produzido num sistema industrial pois menos composto orgânico precisa ser produzido. A expansão do sistema tem mais efeito quando se deseja observar mudanças na modelagem (Baumann & Tillman, 2004a). Abaixo, pode-se observar a figura 4.4 contendo um exemplo de alocação por expansão do sistema.

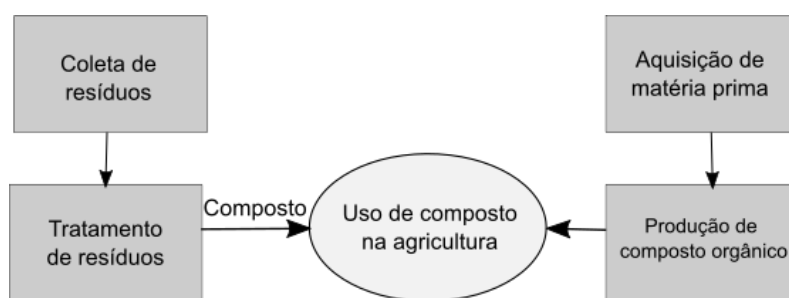


Figura 4-4: alocação por expansão do sistema.
Fonte: elaboração própria

4.1.2. Análise de inventário

Na análise de inventário, as entradas e saídas do sistema estudado são analisadas. A fase de inventário é descrita na ISO 14040 (ABNT NBR 10004, 2004). As entradas do sistema podem ser, por exemplo, energia e matérias primas, ou até mesmo processos e serviços. As saídas podem se tratar de produtos ou emissões dos processos de aquisição de materiais, manufatura, transporte, uso e manejo de resíduos (Sandqvist, 2005). A documentação de cada unidade de processo é importante, devendo ser registradas as unidades e as fontes usadas para caracterização de todos os processos e notas com as observações feitas (Hauschild et al., 2018).

O processo de condução de uma análise de inventário é interativo, ou seja, à medida que ele é construído mais se sabe sobre o sistema e podem ser identificados novos requisitos ou limites de sistemas (ABNT NBR 10004, 2004). As atividades de AICV podem ser vistas na figura 4.5 abaixo.

**ATIVIDADES DA ANÁLISE DE INVENTÁRIO
DE CICLO DE VIDA**

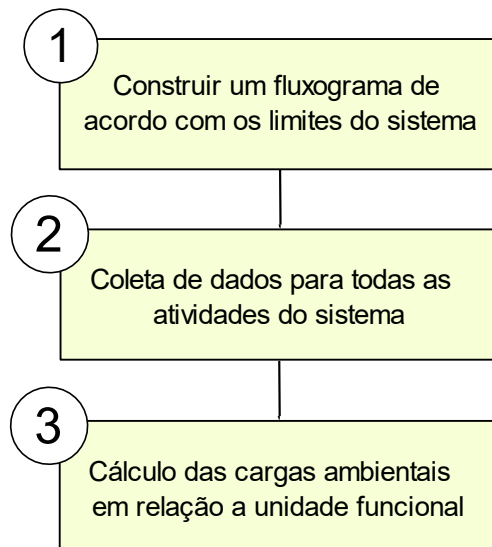


Figura 4-5: Atividades da análise de inventário de um ciclo de vida

Fonte: elaboração própria

Na prática nem todos os dados precisam de muita especificidade, uma grande parte dos dados pode ser obtida por meio de buscas em banco de dados online, relatórios de indústrias ou mesmo de estatísticas nacionais (Greendelta, 2017; Hauschild et al., 2018; Kulczycka et al., 2015). Caso a busca por dados específicos tenha sido infrutífera pode-se recorrer ao julgamento de especialistas (Hauschild et al., 2018). Também é possível substituir um determinado fluxo (exemplo: incineração de polipropileno) por algum fluxo similar a ele (incineração de polipropileno por incineração de polietileno), essa estratégia de extrapolação dos dados pode ser usada para suprir algumas lacunas nos dados mas o analista deve ter cuidado com a representatividade dos dados usados na extrapolação (Hauschild et al., 2018).

Quando todos os processos tiverem sido definidos e os dados coletados o praticante de ACV começa a construir seu modelo de inventário (Hauschild et al., 2018). Nessa etapa, cada unidade de processo pode ser observada como uma “caixa” cujo tamanho é definido com base no fluxo de referência e na definição de escopo (Hauschild et al., 2018). Isso ocorre pois o fluxo de referência é que determina as quantidades de entrada em cada processo específico e nesse caso, cada processo unitário pode ser dimensionado para se ajustar ao modelo de inventário. Um exemplo sobre a conexão de processos pode ser vista na imagem 4.6 a seguir.

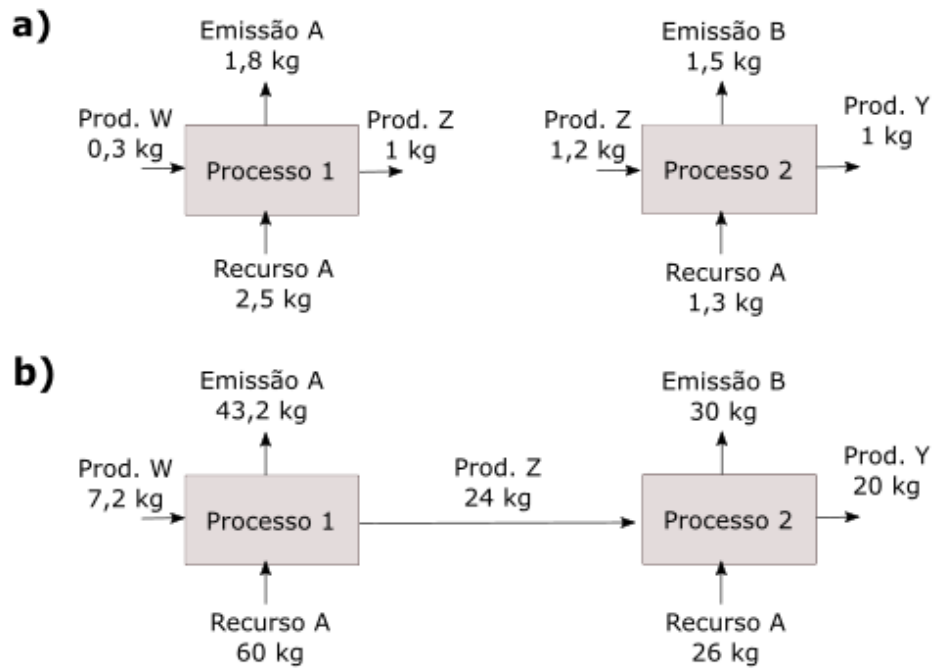


Figura 4-6: Demonstração do efeito da conexão dos processos. a) Simplificação de processos desconectados; b) Simplificação de processos conectados.
 Fonte: adaptado de (Hauschild et al., 2018)

Os resultados de inventário são um compilado dos fluxos elementares dos processos do sistema (Hauschild et al., 2018). Nele, todos os consumos de recursos, todas as emissões de impacto e todos os produtos do sistema estão detalhados e quantificados para que sejam posteriormente interpretados. Uma simplificação do resultado de inventário pode ser vista na figura 4.7 a seguir.

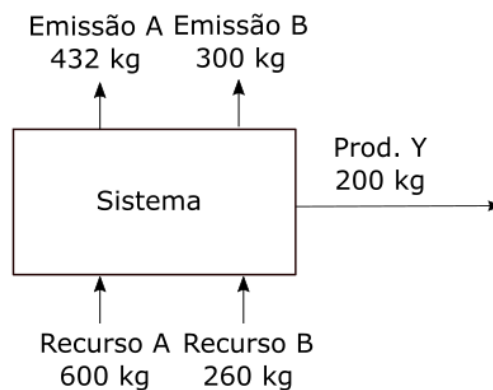


Figura 4-7: Simplificação do inventário de um sistema
 Fonte: elaboração própria

Existem diversas formas de se examinar os resultados obtidos, dentre elas existe a opção de interpretar os resultados diretamente do inventário, essa opção é chamada de análise de inventário de ciclo de vida.

4.1.3. Avaliação de impacto de ciclo de vida - AICV

A avaliação de impacto é um processo de caracterizar e avaliar a influência das entradas e saídas identificadas no inventário (Sandqvist, 2005). A avaliação é dividida em pelo menos quatro etapas: classificação, caracterização, normalização e ponderação. A descrição de cada uma das etapas pode ser vista da Tabela 4.4 a seguir.

Tabela 4.4: Fatores de caracterização contidos nos métodos AICV

Fator	Descrição
Classificação	As entradas e saídas são associadas às categorias de impacto apropriadas.
Caracterização	Todas as emissões de uma mesma categoria de impacto são convertidas em um único fator, para isso cada tipo de emissão de poluente é multiplicada por um fator de equivalência previamente definido. Ex: todas as emissões acidificantes são multiplicadas por seus fatores de equivalência e transformadas em um valor com uma única unidade de medida. Após isso é feita a quantificação total de cada categoria de impacto caracterizada por um único fator.
Normalização	Busca-se entender melhor a magnitude do impacto, dessa forma um fluxo qualquer é comparado ao total de fluxos já caracterizados em uma área definida e dentro de um determinado tempo. É mais significativo quando a comparação é feita entre o impacto total do uso total do produto e o impacto total da região.
Ponderação	A importância relativa de um impacto ambiental é ponderada em relação a todas as outras. Os pesos relativos das diferentes categorias de impacto são expressos pelos seus fatores de ponderação. Uma ponderação é aplicada aos resultados caracterizados ou normalizados de diferentes categorias, a fim de calcular uma pontuação final.

Fonte: Ecoinvent (2010), (Baumann & Tillman, 2004b) e (Sandqvist, 2005)

Uma forma de avaliar os resultados obtidos no inventário é através dos métodos de AICV. Os métodos de AICV normalmente atribuem um fator a cada fluxo elementar em uma tabela de inventário (Ecoinvent, 2010). Na prática cada método possui embutido um conjunto de categorias de impacto de AICV com diferentes mecanismos de classificação, caracterização, normalização e ponderação (Greendelta, 2017). Dessa forma, a escolha do método deve considerar as categorias de impacto pretendidas, a tabela 4.5 abaixo indica as categorias de impacto contidas em alguns métodos de AICV. Além disso, devido as diferenças estruturais de cada método é necessário analisar os procedimentos de cálculo utilizados por cada modelo para apoiar o uso de um modelo em particular numa determinada região do mundo.

Tabela 4.5: Métodos usados e categorias de impacto

Método	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CML (<i>baseline</i>)	✓	✓	✓	✓		✓	✓			✓
CML (<i>non baseline</i>)	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓
<i>Cumulative Energy Demand</i>					✓					
eco indicador 99 (versões E, H e I)	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	
ILCD 2011 <i>endpoint</i>	✓	✓				✓	✓	✓	✓	✓
ILCD 2011 <i>midpoint</i>	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
ReCiPe (todas as versões)	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓
TRACI 2.1	✓	✓	✓	✓		✓	✓		✓	✓
USE tox				✓			✓			

Categorias de impacto: Acidificação (1), Mudanças climáticas (2), Esgotamento de recursos (3), Eco toxicidade (4), Uso de energia (5), Eutrofização (6), Toxicidade humana (7), Uso de terra (8), Material Particulado (9), Oxidação fotoquímica (10). Fonte: Greendelta, 2017.

4.1.4. Interpretação dos resultados

A interpretação sucede quando os resultados e constatações são combinados de forma consistente com o objetivo e o escopo definidos, visando alcançar conclusões e recomendações (ABNT NBR 10004, 2004). Esta etapa deve levar em consideração as análises de incerteza e de sensibilidade.

A análise de sensibilidade tem como principal finalidade a previsão dos resultados gerados pelo modelo frente a alterações em seus parâmetros, o objetivo é medir a sensibilidade do processo perante uma mudança. Os métodos de análise de sensibilidade podem ser amplamente

classificados em métodos locais e globais, destacando-se aqui os locais. As medidas de sensibilidade local, frequentemente chamadas de medidas *One At a Time* (OAT), são baseadas na estimativa de derivadas parciais e avaliam como a incerteza em um fator afeta a saída do modelo, mantendo os outros fatores fixos em um valor nominal (Campolongo et al., 2011). Numa ACV uma forma de verificar a influência dos parâmetros nos resultados é calculada pela variação deles, um por um, e observando a mudança nos resultados (Hauschild et al., 2018). Essas mudanças nos parâmetros devem refletir as incertezas sobre os produtos do sistema modelado, como por exemplo, intervalos de valores que podem ser adotados de acordo com a mudança de ambiente (Hauschild et al., 2018). A finalidade da análise deve ser uma identificação sistemática dos parâmetros que tem a maior influência sobre os resultados do inventário e é uma etapa que requer um nível de conhecimento do sistema para que os esforços sejam direcionados para os processos que contribuem com a maior parte dos impactos (Hauschild et al., 2018).

Quanto a análise de erros, esta está comumente vinculada ao estudo de incertezas em medições físicas e demanda informações suficientes sobre as incertezas de cada informação da base de dados (Araujo, 2017). A análise de incertezas visa a quantificação das incertezas do resultado do sistema como consequência da incerteza de cada parâmetro do modelo de inventário (Hauschild et al., 2018). Desse modo, a análise de incerteza quantifica a variabilidade da saída, enquanto a análise de sensibilidade descreve a importância relativa de cada entrada na determinação dessa variabilidade (Campolongo et al., 2011).

5. METODOLOGIA

5.1. PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

Este capítulo apresenta a metodologia de pesquisa empregada na realização do estudo de avaliação das emissões de GEE no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares do DF, com foco na UTMB Ceilândia. Abaixo, na figura 5-1, é possível visualizar o esquema da metodologia empregada na pesquisa.

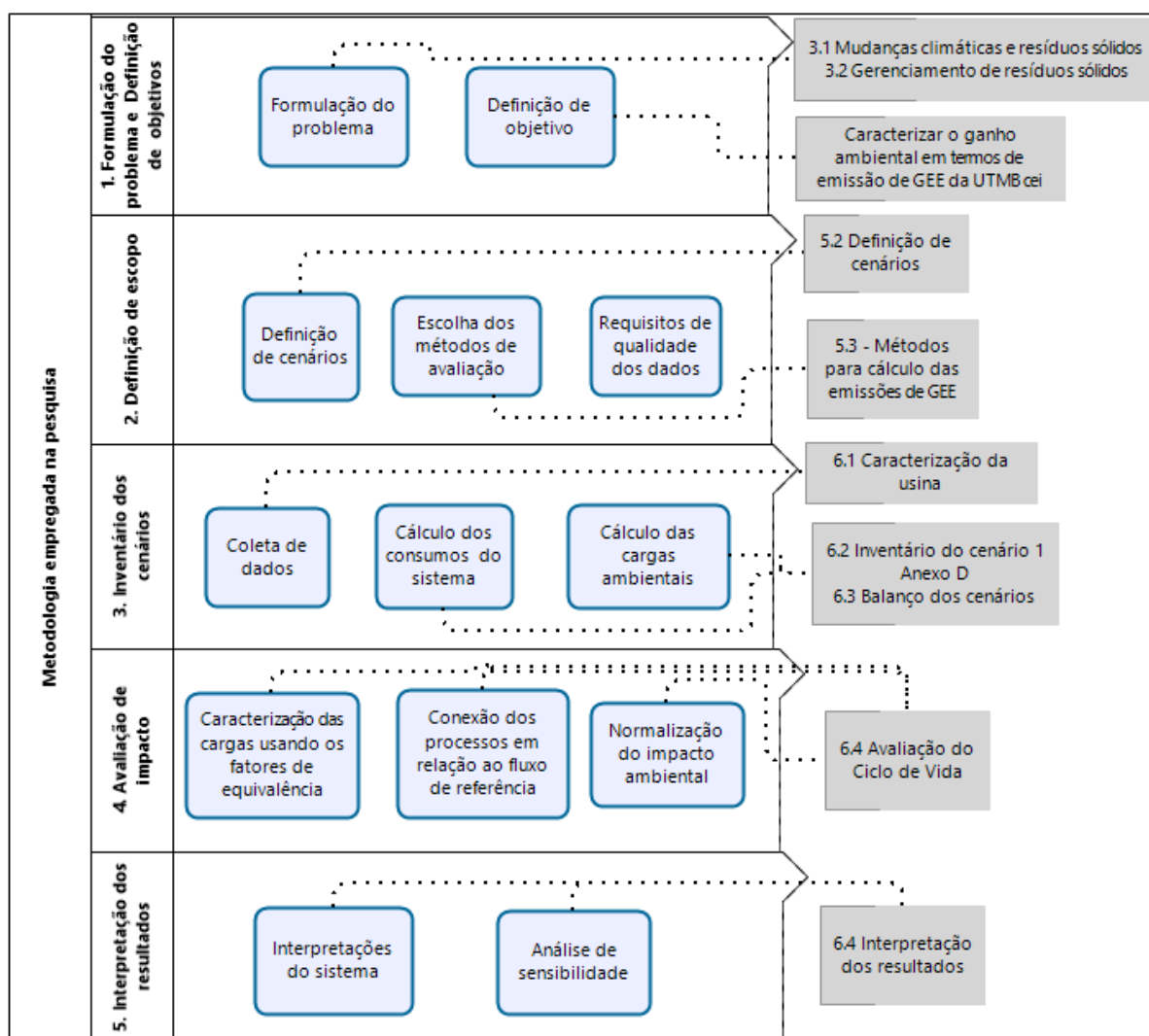


Figura 5-1: Diagrama com etapas metodológicas e capítulos de apoio

Fonte: elaboração própria

A metodologia de pesquisa teve início com a contextualização da problemática que envolve as mudanças climáticas e o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, verificando que no Distrito Federal a parcela de emissões decorrentes deste setor é bastante significativa. Dentre os maiores

componentes do gerenciamento do DF a UTMB é apontada como uma solução para o problema de minimização das emissões de GEE. Para verificar o benefício desse tipo de unidade de gerenciamento foi selecionada a metodologia de ACV, sendo ela uma das principais ferramentas para a caracterização e avaliação das emissões de poluentes no setor de resíduos sólidos no mundo.

Para a definição do escopo da pesquisa foi feita uma caracterização da UTMB Ceilândia com a delimitação dos principais processos da usina para investigar quais opções do sistema deveriam ser estudados, além da definição do fluxograma de referência. O passo seguinte foi a definição dos cenários de gerenciamento a serem investigados e seus respectivos métodos para contabilização de consumos e emissão de cargas ambientais. Dando seguimento, foram estabelecidos os Inventários dos cenários 1 e 2 contendo os resultados de consumo e cargas ambientais associadas em relação a unidade funcional. Em seguida, para a etapa de Avaliação do Ciclo de Vida as emissões de cada processo foram caracterizadas de acordo os fatores de equivalência e os fluxogramas dos cenários foram conectados em relação ao fluxo de referência. Para a Interpretação dos resultados foi feita uma análise de sensibilidade dos parâmetros. Por fim, foi realizada a conclusão do estudo onde foram sugeridas melhorias no sistema e futuras pesquisas.

5.2. DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS

Apesar do Brasil observar um aumento no número de usinas de compostagem também é observável a desativação de usinas de compostagem (Ipea, 2012). No DF a UTMB Asa Sul, localizada na avenida L4 foi parcialmente desativada e passou a operar apenas com a função de separação mecânica de resíduos, portanto, atualmente não realiza mais a compostagem da fração de resíduos orgânicos em seu território. Todo o resíduo orgânico é atualmente direcionado para a única usina de compostagem proveniente da coleta de resíduos domiciliares do DF, a UTMB Ceilândia (SLU, 2019). Dentre as justificativas para essa decisão está o campo de mal odor que a compostagem provoca no território ao redor, bastante conhecido pelas pessoas que frequentam a avenida, além das dificuldades de operação e demanda por territórios.

Atualmente, a UTMB Ceilândia também tem enfrentado problemas para se manter em operação, parte desses problemas devido a lotação de seus espaços, que não permitem mais a acomodação de novos resíduos, além das reclamações constantes da vizinhança sobre o mau cheiro que o local provoca (Globoplay, 2019). A UTMB Ceilândia foi inaugurada em 1986

quando a ocupação do território ao redor apresentava outras características quanto a população vizinha. Além das reclamações por parte da vizinhança já presente, a UTMB Ceilândia necessitou remover seu cordão de contorno vegetal, também conhecido como “cercas vivas”, para permitir a ampliação de espaços para os catadores, o que acarretou em menor contenção do cheiro e aumento do número de reclamações (Globoplay, 2019). Esses fatores sugerem que a função social que as usinas de triagem exercem, no intuito de gerar emprego e renda para as famílias de catadores, é um dos aspectos mais importantes para o SLU. Sobre as atividades de triagem manual, o próprio Plano Distrital de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PDGIRS) afirma que as atividades de triagem manual realizadas nas UTMB's compreendem processos de baixa produtividade e alta insalubridade (GDF, 2018).

Atentando-se a possibilidade de dissolução da UTMB Ceilândia em uma Central de Triagem de Resíduos (CTR), onde a eficiência de triagem e salubridade dos catadores é maior, é que foram criados os cenários aqui presentes, com o intuito de fortalecer o argumento de que a compostagem de resíduos orgânicos traz um enorme benefício ambiental.

De acordo com o objetivo proposto foram elaborados dois cenários com o intuito caracterizar o ganho ambiental em termos de emissões de GEE da proposta de gerenciamento baseada na usina de Ceilândia. Para a formulação de cada cenário foram consideradas principalmente as emissões devido ao consumo energético por combustíveis fósseis dos veículos de transporte, ao consumo de eletricidade pelos equipamentos e as emissões consequentes da estabilização da matéria orgânica decorrentes do processo de compostagem e disposição final. Ainda, a seleção das opções do sistema avaliadas levou em consideração a ponderação do MDR ao afirmar que as etapas de transporte e disposição final representam a maior parcela de geração de GEE do setor (MDR, 2020).

- *Cenário 1*: cenário atual dos RSD na UTMB Ceilândia

Foram consideradas as emissões de GEE (CO₂ equivalente) dos seguintes processos: (1) da coleta de resíduos até a UTMB Ceilândia, (2) do consumo de diesel para a operação da UTMB, (3) do consumo de energia elétrica da UTMB, (4) do processo de compostagem, (5) do transporte de rejeitos até o aterro, (6) do transporte de chorume da compostagem até o aterro, (7) do consumo de energia elétrica no aterro, (8) do consumo de diesel no aterro e (9) a decomposição de rejeitos no aterro, (10) da incineração do lodo residual da estação de tratamento de chorume (ETC). O fluxograma do sistema pode ser visto na figura 5-2 abaixo.

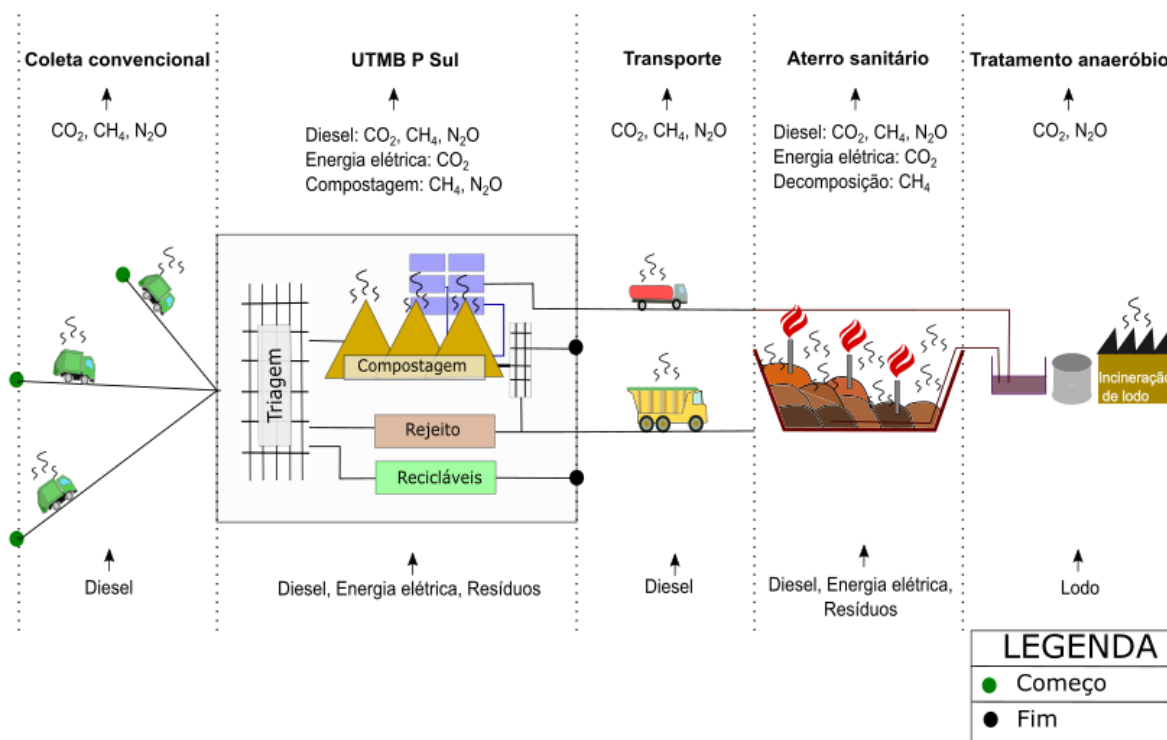


Figura 5-2: Representação dos fluxos e emissões considerados no cenário 1

Fonte: elaboração própria

Uma observação é feita aqui a respeito da nomenclatura da usina: o P Sul é um bairro que pertence a região administrativa de Ceilândia e a UTMB em questão está localizada no P Sul. Devido a isso, em alguns momentos a UTMB Ceilândia é chamada de UTMB P Sul, isso ocorre tanto no presente trabalho como em diversos contratos, relatórios oficiais de atividade e em pesquisas publicadas.

Para representar a UMTB Ceilândia foi selecionado um tipo de TMB que comumente trata resíduos sólidos provenientes da coleta convencional para adoção das taxas de degradação. Foi considerado que os resíduos que passam por TMB mas que não passaram por separação na fonte não são muito adequados, podendo não cumprir de forma alguma com as regulações a respeito de fertilizantes ou de condicionantes do solo (Siddiqui et al., 2013).

- *Cenário 2*: Cenário com fluxo de resíduos direto ao Aterro Sanitário de Brasília

O cenário representa a possibilidade da destinação integral do RSD no aterro sanitário de Brasília através da utilização de uma unidade de transbordo de resíduos no local da UTMB. O fluxo de entrada do sistema será o mesmo do cenário 1, ou seja, a mesma quantidade de resíduos partirá do mesmo ponto de geração de resíduos. Dessa forma, serão consideradas as emissões

decorrentes de: (1) da coleta de resíduos até o Transbordo, (2) do transporte de resíduos do transbordo até o ASB, (3) do consumo de energia elétrica no aterro, (4) do consumo de diesel no aterro, (5) da decomposição de resíduos no aterro sanitário, (6) da incineração do lodo residual da estação de tratamento de chorume (ETC).

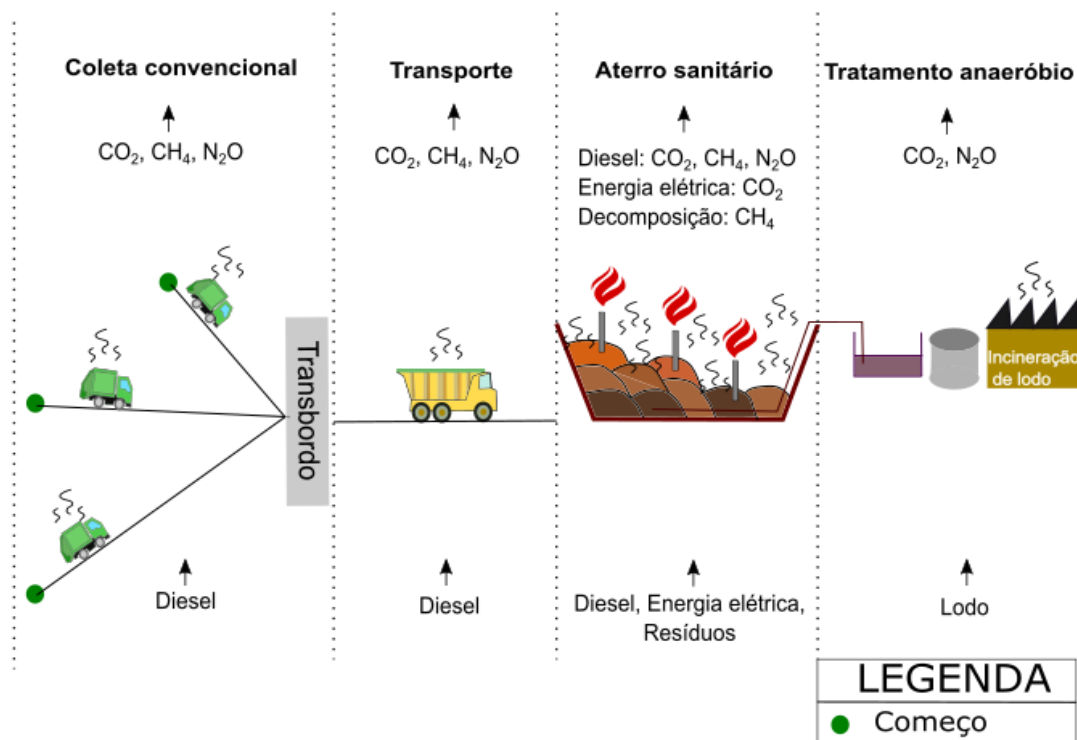


Figura 5-3: Representação dos fluxos e emissões considerados no cenário 2

Fonte: elaboração própria

5.3. MÉTODOS PARA OS CÁLCULOS DE CONSUMO E EMISSÕES DE GEE

A construção metodológica seguiu a ordem de fluxo dos resíduos de modo a contemplar cada uma das etapas de gerenciamento. A ACV em questão é do tipo contabilidade e foi realizada a contagem das emissões de GEE com base no comportamento do sistema em anos anteriores. A unidade funcional foi definida como “toneladas de resíduos sólidos domiciliares (RSD) tratada” e as taxas de emissão de GEE foram estimadas com base nessa unidade.

Para que as emissões que contribuem para o aquecimento global pudessem ser comparadas os poluentes foram listados por seu potencial de aquecimento global, ou *global warming potentials* (GWP, sigla em inglês). A GWP compara a força radioativa de uma tonelada de gás durante um tempo determinado (por exemplo, 100 anos) com uma tonelada de CO_2 , tendo a

unidade CO₂ eq. Os resultados de inventário foram expressos em valores caracterizados (kg CO₂ eq. t⁻¹ resíduo tratado).

5.3.1. Gravimetrias dos resíduos

Para o cenário 1 importou especificar a composição gravimétrica do fluxo de orgânicos que adentram o processo de compostagem e dos rejeitos designados ao aterro sanitário. Para o cenário 2 foi necessário estimar a gravimetria de entrada da UTMB Ceilândia pois esta serviu como entrada do processo de decomposição final. Posto isso, as três gravimetrias estão dispostas a seguir.

5.3.1.1. Gravimetria de entrada da UTMB Ceilândia

A caracterização gravimétrica do fluxo de entrada na UTMB Ceilândia levou em consideração três estudos gravimétricos de modo a compatibilizar a classificação dos resíduos com a classe de resíduos usada pelo IPCC. As compatibilizações realizadas e as classes consideradas podem ser vistas na tabela 5.4 e os argumentos acerca dos estudos utilizados estão explanadas nos parágrafos a seguir.

A primeira fonte de dados para gravimetria da coleta convencional de resíduos foi o PDGIRS, conforme tabela 5.1. Sabe-se que dentro do Distrito Federal existe uma diferenciação entre os padrões de consumo para cada uma de suas regiões administrativas, isso ocorre principalmente devido a fatores econômicos, devido a isso foi realizada uma média ponderada das RA's que contribuem com o fluxo de entrada na UTMB de modo a obter um único valor que representasse todas as RA's, o peso ponderado de cada RA é relativo ao tamanho da sua contribuição para o fluxo de entrada da UTMB Ceilândia , que é proporcional a quantidade de resíduo gerada pela RA.

Tabela 5.1: Caracterização gravimétrica dos resíduos – PDGIRS

Região administrativa	Ceilândia		Taguatinga		Águas Claras		Média ponderada das RA's
Peso ponderado	0,5289		0,3061		0,1649		--
Componentes dos resíduos	Média	Média * Peso	Média	Média * Peso	Média	Média * Peso	Média ponderada (%)
Resíduos orgânicos (resíduos alimentares/jardins)	31,8	16,82	49,19	15,06	37,73	6,22	38,10
Papéis	9,87	5,22	7,77	2,38	12,14	2,00	9,60
Plástico	15,52	8,21	12,36	3,78	13,5	2,23	14,22
Metais	0,79	0,42	1,3	0,40	0,69	0,11	0,93
Vidros	1,64	0,87	2,03	0,62	2,75	0,45	1,94
Outros resíduos (tecidos, vestuários e calçados; madeira; borracha; isopor; pilhas e baterias; medicamentos; eletroeletrônicos; outros)	9,48	5,01	3,96	1,21	4,79	0,79	7,02
Rejeitos (areias, pedras e contaminantes biológicos) - compreendem materiais inorgânicos	30,9	16,34	23,39	7,16	28,42	4,69	28,19

O segundo estudo levado em consideração foi elaborado pelo SLU a pedido da ADASA e pode ser vista na tabela 5.2 abaixo. As classes de componentes de resíduos destacadas aqui são: isopor e tecidos e roupas; essas classes foram empregadas para subdivisão da classe “outros resíduos” indicada na tabela 5.1 anterior.

Tabela 5.2: Gravimetria de resíduos provenientes da coleta convencional – SLU 2015

GRUPOS	(%) Ceilândia		(%) Taguatinga		(%) Águas Claras		Média ponderada das RA's
Peso ponderado	0,5289		0,3061		0,1649		--
Componentes dos resíduos	Média	Média * Peso	Média	Média * Peso	Média	Média * Peso	Média (%)
Isopor	0,4	0,21	0,2	0,06	0,3	0,05	0,32
Tecido, Roupas	2,2	1,16	1,7	0,52	5,1	0,84	2,53

Fonte: SLU, 2016.

O terceiro estudo considerado foi realizado em 2019 pelo SLU em cooperação com a Agência Sueca de Proteção Ambiental (Sepa). As informações aqui destacadas são a proporção de resíduos alimentares e de jardim e os resíduos perigosos e eletrônicos e estão dispostos na tabela 5.3 a seguir (SLU, 2020).

Tabela 5.3: Gravimetria de resíduos provenientes da coleta convencional

Componentes dos resíduos	Média DF (%)
Resíduos alimentares	20%
Resíduos de jardim	21%
Perigosos e eletrônicos	2%

Fonte: Relatório de atividades de 2019 do SLU – Sepa & SLU 2019

Por fim a gravimetria do fluxo de entrada da UTMB Ceilândia é apresentada na tabela 5.4 incluindo as considerações e ponderações apresentadas.

Tabela 5.4: Gravimetria do fluxo de entrada da UTMB Ceilândia

Classificação PDGIRS		Classificação considerada	
Componentes dos resíduos	Média ponderada (%)	Componentes dos resíduos	Média (%)
Resíduos orgânicos (resíduos alimentares/jardins)	38,10	¹ Resíduos alimentares	18,59
		¹ Resíduos de jardim	19,52
Papéis	9,60	Papéis	9,60
Plástico	14,22	Plástico	14,22
Metais	0,93	Metais	0,93
Vidros	1,94	Vidros	1,94
Outros resíduos (tecidos, vestuários e calçados; madeira; borracha; isopor; pilhas e baterias; medicamentos; eletroeletrônicos; outros)	7,02	² Perigosos e eletrônicos	2,00
		Outros resíduos (madeira; borracha; medicamentos; outros)	2,17
		³ Isopor	0,32
		³ Tecido, Roupas	2,53
Rejeitos (areias, pedras e contaminantes biológicos) - compreendem materiais inorgânicos	28,19	Rejeitos (areias, pedras e contaminantes biológicos) - compreendem materiais inorgânicos	28,19
¹ A quantidade de matéria orgânica foi dividida conforme as proporções dos resíduos foram distribuídas ² A quantidade de resíduos perigosos e eletrônicos ³ As quantidades de isopor, tecidos e roupas foi compatibilizada			

Fonte: elaboração própria

5.3.1.2. Gravimetria do rejeito da UTMB Ceilândia

Quanto a gravimetria do rejeito da UTMB Ceilândia o PDGIRS apresenta os resultados observados na tabela 5.5 a seguir. É destacado que a fração de orgânicos e de papéis na saída da usina ainda é bastante expressiva.

Tabela 5.5: Gravimetria do transbordo de rejeitos da UTMB Ceilândia

Classificação PDGIRS	Média PDGIRS (%)
Papéis	9,53
Resíduos orgânicos (resíduos alimentares/jardins)	39,15
Outros resíduos (tecidos, vestuários e calçados; madeira; borracha; isopor; pilhas e baterias; medicamentos; eletroeletrônicos; outros)	8,83
Plástico	14,99
Metais	2,8
Vidros	0,47
Rejeitos (areias, pedras e contaminantes biológicos) - compreendem materiais inorgânicos, não passíveis de aproveitamento para reciclagem de materiais com contaminantes e inertes	24,23
Total	100

Fonte: PDGIRS, 2018.

5.3.1.3. Gravimetria que adentra a compostagem

A determinação da gravimetria que adentra a compostagem foi obtida de forma indireta, levando em consideração as composições gravimétricas de entrada na usina e das saídas de rejeito e recicláveis. Para isso foi suposto que não existe resíduo orgânico junto aos resíduos recicláveis triados pela UTMB Ceilândia. O cálculo é representado pela equação 5.1 abaixo.

$$V_4 = \frac{(MT_1 \times V_1) - ((MT_2 \times V_2) + (MT_3 \times V_3))}{MT_4}$$

Equação 5.1

Onde,

MT_1 é a massa total que adentra a usina (em %), $MT_1 = MT_2 + MT_3 + MT_4 = 100\%$;

V_1 é o vetor que representa a composição gravimétrica da entrada

MT_2 é massa total de rejeito (%)

V_2 é o vetor que representa a composição gravimétrica de rejeitos

MT_3 é a massa total de recicláveis (%)

V₃ é o vetor que representa a composição gravimétrica dos recicláveis

MT₄ é a massa total de composto

V₄ é o vetor que representa a composição gravimétrica que passa pela compostagem

Os vetores de composição gravimétrica foram resumidos em cinco categorias para compatibilizar as classificações usadas na saída de rejeitos e de recicláveis. Foi suposto que 9,58% dos recicláveis pertenciam a categoria “rejeitos inertes”. Os resultados estão dispostos na tabela 5.6 a seguir.

Tabela 5.6: Gravimetria da entrada da compostagem

Grupos	V1 - Gravimetria entrada	V2 - Gravimetria rejeito	V3 - Gravimetria recicláveis	V4 - Gravimetria compostagem
Orgânicos	38,1	39,15	0	41,96
Papel	9,6	9,53	0	11,59
Outros	7,02	8,83	0	2,84
Recicláveis	17,09	18,26	90,42	0,00
Rejeitos inertes	28,19	24,23	9,58	43,60

Fonte: elaboração própria

Notadamente as frações de orgânicos e papéis na entrada da compostagem é pouco superior a fração de orgânicos e papéis na entrada da usina indicando a baixa eficiência na triagem de orgânicos. A composição de orgânicos variou apenas de 38,10% para 41,96% após a triagem. A fração de papel variou apenas de 9,6% para 11,59%. Essas frações correspondem a parcela de resíduos que efetivamente irá se degradar na compostagem, ou seja, 53,55% dos resíduos que adentram a compostagem são efetivamente aptos a compostagem. 46,45% dos resíduos deixam o processo da mesma forma que entraram.

5.3.2. Combustível diesel

5.3.2.1. Distâncias entre as RA's e a UTMB Ceilândia

Com a finalidade de estimar a distância média de transporte entre o fim dos circuitos de coleta convencional nas RA's e a sua unidade de gerenciamento correspondente, definiu-se que o ponto terminal de cada circuito de coleta estaria localizado no centro de massa de cada RA. Devido a isso, a localização do centro de massa de cada RA foi obtida por meio das Equações 5.2 e 5.3 a seguir e dos dados populacionais e geográficos dos setores censitários do Censo IBGE (2010).

$$X_{cm} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k \times X_k}{\sum_{k=1}^n m_k}$$

Equação 5.2

$$Y_{cm} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k \times Y_k}{\sum_{k=1}^n m_k}$$

Equação 5.3

Onde:

X_{cm} é a coordenada x (longitude) do centro de massa da RA;

m_k é a população do setor censitário k;

X_k é a coordenada x (longitude) do centro geométrico do setor censitário k;

Y_{cm} é a coordenada y (latitude) do centro de massa da RA;

Y_k é a coordenada y (latitude) do centro geométrico do setor censitário k;

5.3.2.2. Consumo de combustível no transporte

Para a estimativa do consumo de combustível referente ao transporte de RSD foi considerado que existem dois tipos de trajetórias: (1) A que se inicia no centro de massa da RA e termina na UTMB Ceilândia e (2) A que parte da UTMB Ceilândia e termina no ASB. A diferença na segregação das trajetórias foi devida a distinção entre os veículos que transportam os resíduos os quais possuem diferentes fatores de consumo de combustível (MERRILD, 2012). O fator de consumo de combustível é definido como a quantia de litros de diesel consumidos por tonelada de resíduos transportada por quilômetro percorrido. Os caminhões empregues na trajetória do tipo (1) são veículos compactadores, com capacidade de 19m³, ao passo que os veículos usados na trajetória tipo (2) trata-se de caminhões carreta com volume de 45 a 55m³ (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019). A necessidade de compactação dos resíduos demanda um maior consumo de combustível, sendo assim, os caminhões compactadores apresentam um fator de consumo de combustível maior tanto por realizar a compactação como pelo seu menor volume, conforme os fatores de consumo apresentados na tabela 5.7 a seguir.

Para o cálculo de consumo de combustível foi assumido que a trajetória e a massa de resíduos transportada afeta o consumo de combustível. A estimativa foi realizada conforme a equação 5.4 abaixo:

$$C_{transporte} = (1 + \alpha) * (f1 * \sum_{trajetória1} P_i * D_{ij} + f2 * \sum_{trajetória2} P_j * D_j)$$

Equação 5.4

Onde:

$C_{\text{transporte}}$ é o consumo total de diesel no transporte (L/ano);

α é o fator de proporcionalidade do consumo de combustível no trajeto de volta, com o caminhão vazio, considerado igual a 0,5);

f_1 é o fator de consumo de combustível do caminhão compactador (L/t.km);

f_2 é o fator de consumo de combustível da carreta de grande porte (L/t.km);

P_i é o total de RSD coletados na i -ésima RA (t/ano) – vide tabela;

D_{ij} é a distância entre a RA i e a UTMB Ceilândia (km) – vide tabela;

P_j é a saída de rejeitos da UTMB Ceilândia transportados para o ASB (t/ano);

D_j é a distância entre a UTMB Ceilândia e o ASB (km);

Para o transporte de chorume decorrente da compostagem foi considerada a realização de 142 viagens mensais (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019). A composição do veículo é cavalo mecânico + Semirreboque c/ Tanque 30.000 Litros e foi considerado que consumo de ida e volta são os mesmos.

Tabela 5.7: Fator de consumo de combustível para o transporte de resíduos

Veículo	Fator de consumo de combustível	Unidade	Fonte
Caminhão compactador	0,15	(L/t.km)	(Merrild et al., 2012)
Caminhão carreta	0,03	(L/t.km)	(Merrild et al., 2012)
Caminhão tanque	2,74	(km/L)	(Azenha, 2017)

5.3.2.3. Emissões do consumo de combustível

Para o cálculo das emissões atmosféricas em decorrência do consumo de diesel não foram avaliadas as emissões decorrentes de seu processo de produção.

A emissão de poluentes em consequência da queima de combustível nos motores dos veículos de transporte e ferramentas de operação foi determinada por meio da equação 5.5 abaixo e dos fatores de emissão da tabela 5.8. A contagem de GEE devido a combustão em motores do ciclo diesel se deu em termos de três gases: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O).

$$E_i = \beta_i * C_{total}$$

Equação 5.5

Onde:

E_i é a emissão do poluente i (kg/ano);

B_i é o fator de emissão específico do poluente i (kg/L de diesel);

C_{total} é o consumo total de diesel em cada cenário (L/ano);

De acordo com o ano de fabricação do veículo e sua respectiva categoria é possível encontrar o seu fator de emissão de poluentes. Em vista disso, os veículos foram categorizados quanto ao seu peso e ano. Os veículos compactadores, que possuem peso vazio aproximado de 10 t foram alocados na categoria de caminhão médio (10-15 t), já os veículos caminhão carreta foram alocados na categoria de caminhão pesado (15t ou mais). Além disso, foi considerado que a frota foi fabricada uniformemente em 2012, possuindo, assim, os limites de emissão de poluentes regulados pelo PROCONVE relativos ao ano de 2012 para as categorias de caminhão médio e pesado. Como os fatores de emissão não diferiram em relação as categorias de veículo analisadas considerou-se aqui apenas um único fator para cada tipo de poluente.

Os fatores de emissão referentes aos gases CH_4 e NO_2 foram calculados de maneira indireta por meio de dados de autonomia dos veículos (km/L) e fatores de emissão (g/km) fornecidos pelo CETESB de modo a obter fatores que fornecessem a emissão em relação ao consumo de combustível.

Tabela 5.8: fatores de emissão de poluentes para o consumo de diesel

Emissão de queima de diesel	Fator de emissão (g/L de diesel)	Fonte
CO_2	2.860	(Brasil;, 2013)
CH_4	0,216	(CETESB, 2018)
N_2O	0,1083	(CETESB, 2018)

Uma limitação metodológica foi assumir que a relação entre a distância percorrida e o consumo de combustível é exatamente linear pois é sabido que as rotas e as condições das rodovias interferem no consumo de combustível (Marques, 2018). Além disso, a tipologia das cidades interfere na quantidade de vezes que a ignição e a compactação são acionadas, afetando o consumo de combustível e consequente emissão de GEE (Marques, 2018). Fora isto, cada veículo apresenta um estado de conservação diferente, o que afeta a eficiência do motor e consequentemente seu fator de emissão (g/km) (Marques, 2018).

A estimaco da quantidade de gases de efeito estufa (GEE)  expressa em quantidade de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq), portanto, os valores de GWP₁₀₀ para os gases CH₄ e N₂O podem ser vistos na tabela abaixo.

Tabela 5.9: Valores de GWP₁₀₀ para os gases CH₄ e N₂O

Poluente	Fatores de equivalência (mudancas climáticas – GWP100) (kg/kg)	Fonte
CH ₄ para CO ₂ eq	28	(IPCC, 2015)
N ₂ O para CO ₂ eq	265	(IPCC, 2015)

5.3.2.4. Consumo de combustível na UTMB Ceilândia e no ASB

Diversos equipamentos são utilizados para a movimentaco de massa na UTMB Ceilândia e no ASB, tais como ps carregadeiras, escavadeiras entre outros, no Anexo C existe um inventário dos veículos usados para a operação da UTMB Ceilândia. Dessa forma, foi calculado o consumo de diesel nas operações de transferência e tratamento da UTMB Ceilândia bem como do ASB. A equaco 5.6 abaixo representa o cálculo do consumo operacional e os fatores de consumo associados estão dispostos na tabela 5.10:

$$C_{\text{operação}} = \sum_{\text{unidades}} f_j * P_t$$

Equaco 5.6

Onde:

C_{operação}  o consumo total de diesel nas operações das unidades de gerenciamento em cada cenário (L/ano);

f_j  o fator de consumo de combustível específico de cada unidade (L/t);

P_t  a quantidade de resíduos gerenciada em cada unidade (t/ano);

Tabela 5.10: Fatores de consumo de combustível para a UTMB e para o AS

Unidade operacional	Fator de consumo de combustível (L/ t de resíduo processada)	Fonte
Unidade de Tratamento Mecânico Biológico do Ceilândia - UTMB Ceilândia	3,4	(Merrild et al., 2012)
Aterro Sanitário de Brasília -ASB	0,281	(Leme, 2010)

Para a adequada estimativa da emissão de poluentes decorrente da operação dos equipamentos usados na UTMB e no ASB que demandam diesel seria adequado avaliar a eficiência específica dos equipamentos em questão. Contudo, foi considerado que os veículos possuem os mesmos fatores de emissão dos veículos de transporte.

Assim, sabendo o consumo de combustível fóssil no transporte e nas unidades de gerenciamento é possível calcular o consumo total conforme a equação 5.7 abaixo.

$$C_{total} = C_{transporte} + C_{operação}$$

Equação 5.7

Onde:

C_{total} é o consumo total de diesel em cada cenário (L/ano);

$C_{transporte}$: é o consumo de diesel no transporte de RSD e rejeitos (L/ano);

$C_{operação}$ é o consumo de combustível na operação das usinas (L/ano);

5.3.3. Energia elétrica

5.3.3.1. Consumo de energia elétrica na UTMB Ceilândia

A energia de uso representa o montante de energia elétrica consumida durante o ciclo de faturamento no ponto de medição, expresso em kWh. O ciclo de faturamento é definido como o intervalo de aproximadamente 30 dias, entre a data da primeira leitura do medidor de energia elétrica e a data da leitura no mês seguinte de acordo com o calendário definido pela distribuidora. A demanda contratada é o valor que o cliente, após estudo com um especialista, contrata junto à concessionária, e está limitado ao produto da potência instalada por 0,92. A potência instalada é a soma das potências de todos os transformadores contidos no terreno da UTMB Ceilândia, em kVA. Dessa forma o consumo de energia foi calculado conforme a equação 5.8 abaixo.

$$E_{consumida} = P_{contratada} * T_{trabalho} * D_{efetivo}$$

Equação 5.8

Onde:

$E_{consumida}$ é a energia consumida em kWh;

$P_{contratada}$ é a potência contratada em kW;

$T_{trabalho}$ é o tempo dos turnos de trabalho (h/dia);

$D_{efetivo}$ é a quantidade de dias efetivos de trabalho;

As seguintes imposições reputadas no contrato n° 0095/2018 estabelecido pela Companhia Energética de Brasília (CEB) e o SLU sugerem que o consumo de energia elétrica por parte do SLU se dá sempre em conformidade com a demanda contratada, não ultrapassando ou recuando: 1) Sempre que a contratada utiliza uma potência menor que a demanda contratada deve ser realizado o faturamento da demanda reativa excedente.; 2) Sempre que a demanda registrada supera o limite de 5% acima do valor de contrato, será aplicada a cobrança de ultrapassagem à parcela que superar o respectivo contratado, correspondente a 2 (duas) vezes o valor da tarifa normal de fornecimento. Ainda, se a demanda medida exceder mais de 5% da demanda contratada, a tarifa paga por essa demanda corresponde a 300% do valor da tarifa.

O consumo energético inclui a operação da UTMB Ceilândia incluindo o pré tratamento de chorume e a operação da compostagem. A questão não resolvida foi que o consumo referente a essas etapas inclui a contribuição do fluxo advindo da UMTB Asa Sul. Por não haver sistemas de injeção de ar nas leiras de compostagem e pelo pré tratamento de chorume se constituir como uma etapa físico-química o consumo energético dessas etapas pode ser desprezado. Contudo, a etapa de peneiramento representou uma limitação do estudo.

5.3.3.2. Consumo de energia elétrica no AS

O aterro possui um consumo interno de energia elétrica que é devido a iluminação interna e externa, ao uso de chuveiro pelos funcionários, geladeiras e afins (Leme, 2010). O consumo de eletricidade para o AS foi calculado por meio da equação 5.9 a seguir e do fator de consumo da tabela 5.11.

$$C_{eletricidade} = f_{ce} * P_t$$

Equação 5.9

$C_{eletricidade}$ é consumo total de energia elétrica (kWh/ano);

f_{ce} é o consumo específico de eletricidade em cada unidade avaliada (kWh/t);

P_t é o quantitativo de resíduos gerenciados na unidade (t/ano);

Tabela 5.11: fator de consumo de energia elétrica para o ASB

Fator de consumo (kWh/t)	Fonte
1,487	(LEME, 2010)

¹Tomando como referência a taxa de consumo do período de 2000 a 2010 do estudo em questão.

5.3.3.3. Emissões de consumo de energia elétrica

As emissões decorrentes do consumo de energia foram calculadas usando a equação 5.10 a seguir. A emissão de GEE expressos em quantidade de CO₂ equivalente foi realizada com base no fator de emissão obtido Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) do Governo Federal (BRASIL, 2017) e dos resultados para o consumo de energia elétrica.

$$E_e = e * C_{eletricidade}$$

Equação 5.10

Onde,

E_e é a emissão de CO₂ devido a produção de energia elétrica para o SIN (kg/ano);

e é o fator de emissão específico da produção de energia elétrica (kg/kWh);

$C_{eletricidade}$ é consumo total de energia elétrica em cada cenário avaliado (kWh/ano);

Tabela 5.12: Fator de emissão de CO₂ eq para o consumo de energia elétrica

Emissão	Fator de emissão (kg/kWh)	Fonte
CO ₂	0,5882	(BRASIL, 2017)

5.3.4. Compostagem

As principais emissões decorrentes desse tratamento são o CH₄ e N₂O, os quais são uma função da degradação de C e N contida nos componentes dos resíduos (Boldrin et al., 2011).

5.3.4.1. Emissões de metano (CH₄)

Apesar da compostagem se tratar de um processo aeróbico é reconhecido que em determinados pontos das leiras de compostagem prevalecem as condições anaeróbicas. A estimativa da quantidade de CH₄ que é liberado na atmosfera em decorrência do consumo do carbono contido nos resíduos durante a compostagem representa em torno de 1% (IPCC, 2006).

Para o cálculo das emissões de metano foi considerado que apenas as parcelas orgânicas se degradam durante a compostagem, a figura 5-4 abaixo indica um esquema com as ponderações a respeito do processo, em que foram consideradas a umidade inicial (W_o) e a quantidade de sólidos voláteis inicial (SVo) das frações de resíduo apreciadas. O modelo proposto assumiu que as parcelas consideradas não degradáveis permanecerão inalteradas após o tratamento biológico e seu percentual de contribuição para a matéria seca não contribui com emissão

alguma (Boldrin et al., 2011). Essa abordagem tem a pretensão de gerar um modelo mais realista, evitando o risco de simplificar produzir resultados iguais independente da composição dos resíduos (Boldrin et al., 2011).

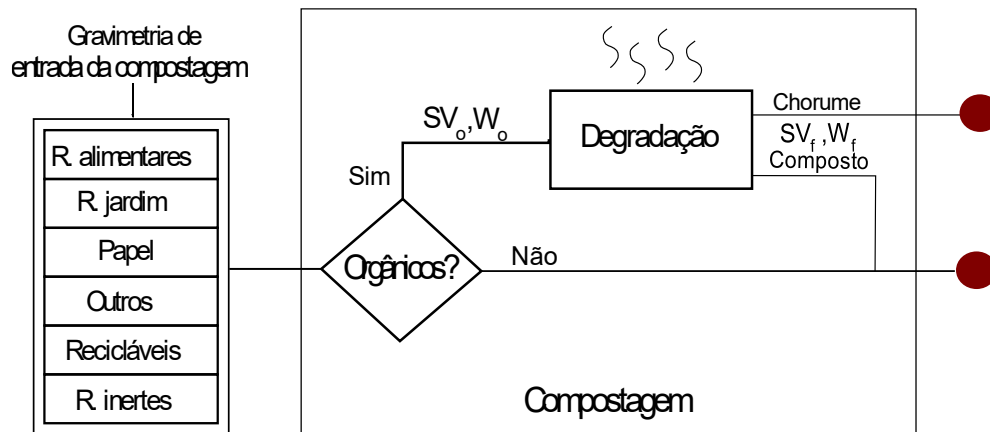


Figura 5-4: Considerações a respeito da conversão de carbono no processo de compostagem
Fonte: elaboração própria

Para determinar a emissão de metano é necessário inferir previamente a quantidade de carbono degradada e emitida em forma gasosa pelo processo. Para isso foi aplicada a equação (5.11) abaixo, extraída de Boldrin A. et al (2011). Conforme indicado na equação, a degradação da matéria orgânica (Sólidos Voláteis, SV) é expressa como taxa de degradação (%SV) do *input* de SV.

$$C_{ar} = M_t \times \sum (m_f \times TS \times C_f \times SV_{deg})$$

Equação 5.11

Onde

C_{ar} é a quantidade de carbono que se torna gasoso (kg de C)

M_t é a massa de resíduos (kg)

m_f é a fração de resíduos (0-1)

TS é a fração de resíduo seca (0-1)

C_f é a quantidade de carbono (fração de TS) na fração de resíduo (0-1)

SV_{degrad} é a taxa de degradação (0-1)

O coeficiente de degradabilidade dos resíduos varia consideravelmente entre as suas frações (Boldrin et al., 2011). Por exemplo, restos de alimento são rapidamente degradados enquanto papéis e objetos de madeira degradam lentamente. Além disso, algumas frações de resíduos mais lentas podem inibir a degradação de frações mais rápidas, retardando o processo

(Venelampi et al., 2003). A tabela 5.16 apresenta os parâmetros físico-químicos para os resíduos alimentares, de jardim e papel que são necessários para o prosseguimento dos cálculos.

Tabela 5.13: Características físico-químicas para os resíduos que adentram a compostagem

Parâmetro	Unidade	Resíduos alimentares	Resíduos de jardim	Papel
TS	%RSU	¹ 23.0	¹ 51.8	² 20.0
C _f	%TS	¹ 47.7	¹ 43.0	³ 44
SV _{degrad}	%SV	⁴ 40.0	⁴ 40.0	² 20.0

¹Fonte: Boldrin A. et al (2011),

²Fonte: Venelampi et al. (2003)

³Fonte: IPCC (2006)

⁴Fonte: Stegmann (2011)

Por fim, 1% do carbono consumido é transformado em metano, para se obter a quantidade de metano emitido multiplica-se pela razão molar C/CH₄, conforme eq 5.12.

$$CH_4 = \frac{C_{ar} \times \frac{16}{12}}{100}$$

Equação 5.12

5.3.4.2. Emissões de óxido nitroso (N₂O)

Durante o processo de compostagem parte do nitrogênio contido nos resíduos é degradada e eventualmente emitida para a atmosfera (Boldrin et al., 2011). A quantidade de N perdida (% do total de N) é distribuída nas formas de amônia (NH₃), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio (N₂). Alguma parte do nitrogênio liberado pode advir da parte inorgânica da matriz de resíduos (Boldrin et al., 2011). A estimativa das emissões de N₂O foi obtida pela equação 5.13, extraídas do manual do IPCC (2006) a seguir:

$$N_2O_{emissões} = \sum (M \times FE) \times 10^{-3}$$

Equação 5.13

Onde,

N₂O emissões é o total de emissões de N₂O para um ano, Gg N₂O

M é a quantidade de resíduo tratado biologicamente, Gg

FE é o fator de emissão para o tratamento, g CH₄/kg resíduo tratado

Tabela 5.14: Fator de emissão de N₂O para a compostagem da UTMB

Com base no peso seco (g N ₂ O /kg de resíduo tratado)	Com base no peso úmido (g N ₂ O /kg de resíduo tratado)
0.6 (0.2 – 1.6)	0.24 (0.06 – 0.6)

Fonte: IPCC (2006).

A metodologia proposta possui limitações, contudo para se obter as emissões específicas do processo seria necessário quantificar o percentual de nitrogênio antes e depois do processo de compostagem bem como a concentração de N₂O contida no gás conforme Boldrin et al. (2011).

Para contabilização no inventário os resultados foram contabilizados em termos de CO₂ eq, os valores de GWP₁₀₀ para os gases CH₄ e N₂O foram os mesmos contidos na tabela 5.9.

5.3.5. Disposição final

A disposição final de resíduos sólidos urbanos produz quantidades significativas de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂), mas apenas o metano é contabilizado como GEE do setor de resíduos. A metodologia indicada pelo IPCC para estimar as emissões de CH₄ advindas da disposição final de resíduos sólidos se baseia no Modelo de Primeira Ordem (MPO). O MPO é um modelo de geração potencial de metano que assume que os compostos orgânicos degradáveis (COD) dos resíduos decaem lentamente ao longo de décadas, e que durante esse período são liberados CH₄ e CO₂ (IPCC, 2006). Se as condições forem constantes, a taxa de produção de metano dependerá apenas da quantidade de carbono remanescente dos resíduos. Como resultado, a taxa de produção é mais alta durante os primeiros anos de deposição dos resíduos e então diminui conforme o carbono degradável é consumido pelos microrganismos responsáveis pelo decaimento (IPCC, 2006). Por essa razão o MPO é estruturado sob um fator exponencial que descreve a fração de material que a cada ano é degradada.

O MPO foi dividido aqui em três passos: 1) cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável decomponível decomposta ao final de cada ano, 2) cálculo da geração de CH₄, 3) cálculo da emissão de CH₄. No Anexo B estão dispostos quadros explicativos acerca de cada um dos oito (8) parâmetros mencionados em cada um dos passos a seguir.

Passo 1: Cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável decomponível decomposta ao final de cada ano

O carbono orgânico degradável decomponível (CODD) é a parte do carbono orgânico degradável (COD) que irá degradar sob condições anaeróbicas no aterro. Numa reação de primeira ordem a quantidade do produto de uma reação é proporcional a quantidade de material reativo, nesse caso o que importa para a quantidade de metano gerado num ano é o total de material em decomposição atualmente no aterro. Isso significa que ao definir a quantidade de material em decomposição num aterro num determinado ano, qualquer ano pode ser observado como o primeiro ano para o método de estimação (IPCC, 2006).

A equação 5.14 utilizada para cálculo do CODD decomposto ao final do ano x está disposta abaixo.

$$CODD_{decomp_x} = COD_f * FCM * R * \sum_{x=1}^y \sum_j R_{jx} COD_j e^{-k_j(y-x)} * (1 - e^{-k_j})$$

Equação 5.14

Onde:

$CODD_{decomp_x}$ = Carbono orgânico degradável decomposta no ano x

COD_f = fração de COD que pode se decompor (fração)

FCM = fator de correção de metano para decomposição aeróbica em um ano de deposição (fração)

R = massa de resíduos depositada, t

R_j é a massa de resíduo da categoria j em proporção, depende da gravimetria (%);

COD_j = COD da classe de resíduo j, fração

k_j é a taxa de decaimento por categoria de resíduo j; $k_j = \ln(2) / t_{1/2} (y^{-1})$;

$t_{1/2}$ = tempo de meia vida (y)

y é o ano de aterramento;

x é o ano de cálculo das emissões;

Devido aos átomos de diferentes amostras de categorias de resíduos se desintegrarem em tempos diferentes, o tempo de meia vida varia num amplo intervalo de tempo que vai desde alguns anos até algumas décadas, ou mais. Por esse motivo o modelo MPO requer que a cobertura de um período seja de 3 a 5 meias vida afim de alcançar uma precisão aceitável (IPCC,

2006). É, portanto, considerada uma boa prática fazer o uso de uma série de dados de pelo menos 50 anos, pois dessa forma entende-se que tamanho período fornece resultados aceitáveis e precisos para as formas mais comuns de disposição final (IPCC, 2006).

Passo 2: Calcular a geração de CH₄

A quantidade de CH₄ formada a partir de material decomponível é encontrada multiplicando a quantidade de CODD_{decomp_x}, a fração de CH₄ no biogás e a razão de peso molecular CH₄/C.

$$CH_4gerado_x = CODDdecomp_x \times F \times \frac{16}{12}$$

Equação 5.15

Onde:

CH₄gerado_x = quantidade de CH₄ gerada por material decomponível no ano x;

CODD_{decomp_x} = CODD decomposto no ano T em toneladas;

F = fração de CH₄, por volume, no gás de aterro (fração);

16/12 = razão de peso molecular CH₄/C (razão);

Passo 3: Calcular a emissão de CH₄

Parte do metano gerado é oxidado pela camada de cobertura do aterro sanitário ou pode ser recuperada por energia ou queima. Conseqüentemente, a quantidade de metano realmente emitida será menor que a quantidade gerada (IPCC, 2006). As emissões de metano para um foram estimadas através da equação 5.16 abaixo.

$$CH_{4Emissões} = \varphi * (1 - f) * (1 - OX_x) * \sum_j CH_4gerado_{j,x}$$

Equação 5.16

Onde:

CH₄Emissões = CH₄ emitido em um ano T, em t;

φ é um fator de correção do modelo

j = categoria de resíduo ou tipo/material

f = fração de CH₄ capturada e queimada em um ano x;

OX_T= fator de oxidação em um ano T, (fração);

5.3.6. Lodo residual da estação do chorume do Aterro Sanitário de Brasília

Quanto ao sistema de tratamento de chorume foi feita uma especulação sobre o tipo de sistema adotado. No ano de 2018 todo o chorume do SLU era enviado a estação de tratamento de esgotos ETE Melchior, que decidiu romper contrato com o SLU devido à alta concentração de contaminantes do chorume. Em 2019 o ASB apresentou uma série de problemas no que diz respeito ao sistema de captação de chorume sendo necessária a construção de uma série de grandes reservatórios. Nesse mesmo ano diversos métodos de tratamento foram testados e usados, mas por fim o contrato fechado sobre o tratamento acabou especificando apenas sobre a qualidade do chorume tratado, sem qualquer outra exigência sobre a tecnologia utilizada.

O contrato n° 22/2019 do SLU e Lins da Costa & Gonçalves Ltda EPP em vigência deixa em aberto que a contratada utilize qualquer forma conhecida de tratamento desde que seus resultados não resultem em danos ao meio ambiente ou à operação do ASB. Dessa forma, foi considerado que o aterro opera lagoas de tratamento de chorume (lagoa anaeróbia, reator anaeróbio de fluxo ascendente e lagoa facultativa).

Foram consideradas apenas as emissões resultantes da incineração da lama residual da estação de tratamento de chorume. As informações são da Base Ecoinvent (Leme, 2010). Existem outros GEE que são liberados no fluxo, como amônia e monóxido de carbono, entretanto esses gases ainda não possuem valores equivalentes de CO₂ e não foram reportados no inventário. A incineração na lama ocorre durante 100 anos.

Tabela 5.15: Emissões da incineração da lama da estação de tratamento de chorume

Poluente	t/t resíduo
CO ₂	2,05E-04
CO ₂ bio	4,50E-03
N ₂ O	3,88E-06

Fonte: Leme (2010)

O CO₂bio informado trata-se do dióxido de carbono advindo de fonte biogênicas, o qual não é contabilizado para fins de inventário, mas que foi considerado aqui apenas para maior conhecimento das emissões do sistema. Foi considerada a mesma taxa de CO₂ eq de N₂O para as etapas anteriores.

5.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Todos os dados coletados para a realização do presente estudo vieram de fontes primárias ou secundárias de dados. Entretanto, não houve medição de valores para a correta estimativa dos erros associados aos valores obtidos. Dessa forma, ainda com o objetivo de explicar a importância relativa de cada parâmetro nos resultados do modelo do sistema foram feitas análises nos modelos para averiguar quais os parâmetros mais importantes para o modelo e quais as mudanças que têm maior potencial de causar impactos.

Com base nos resultados obtidos, as etapas do gerenciamento mais relevantes para o estudo foram selecionadas para estudo. Com base numa revisão na literatura sobre o intervalo de valores possível de se admitir para cada parâmetro foram calculadas as mudanças nos resultados mediante as mudanças nos parâmetros, um por um, e observadas as mudanças nos resultados.

A identificação dos parâmetros de maior relevância pode servir como embasamento para sugestão de melhorias no sistema que tem maior potencial para mitigar as emissões.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. CARACTERIZAÇÃO DA USINA DE TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO DA CEILÂNDIA

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal é de competência do Serviço de Limpeza Urbana (SLU) (GDF, 2018). Quanto ao fluxo de resíduos sólidos urbanos, são cerca de 2.600 toneladas por dia coletadas pelo SLU (SLU, 2019), a figura 6-2 a seguir contém os fluxos de coleta de resíduos sólidos domiciliares partindo dos principais componentes do gerenciamento do DF. Analisando o mapa é possível verificar as Regiões Administrativas que direcionam seus resíduos a UTMB Ceilândia, correspondendo ao indicado como lote II, sendo composto pelo Park Way, Águas Claras, Vicente Pires, Taguatinga e Ceilândia (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018).

As Usinas de Tratamento Mecânico-Biológico do SLU são utilizadas para tratamento de resíduos sólidos indiferenciados provenientes da coleta convencional. A usina do P Sul, instalada na região administrativa de Ceilândia, foi construída em 1986, utilizando a tecnologia dinamarquesa “Triga” (SLU, 2020). O fluxo no interior da usina do P Sul tem início quando os veículos de coleta convencional de resíduo sólido domiciliar adentram o sistema da UTMB. Os veículos que chegam até a usina são primeiramente pesados e encaminhados ao galpão de recepção da usina, onde são descarregados. Então, com o uso de pá carregadeira e/ou escavadeiras é realizado o abastecimento das esteiras (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019).



Figura 6-1: Local de entrada dos resíduos e alimentação da peneira rotativa primária

Fonte: PDGIRS, 2018

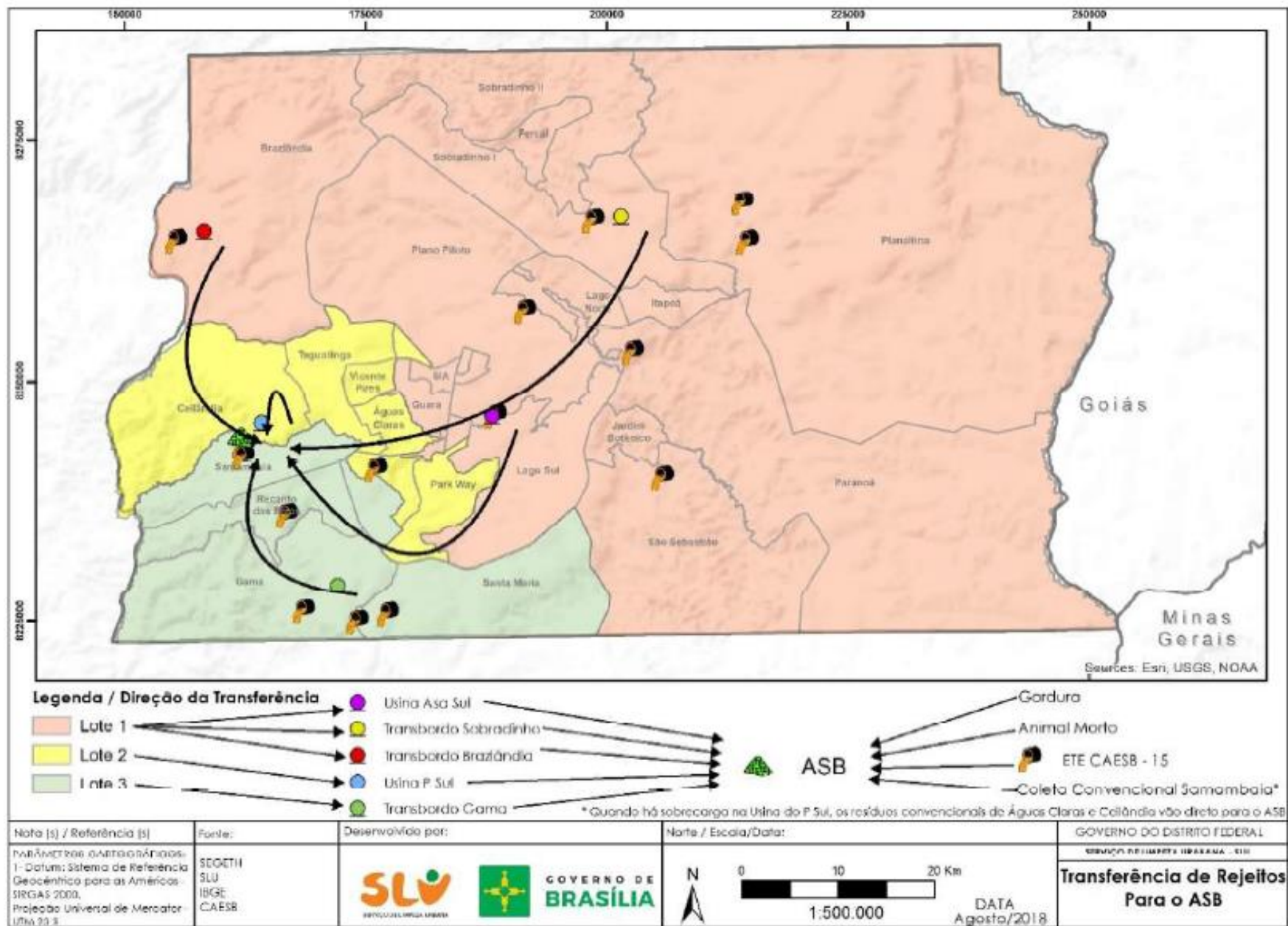


Figura 6-2: Esquemático da coleta de resíduos no DF
 Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018)

Nesses sistemas, os resíduos se encontram primeiramente embalados em sacos plásticos, sendo necessário, portanto, um separador de sacolas com a finalidade de rasgá-las e esvaziá-las. Após a desagregação dos resíduos, existem equipamentos que os reviram e peneiram para que a parcela orgânica seja coletada, correspondendo a parte que passa através da peneira. Cada linha de produção possui *trommels* intercalados as esteiras de reciclagem. O remanescente, ou seja, a fração grossa dos resíduos, percorre por várias esteiras onde existem cooperativas de catadores operando diretamente e realizando a separação manual dos materiais recicláveis aproveitáveis, ainda que misturados aos rejeitos.



Figura 6-3: Cooperativas realizando triagem manual
Fonte: (SLU, 2020)



Figura 6-4: Separação mecanizada de material reciclável
Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018)

Os materiais recicláveis são separados manualmente e mecanicamente por meio de esteiras rolantes, peneiras rotativas e eletroímãs. A separação manual envolve a separação de materiais como papel, papelão, plástico, metais ferrosos e não ferrosos e alumínio. A preparação dos recicláveis para a comercialização inclui o beneficiamento do material separado, a operação de prensagem e enfardamento e a prensagem do material enfardado ou não. Por fim os resíduos recicláveis são comercializados (GDF, 2018).



Figura 6-5: Material reciclável aguardando destinação

Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018)

Quanto ao fluxo de orgânicos peneirados, este é direcionado ao pátio de compostagem, onde recebe o nome de composto cru. O composto cru é separado e organizado em grandes leiras de compostagem para o processo de maturação. As leiras são dispostas em linha para facilitar seu correto revolvimento e o acesso de veículos. Cada uma delas é identificada e seus processos de compostagem são monitorados, as datas de início do processo e de reviramento das leiras são registradas. Ao final do período de maturação, que dura aproximadamente 120 dias, o composto é peneirado e doado ou vendido aos agricultores familiares (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019). A produção de composto deve cumprir com os critérios da Resolução CONAM/DF n°001/2009, de 15 de dezembro de 2009 que estabelece normas, padrões e procedimentos para a produção, distribuição, uso e monitoramento do composto orgânico de lixo (COL).



Figura 6-6: Composto orgânico aguardando destinação – UTMB Ceilândia
Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018).



Figura 6-7: Leiras de compostagem e composto peneirado
Fonte: PDGIRS, 2018

O chorume produzido na UTMB Ceilândia é acumulado em 6 (seis) lagoas onde é submetido a um pré-tratamento que possibilita a redução da carga poluidora (DBO, DQO e Sólidos Totais) em 90%. O pré-tratamento deve ser suficiente para que possa ser transportado por caminhão tanque para o Aterro Sanitário de Brasília, onde existe a estação de tratamento de chorume (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019).



Figura 6-8: Lagoa de chorume – UTMB Ceilândia

O fluxo de rejeitos da operação é encaminhado ao aterro sanitário de Brasília (ASB) e a transferência de rejeito (incluí o rejeito beneficiado) é realizada por meio de composição cavalo mecânico e semirreboque basculante de 45 a 55 m³ (*Contrato de Prestação de Serviços N° 26/2019*, 2019).



Figura 6-9: Caminhões descarregando os rejeitos finais

Fonte: (Tribunal de Contas do DF & Secretaria de auditoria, 2018)

A figura 6-10 a seguir contém um esquema ilustrativo dos processos da UTMB Ceilândia. Quanto ao fluxo total de saída da UTMB Ceilândia, apenas os fluxos de rejeitos e chorume permanecem nas demais etapas do gerenciamento sob responsabilidade do SLU, a saber, transporte e disposição final. Entende-se que ao serem triados os recicláveis deixam o sistema e passam a ser de responsabilidade das cooperativas de reciclagem que lucrarão com a venda desses materiais. Quanto a massa de saída do composto orgânico doado ou vendido, é aplicado o mesmo raciocínio usado no fluxo de recicláveis, desse modo, entende-se que a massa deixa o sistema ao pertencer ao agricultor familiar responsável pelo seu deslocamento.

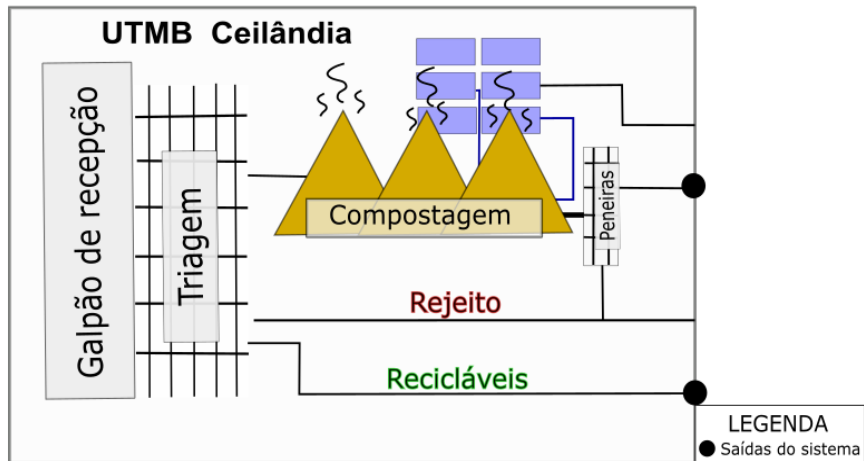


Figura 6-10: Ilustração dos processos da UTMB Ceilândia
 Fonte: elaboração própria

A UTMB Ceilândia possui capacidade de processar 15 mil toneladas de resíduos por mês, o equivalente ao resíduo de 500 mil pessoas. Apesar dessa capacidade, o processamento mensal de resíduos é de 13.471 t/mês, considerando a média do ano de 2019. As quantidades e proporções do fluxo de resíduos podem ser vistas na tabela no anexo A e na figura 6-11 que é a representação do fluxograma da usina.

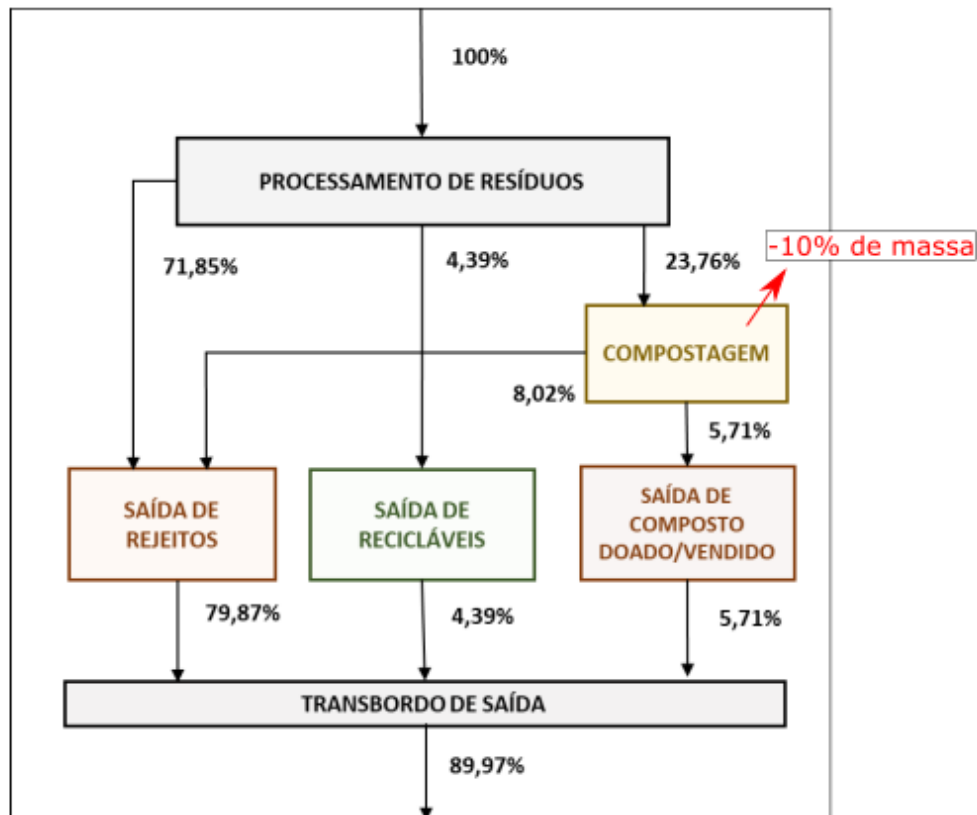


Figura 6-11: Fluxo de referência na UTMB Ceilândia
 Fonte: elaboração própria

Do total processado, a UTMB Ceilândia retorna 5.241 t/mês de resíduos orgânicos triados. Para o transbordo de resíduos rejeitados a média é de 12.119 t/mês (SLU, 2020). A partir dos dados oficiais fornecidos pelo SLU percebe-se a diferença de massa entre entrada e saída na usina. Considera-se que 79,87% da massa que adentra a UTMB Ceilândia continua a pertencer ao sistema, além do volume de chorume coletado. Toda a perda de massa ocorre durante o processo de compostagem, correspondendo a extinção de 10,03% da massa total de resíduos.

Além das 13.471 toneladas de resíduos processados por mês, a usina recebe e trata em seu pátio 2.367 t/mês de composto cru advindo da UTMB Asa Sul (SLU, 2020). A figura 6-12 a seguir ilustra esse processo. Apesar desse composto cru ser direcionado para a usina do Ceilândia, ele não é misturado ao composto cru proveniente da UMTB Ceilândia, dessa forma, é possível dividir os fluxos de produção de composto advindos das duas usinas.

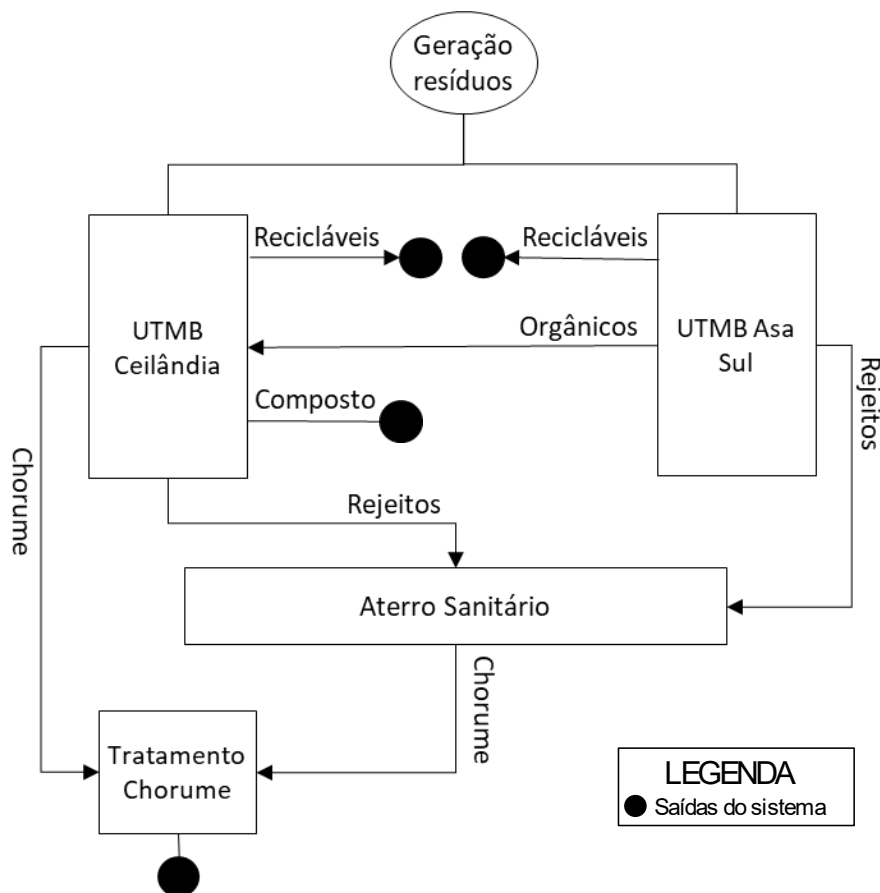


Figura 6-12: Fluxograma geral dos resíduos ligados à UTMB Ceilândia
Fonte: elaboração própria

6.2. INVENTÁRIO DO CENÁRIO 1

6.2.1. Transporte de resíduos

As RA's que apresentam a UTMB Ceilândia como destino mais próximo e suas respectivas distâncias podem ser vistas na tabela 6.1 abaixo.

Tabela 6.1: Distância entre o centro de massa das RA's até a UTMB Ceilândia

RA	Distância até a UTMB Ceilândia (km)
Ceilândia	4,32
Taguatinga	10,94
Águas Claras	15,44

Fonte: (V. A. O. Silva, 2018)

A estimativa de coleta (t/mês) das RA's está disposta na tabela 6.2 a seguir e houve uma diferença de 307,95 t/mês entre o somatório de contribuição média das RA's e o processamento médio da usina. A estimativa foi realizado em 2018 enquanto a média do fluxo de entrada nas usinas foi gerado a partir dos dados referentes a 2019. Admitindo que as RA's aumentaram sua geração de forma homogênea, o peso restante foi distribuído ponderadamente.

Tabela 6.2: Estimativa considerada de coleta de RSU por Região administrativa

Região Administrativa	Estimativa de RSU coletado em 2018 (t/mês)	Peso ponderado	Adicional de massa (t/mês)	Estimativa considerada (t/mês)
Ceilândia	6.962,33	0,529	162,88	7.125,22
Taguatinga	4.029,58	0,306	94,27	4.123,86
Águas Claras	2.171,14	0,165	50,79	2.221,94
Total	13.163,06	1,000	307,95	13.471,01

Fonte: elaboração própria

Posto isso, o consumo total de combustível para a Trajetória 1, que tem como ponto de partida o centro de massa das RA's e como de chegada a UTMB Ceilândia é de 297.547,1 litros por ano, conforme informado na tabela 6.3 abaixo.

Tabela 6.3: Consumo de combustível para a trajetória 1 do cenário 1

RA	RSD (t/ano)	Distância até UTMB Psul (km)	Consumo de combustível (L/ano)
Ceilândia	85.502,6	4,32	83.108,5
Taguatinga	49.486,3	10,94	121.810,4
Águas Claras	26.663,3	15,44	92.628,2
Total			297.547,1

Fonte: elaboração própria

Para a trajetória 2 do cenário 1, o consumo de combustível pode ser visto na tabela 6.4 a seguir.

Tabela 6.4: Consumo de combustível para a trajetória 2 do cenário 1

Saída	Quantidade (t/ano)	Distância até o ASB (km)	Consumo de combustível (L/ano)
Rejeito	129.117,0	19,8	412.590,4
Transporte de chorume	--	19,8	24.627,2

Fonte: elaboração própria

As emissões decorrentes do consumo de diesel nas trajetórias um e dois estão dispostas na tabela 6.5 a seguir.

Tabela 6.5: Emissão de poluentes decorrentes do transporte para o cenário 1

Transporte	CO ₂ (kg/ano)	CH ₄ (kg/ano)	N ₂ O (kg/ano)	CO ₂ eq (kg/ano)
Coleta convencional – veículo compactador	774.515,1	64,3	32,2	784.854,2
Transporte de rejeito – carreta	299.457,6	24,8	12,5	303.455,1
Transporte de chorume – caminhão tanque	64.104,5	5,3	2,7	64.960,2
Total (kg/ano)	1.138.077,2	94,4	47,4	1.153.269,5

Fonte: elaboração própria

A seguir é possível visualizar a figura 6-13 com as emissões de CO₂ equivalente em relação ao fluxo de referência para as duas trajetórias de transporte.

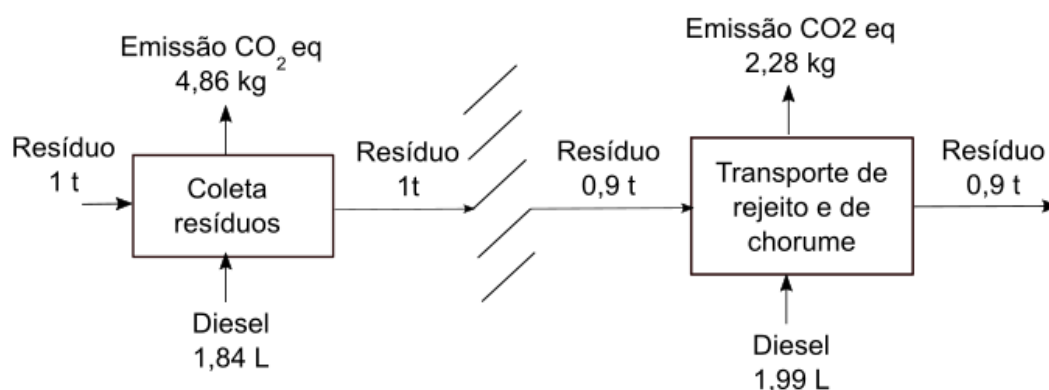


Figura 6-13: Taxas de consumo e emissão referentes aos transportes em relação ao fluxo de referência

Fonte: elaboração própria

6.2.2. Energia elétrica da UTMB

A UTMB Ceilândia é classificada como uma grande consumidora de energia e pertence ao grupo A de consumo de tensão devido as suas características de consumo de alta tensão. A demanda contratada, ou seja, o montante da potência colocada à disposição do contratante pela distribuidora, é de 225 kW.

Quanto aos turnos de trabalho, a operação da usina deve respeitar o especificado na tabela 6.6 abaixo. É informado no contrato nº 26/2019, que mesmo que haja alterações o limite de horas trabalhadas por dia deve ser respeitado conforme mencionado em contrato.

Tabela 6.6: Turnos de trabalho UTMB Ceilândia

Turnos de trabalho	7:00 às 15:00
	15:00 às 22:00
	22:00 às 5:35

Fonte: DITEC/SLU

O total de horas trabalhadas por dia efetivo de trabalho é de 22h35, ou 22,58h. A quantidade de dias úteis de trabalho considerada é de 255/ano. Sendo assim, o consumo energético para a UTMB Ceilândia pode ser encontrado conforme os passos abaixo.

$$E_{\text{consumida}} = 225 \text{ kW} \times 22,58\text{h/dia} \times 255 \text{ dias/ano}$$

$$E_{\text{consumida}} = 1.295.527,5 \text{ kWh/ano}$$

$$E_{\text{consumida}} = 107.960,63 \text{ kWh/mês}$$

Consequente com o consumo de energia elétrica obteve-se o valor correspondente a emissão de CO₂ eq, conforme visto na tabela 6.7 a seguir.

Tabela 6.7: Emissão de CO₂ eq pelo consumo de energia elétrica pela UTMB Ceilândia

Emissão total (kg CO ₂ eq/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ eq/t resíduo)	Taxa de emissão (kg CO ₂ eq/t resíduo)
762.029,3	0,00471	4,71

Fonte: elaboração própria

Uma figura ilustrativa a respeito das emissões decorrentes do consumo de energia elétrica pode ser observada a seguir.

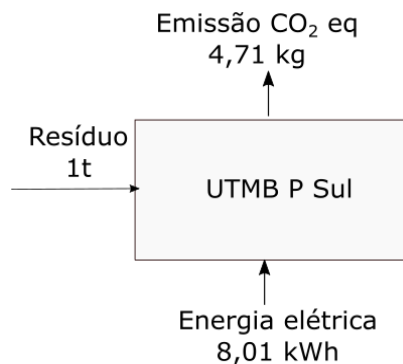


Figura 6-14: Emissão de CO₂ eq decorrente do consumo de energia elétrica no cenário 1 em relação ao fluxo de referência

Fonte: elaboração própria

A partir do valor de energia elétrica consumida pela UTMB Ceilândia foi possível encontrar o fator de consumo de energia por tonelada de resíduo tratado específico para a unidade, sendo de 8,01 kWh/t de RSU. Comparando o fator de consumo da UTMB Ceilândia com o de outras usinas de tratamento mecânico biológico da Europa, como o fator de consumo de energia médio de 15 kWh/t de RSU para usinas da Espanha (Montejo et al., 2013), é possível considerar que o consumo energético é econômico. Entretanto, não se pode afirmar que existe um uso eficiente de energia, a eficiência da usina deve ser analisada de forma global, considerando a eficiência na triagem e a qualidade do composto produzido. As especificações técnicas de cada um dos equipamentos contribuem com a eficiência da usina, nesse sentido equipamentos como os de iluminação, as esteiras, os *trommels*, o sistema de ventilação etc. afetam na conversão do fluxo de resíduos em recicláveis e composto e consomem energia. Dentro desse entendimento é necessário analisar os aspectos técnicos, operacionais e administrativos para que sejam propostas estratégias que otimizem a taxa de conversão do resíduo em composto e recicláveis bem como aumentem a eficiência do uso de energia elétrica, mesmo que isso implique em aumento do consumo de energia elétrica.

Além disso, é sabido que a escolha da matriz energética utilizada deve levar em consideração o seu custo-benefício, o que engloba também o custo ambiental. No caso da UTMB Ceilândia a escolha foi pelo uso de energia elétrica convencional, mas poderia ter sido adotada outra opção como por exemplo um sistema de produção de energia fotovoltaica ou o uso de biogás caso houvesse mudança no sistema de tratamento biológico. Dessa forma, sugere-se que seja feito um estudo de Avaliação Econômica de Projetos de Energia, essa metodologia permite uma fácil comparação entre diversas alternativas de empreendimentos energéticos, para a produção ou

economia de energia, e ainda permite a incorporação de riscos e custos ambientais na análise independentemente da vida útil do empreendimento considerado.

6.2.3. Combustível diesel na UTMB

O consumo de diesel devido a operação da UTMB Ceilândia é de 549.616,8 L/ano. A quantidade total de CO₂, CH₄ e N₂O emitido em decorrência de um ano de operação para gerenciamento dos resíduos está disposto na tabela 6.8. As taxas de emissão de dióxido de carbono por tonelada de resíduo estão dispostas na tabela 6.9.

Tabela 6.8: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel na UTMB Ceilândia

Tipo de poluente	Fator de emissão (kg poluente/L diesel)	Emissão (kg poluente/ano)	CO ₂ eq	Emissão de CO ₂ eq (kg/ano)
CO ₂	2,603	1.430.652,5	1	1.430.652,5
CH ₄	0,000216	118,7	28	3.324,1
NO ₂	0,0001083	59,5	265	15.773,7
Total				1.449.750,3

Fonte: elaboração própria

Tabela 6.9: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel na UTMB Ceilândia

Total CO ₂ eq (kg/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
1.449.750,3	0,00897	8,97

Fonte: elaboração própria

A taxa de emissão em relação ao fluxo de referência pode ser vista no esquema da figura 6-15 a seguir.

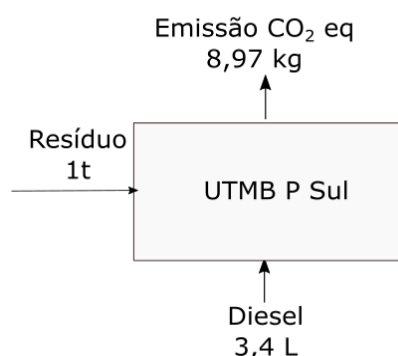


Figura 6-15: Emissões decorrentes do consumo de diesel na UTMB em relação ao fluxo de referência no cenário 1

Fonte: elaboração própria

6.2.4. Emissões da compostagem

6.2.4.1. Emissão de CH₄ na compostagem

As quantidades de carbono e metano emitidos se encontram na tabela 6.10 a seguir. Considerou-se que 53,55% da massa que adentra o sistema de compostagem foi parcialmente degradada, correspondendo a fração de resíduos degradáveis, conforme figura 5-4. São 20.567,6 toneladas de resíduo por ano parcialmente degradados e emitem um total de 8.958,8 kg de CH₄, os valores próprios por fração de resíduo pode ser vistos na tabela abaixo. A partir do valor de GWP₁₀₀ do metano, igual a 28, foi possível obter a quantidade total de CO₂ eq emitida pela compostagem durante um ano.

Tabela 6.10: Degradação de matéria orgânica no processo de compostagem

Medida	Resíduos alimentares	Resíduos de jardim	Papel
Fração de entrada da compostagem (%)	28,7%	12,3%	10,93%
Massa (t/ano)	11.282,5	4.835,4	4.449,8
Car (t de C)	113,9	223,2	250,6
CH ₄ (t/ano)	1,51	2,97	3,34
Resíduo(t/ano)	20.567,7		
CH ₄ (t/ano)	7,84		
CH ₄ (kg/ano)	7.835,4		
CO ₂ eq (kg/ano)	219.389,5		
Taxa de emissão em relação a fração orgânica (g CH ₄ /kg resíduo tratado)	0,38		

Fonte: elaboração própria

As maiores contribuições são das parcelas de resíduos de jardim e papéis, isso é explicado pela parcela carbono contida nelas. Considerando apenas a fração de resíduos degradáveis a taxa de emissão de CH₄ encontrada foi de 0,38 g CH₄ kg⁻¹ resíduo tratado. Contudo, considerando que a emissão é referente a todo o resíduo que adentra o sistema de compostagem, as 38.408,5 toneladas por ano, a taxa de emissão se dilui e cai para 0,204 g CH₄ kg⁻¹ de resíduo tratado. Ambos os valores estão dentro do intervalo admitido pelo IPCC (0,03 - 8 g CH₄ kg⁻¹ RSU), mas abaixo do valor de referência do IPCC (4 g CH₄ kg⁻¹ RSU). Caso o valor adotado fosse 4 g CH₄ kg⁻¹ de resíduo tratado para todo o resíduo que adentra o sistema o valor total de metano emitido seria 226.312,8 kg CH₄ ano⁻¹, que é quase 19,6 vezes maior do que o valor atual de 7.835,3 kg CH₄ ano⁻¹.

6.2.4.2. Emissão de NO₂ na compostagem

A emissão de óxido nitroso foi calculada com base no fluxo de resíduos degradados, considerando apenas as parcelas degradáveis e os resultados obtidos estão dispostos na tabela 6.11 a seguir.

Tabela 6.11: Emissão de N₂O decorrentes do processo de compostagem

Emissão de N ₂ O	
Quantidade de resíduo tratado (kg)	29.381.059,3
Fator de emissão (g N ₂ O/kg resíduo tratado)	0,24
Emissão de N ₂ O (g)	7.051.454,2
CO ₂ eq (g) – fator de emissão	265
Emissão de CO ₂ eq (kg/ano)	1.868.635,4
Taxa de emissão para a fração orgânica (g de CO ₂ eq /kg de resíduo tratado)	0,064

Fonte: elaboração própria

A figura 6.16 contendo as emissões de gases decorrentes do processo de compostagem em relação ao fluxo de referência pode ser vista a seguir.

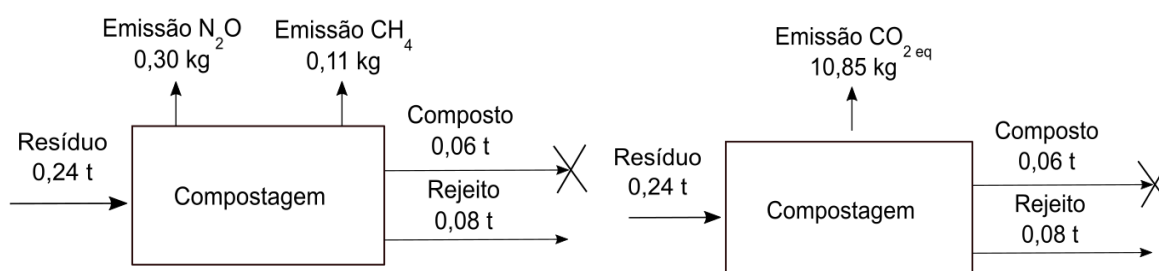


Figura 6-16: Emissões de N₂O e CH₄ no processo de compostagem em relação ao fluxo de referência e emissões de CO₂eq no processo de compostagem em relação ao fluxo de referência

Fonte: elaboração própria

6.2.5. Consumos de energia elétrica do aterro

Para o quantitativo de 129.117,0 toneladas por ano de resíduo aterrado, a contribuição do rejeito da UTMB Ceilândia, o consumo de energia elétrica calculado é de 191.997 kWh.ano⁻¹. A emissão total de CO₂ eq devido ao consumo de energia elétrica no aterro no cenário 1 é de 112.932,6 kg CO₂ eq/ano.

Tabela 6.12: Contribuição de parcelas de resíduos nas emissões decorrentes do consumo energético no aterro sanitário de Brasília

Contribuição	Total (t/ano)	Consumo energético (kWh.ano ⁻¹)	CO ₂ eq (kg/ano)
Rejeito UTMB Ceilândia	116.146,0	172.709,1	101.587,5

Fonte: elaboração própria

Com relação ao fluxo de referência, a taxa de emissão de CO₂ eq pode ser vista na figura 6-17.

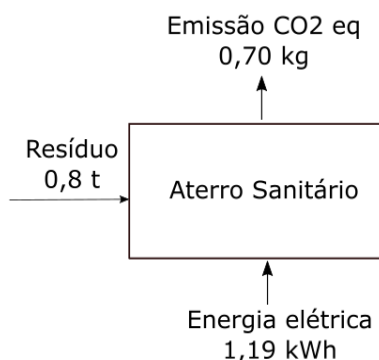


Figura 6-17: Emissões de CO₂ eq em decorrência do consumo de energia elétrica no aterro sanitário em relação ao fluxo de referência.

Fonte: elaboração própria

6.2.6. Combustível diesel no aterro

O consumo de diesel devido a operação do aterro é 36.281,9 L/ano. A quantidade total de CO₂, CH₄ e N₂O emitido em decorrência de um ano de operação para gerenciamento dos resíduos está disposto na tabela 6.13. As taxas de emissão de dióxido de carbono por tonelada de resíduo estão dispostas na tabela 6.14.

Tabela 6.13: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 1

Tipo de poluente	Fator de emissão (kg poluente/L diesel)	Emissão (kg poluente/ano)	CO ₂ eq	Emissão de CO ₂ eq (kg/ano)
CO ₂	2,603	94.441,7	1	94.441,7
CH ₄	0,000216	7,837	28	219,4
NO ₂	0,0001083	3,929	265	1.041,3
Total				95.702,5

Fonte: elaboração própria

Tabela 6.14: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 1

Total CO ₂ eq (kg/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
95.702,5	0,00074	0,74

Fonte: elaboração própria

Com relação ao fluxo de referência do cenário 1, a taxa de emissão de CO₂ eq decorrente do consumo de diesel no aterro sanitário pode ser vista na figura 6.18 a seguir.

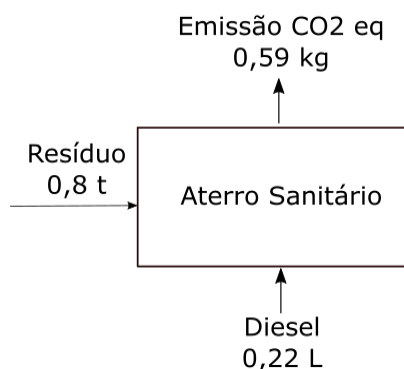


Figura 6-18: Emissões de CO₂ eq em decorrência do consumo de diesel no aterro sanitário em relação ao fluxo de referência.

Fonte: elaboração própria

6.2.7. Disposição final

No cenário 1 são aterradas 129.117,0 toneladas por ano de rejeito advindos da UTMB Ceilândia, com a composição gravimétrica informada na seção 5.3.1.1. O total de metano liberado ao longo de cem anos é de 2.397 toneladas. As emissões anuais de CO₂ eq liberadas a cada ano podem ser vistas na tabela 1 do anexo E e no gráfico que demonstra o decaimento das emissões com o tempo que está disposto abaixo.

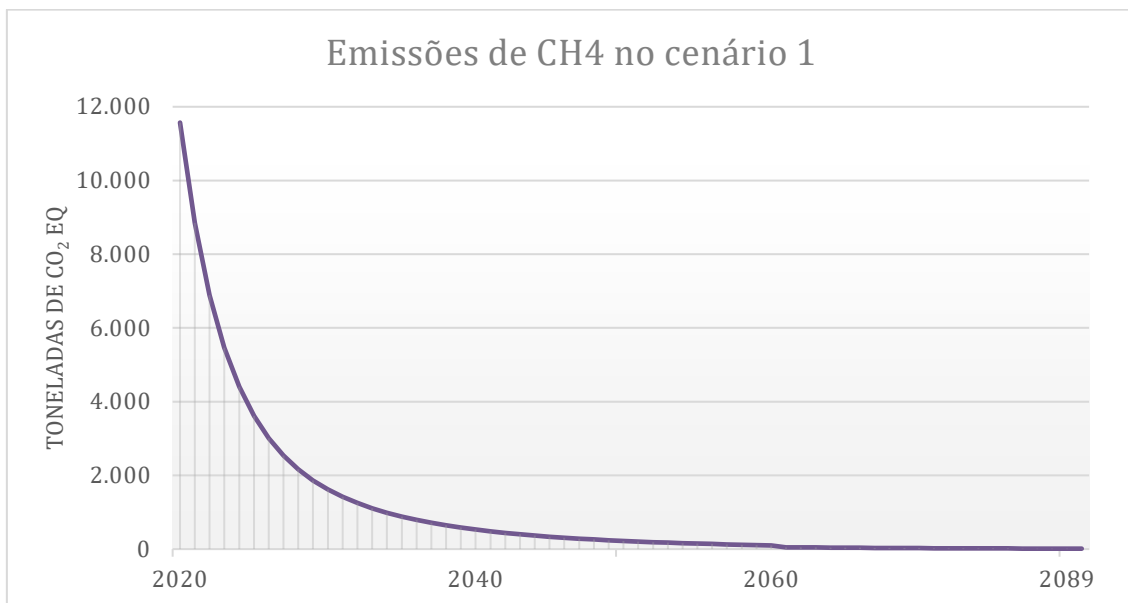


Figura 6-19: Emissões de CO₂ para a disposição final no cenário 1

Fonte: elaboração própria

A taxa de emissão de metano no aterro é de 25,89 m³ t⁻¹ de resíduo aterrado, sendo liberadas cerca de 18,56 g CH₄ kg⁻¹ de resíduo. Os resultados em termos de dióxido de carbono equivalente podem ser vistos na tabela 6.15 a seguir.

Tabela 6.15: Taxa de emissão de CO₂ eq para a disposição final do rejeito da UTMB Ceilândia

Total CO ₂ eq (t/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
67.115	0,52	519,8

Fonte: elaboração própria

Um esquema que demonstra a taxa de emissão de CO₂ equivalente em relação ao fluxo de referência do cenário 1 está disposto abaixo.

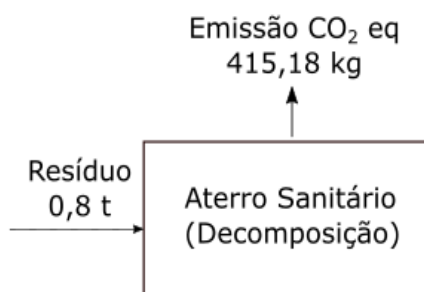


Figura 6-20: Emissões de CO₂ equivalente decorrente do processo de decomposição dos resíduos na disposição final em relação ao fluxo de referência para o cenário 1

Fonte: elaboração própria

Um dos parâmetros que mais afetou a geração de metano devido à disposição final foi o fator COD_f , que aumenta conforme a temperatura nos aterros, entretanto não está claro até que ponto a temperatura afeta a decomposição de COD na zona de degradação anaeróbica do aterro (IPCC, 2006). Para melhores resultados quanto a emissão de metano por aterros brasileiros é recomendado que o modelo de primeira ordem seja calibrado por dados experimentais (em escala real ou piloto) para que os parâmetros de biodegradabilidade sejam mais realistas (Maciel & Jucá, 2011).

6.2.8. Incineração do lodo residual de chorume

Os resultados obtidos para a emissão decorrente da incineração de lodo residual de chorume estão dispostos na tabela 6.16 a seguir. São emitidos 156.616,75 kg de CO_2 eq por ano referente a incineração do lodo residual da estação de tratamento de chorume. Em relação ao fluxo de referências a taxa de emissão de CO_2 eq está disposta na figura 6-21 a seguir.

Tabela 6.16: Taxa de emissão de CO_2 para incineração da lama de chorume no cenário 1

Origem do lodo	CO_2 (t/ano)	N_2O (t/ano)	Total CO_2 eq (t/ ano)	Taxa de emissão (t CO_2 /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO_2 /t RSU)
Rejeito UTMB Ceilândia	26,47	0,50	159,23	0,00123	1,23

Fonte: elaboração própria

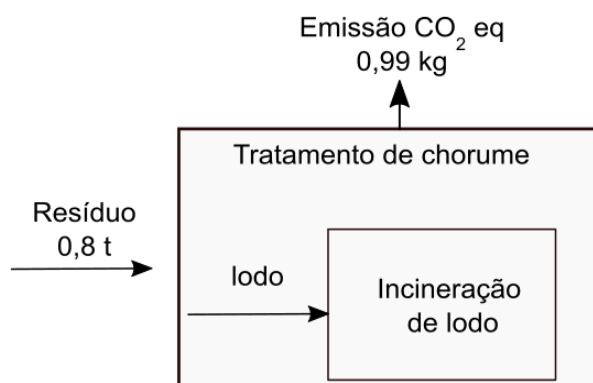


Figura 6-21: Emissões de CO_2 eq decorrentes da incineração de lodo residual da estação de tratamento de chorume para o cenário 1

Fonte: elaboração própria

6.3. BALANÇO DOS CENÁRIOS

As entradas e saídas dos sistemas analisadas, estimadas em relação a unidade funcional (1 t de resíduos gerenciada), durante a construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) são

relacionadas na tabela 6.17 a seguir. O memorial de cálculo com os consumos e emissões do cenário 2 consta no Anexo D.

Tabela 6.17: Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSD em cada cenário

ETAPA	Cenário 1	Cenário 2
Entradas		
<i>Energia</i>		
Eletricidade (kWh)	8,81	1,49
Diesel (L)	6,33	3,01
Saídas		
<i>Emissões atmosféricas</i>		
Dióxido de carbono (CO ₂) fóssil (kg)	21,98	8,92
Metano (CH ₄) (kg)	14,88	20,97
Óxido nitroso (N ₂ O) (g)	47,40	4,2
Material recuperado		
Materiais recicláveis (kg)	43,9	-
Composto orgânico (kg)	57,1	-

Fonte: elaboração própria

6.4. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

Quadros resumo das emissões de CO₂ eq dos cenários 1 e 2 estão dispostos nas tabelas 6.18 e 6.19. Fluxogramas contendo as emissões em relação ao fluxo de referência de cada um dos cenários estão dispostas nas figuras 6-22 e 6-23.

As emissões de GEE do cenário 1 (um) se concentram bastante na etapa de decomposição de resíduos e grande parte dessas emissões seria evitada caso houvesse uma maior eficiência na triagem de resíduos orgânicos. A baixa eficiência na triagem de resíduos chama atenção no sistema da UTMB Ceilândia, onde apenas 53,55% dos resíduos que é compostada é realmente degradável e uma parcela considerável de resíduos orgânicos não é retida pelo sistema e é depositada no aterro sanitário sem passar por tratamento algum. A composição dos resíduos afeta diretamente as etapas posteriores, tanto em quantidade como em qualidade, portanto é recomendado que haja um upgrade nas eficiências de recuperação de materiais orgânicos através do amento da automação dos serviços.

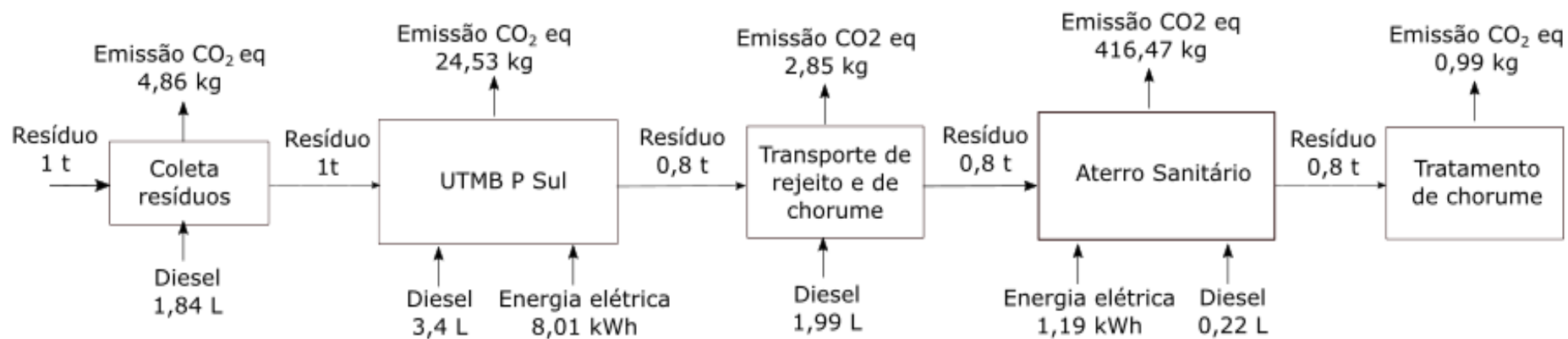


Figura 6-22: Emissões do cenário 1 em relação ao fluxo de referência
Fonte: elaboração própria

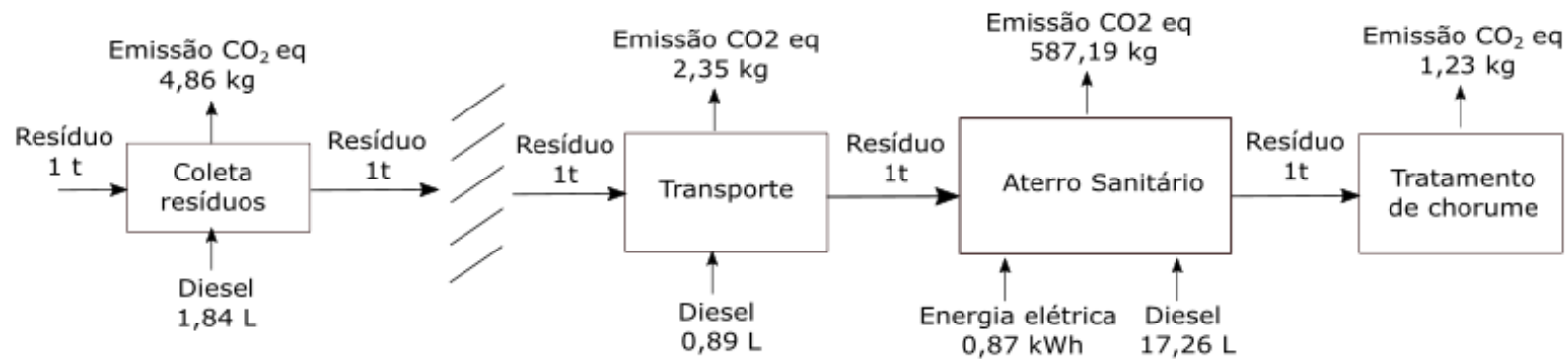


Figura 6-23: Emissões do cenário 2 em relação ao fluxo de referência
Fonte: elaboração própria

Tabela 6.18: Inventário do cenário 1

ETAPA	Sub etapas	Entradas	Taxa de emissão (kg CO ₂ eq/t de RSU)	Emissão total (kg CO ₂ eq/ano)	Emissão total de CO ₂ eq (kg/ano)	Emissão total (%)	Emissão total de CO ₂ eq (%)
TRANSPORTE	Coleta convencional - caminhão compactador	297.547 L de diesel/ano	4,86	784.854	1.153.269	1,08	1,59
	Transporte da UTMB Ceilândia ao ASB - caminhão carreta	115.043 L de diesel/ano	2,35	303.455		0,42	
	Transporte de chorume - caminhão tanque	24.627 L de diesel/ano	---	64.960		0,09	
UTMB CEILÂNDIA	Consumo de energia elétrica	1.295.527 kWh/ano	4,71	762.029	3.793.267	1,05	5,46
	Consumo de diesel para operação	549.617 L/ano	8,97	1.449.750		2,00	
	Compostagem	20.568 t de orgânicos/ano	41,18	1.581.488		2,42	
ATERRO SANITÁRIO	Consumo de energia elétrica	129.117 kWh/ano	0,87	112.933	67.323.764	0,16	92,73
	Consumo de diesel	36.282 L/ano	0,74	95.702		0,13	
	Decomposição de resíduos	129.117,02 t de rejeito	519,80	67.115.129		92,44	
TRATAMENTO DE CHORUME	Incinerção de lodo residual	129.117,02 t de rejeito	1,23	159.227,11	159227,1	0,22	0,22

Fonte: elaboração própria

Tabela 6.19: Inventário do cenário 2

ETAPA	Sub etapa	Entradas	Taxa de emissão (kg CO2 eq/t de RSU)	Emissão total (kg CO2 eq/ano)	Emissão total de CO2eq (kg/ano)	Emissão total (%)	Emissão total de CO2 (%)
TRANSPORTE	Coleta convencional - caminhão compactador	297.547 L de diesel/ano	4,86	784.854	1.164.774	0,79	1,17
	Transporte do rejeito da UTMB Ceilândia - caminhão carreta	144.032 L de diesel/ano	2,35	379.920		0,38	
ATERRO SANITÁRIO	Consumo de energia	240.344 kWh/ano	0,87	141.370	98.050.659	0,14	98,83
	Consumo de diesel	45.424 L de diesel/ano	17,26	2.789.402		2,81	
	Decomposição de resíduos	161.652 t de resíduos	587,19	94.920.538		95,67	
	Incineração de lama de chorume	161.652 t de resíduos	1,23	199.349		0,20	

Fonte: elaboração própria

As emissões do cenário 2 estão altamente concentradas nas emissões decorrentes da decomposição dos resíduos, mesmo considerando que o sistema possui um sistema de captura e queima do biogás. A dimensão dessas emissões ressalta a importância de um sistema de tratamento dos resíduos orgânicos, seja ele aeróbico ou anaeróbico. Entretanto, deve ser levado em consideração que a composição gravimétrica para a entrada do processo de disposição final no cenário 2 possuiu um detalhamento maior. Destaca-se aqui as frações de tecidos, madeira e borracha, que apesar de serem pequenas possuem quantidades de carbono orgânico degradável consideráveis. Somadas as contribuições dessas frações resultaram em 12% das emissões do cenário base. Ocorre que para o cenário atual a composição gravimétrica da saída da UTMB Ceilândia não possuiu tamanho detalhamento e as contribuições das frações de tecido e madeira foram desconsideradas. Essa mudança no detalhamento da composição gravimétrica explica parte da diferença nas emissões decorrentes da disposição final nos dois cenários, maior do que o esperado ao considerar a quantidade de material orgânico que adentrou a compostagem.

A respeito das emissões do transporte de resíduos, seus valores não são tão expressivos dentro dos cenários propostos pois as regiões administrativas estão relativamente próximas a UTMB Ceilândia e a UTMB Ceilândia é relativamente próxima ao aterro sanitário. Além disso, a maior distância, que é a distância entre a UTMB Ceilândia e o ASB, é percorrida em um veículo mais econômico.

Ressalvas devem ser feitas a respeito do inventário realizado no que diz respeito ao sistema de tratamento de chorume pois se trata de uma especulação sobre o tipo de sistema adotado. No ano de 2018 todo o chorume do SLU era enviado a estação de tratamento de esgotos ETE Melchior, que decidiu romper contrato com o SLU devido à alta concentração de contaminantes do chorume. Em 2019 o ASB apresentou uma série de problemas no que diz respeito ao sistema de captação de chorume sendo necessária a construção de uma série de grandes reservatórios. Nesse mesmo ano diversos métodos de tratamento foram testados e usados, mas por fim o contrato fechado sobre o tratamento acabou especificando apenas sobre a qualidade do chorume tratado, sem qualquer outra exigência sobre a tecnologia utilizada.

Um das possibilidades para o composto orgânico produzido é seu uso como solo para camada de cobertura do ASB. Para uma configuração de camada de cobertura que inclui composto orgânico estudos sugerem que o fator de oxidação é tão maior que pode haver uma emissão de biogás até 10 vezes menor (Maciel & Jucá, 2011). Um estudo feito por Maciel e Jucá (2011)

sugere que a camada de cobertura das células seja composta por uma camada “metanotrófica” mesclada por uma fina camada de solo compactado e uma segunda camada composta por 75% de solo e 25% de composto. Essa alternativa provocou uma maior oxidação de CH₄ na camada de cobertura por consequência das características físicas e biológicas. Quanto as características físicas existe um favorecimento da percolação do biogás e quanto as características biológicas existe o beneficiamento das bactérias metanotróficas (Maciel & Jucá, 2011). Ainda, a presença de matéria orgânica facilita o crescimento da vegetação que providencia nutrientes para os microrganismos e facilita a entrada de O₂. O estudo mais aprofundado dessa alternativa para o ASB pode colaborar para um fator de oxidação maior que o valor considerado neste estudo, de 0,1.

A diferença absoluta nas emissões de CO₂ eq do cenário 2 para o cenário 1 é de 26.945,13 toneladas por ano. Isso quer dizer que a implementação da UTMB Ceilândia é responsável por esse benefício. Considerando o cenário 2 como o cenário base é possível considerar que as emissões do cenário 1, que inclui a UTMB Ceilândia, são 27,2% menores, conforme visto no gráfico disposto na figura 6-24 a seguir.

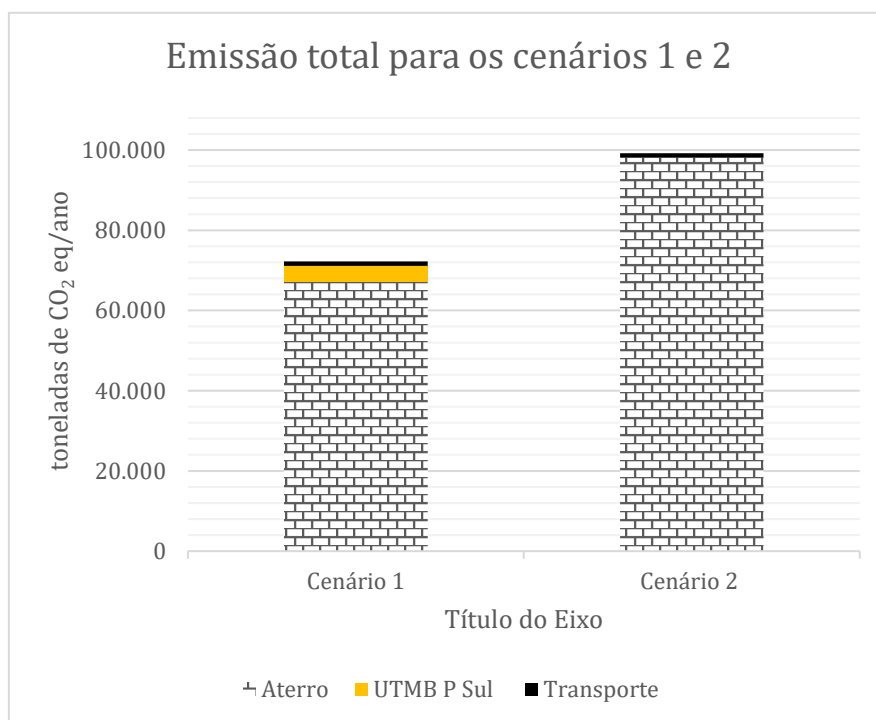


Figura 6-24: Emissões dos dois cenários
Fonte: elaboração própria

Buscando normalizar os resultados foram utilizados dados do Inventário de Emissões do DF, em que consta que 7.739,83 GgCO₂ eq foram emitidos no ano de 2012 no Distrito Federal. Esse valor foi usado como referência para comparar os valores de emissão dos cenários 1 e 2 para dimensionar a grandeza dessas emissões. Considerando que o cenário 1 contribuiu para a emissões em 2012, sua contribuição foi 0,9% do total. Caso o cenário 2 estivesse em operação esse valor corresponderia a 1,28% das emissões totais do Distrito Federal.

4.1.2. Contribuição per capita

Observando as populações de Taguatinga, Ceilândia e Águas Claras, que são de 205.670, 432.297 e 161.184 pessoas, respectivamente, a população total para a área coberta pelos cenários é de 799.781 habitantes (CODEPLAN, 2019). Sabendo disso, a emissão per capita decorrente do descarte de resíduos para o cenário 1 é de 90,36 kg CO₂ eq.ano⁻¹. Caso o sistema da UTMB Ceilândia não existisse a emissão per capita seria a do cenário 2, de 124,05 kg CO₂ eq.ano⁻¹. Uma demonstração gráfica da diferença per capita das emissões está disposta na figura 6.25 a seguir.

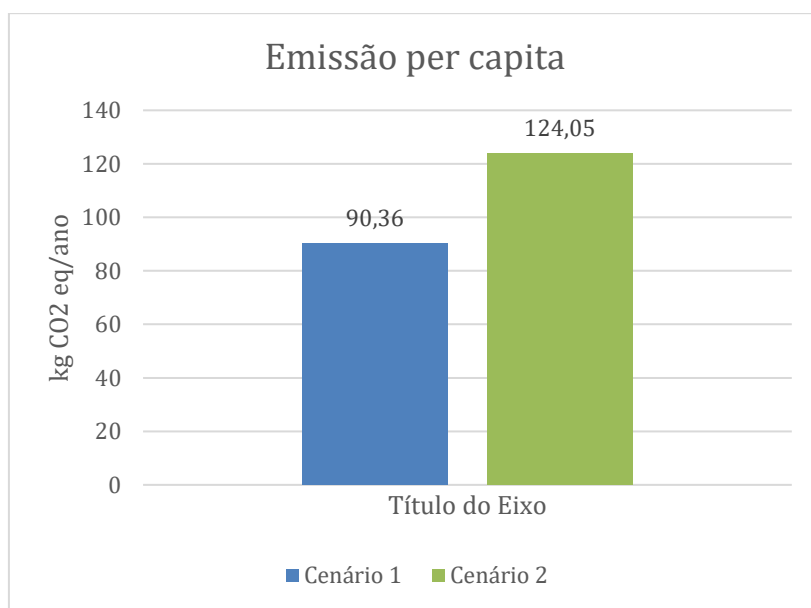


Figura 6-25: Emissão per capita com o cenário 1 (um) e 2 (dois)

Fonte: elaboração própria

Para se ter uma estimativa da grandiosidade desse valor, 1,04 kg CO₂ eq/hab./ano é a emissão média do brasileiro devido a sua nutrição (IGES et al., 2019). A emissão per capita em decorrência do consumo de energia no Brasil é de 230 kg CO₂ eq/hab./ano (IGES et al., 2019). A emissão per capita devido a infraestrutura habitacional e fornecimento de serviços públicos,

como por exemplo, construção, manutenção, uso de energia e uso de água é de 470 kg CO₂ eq /hab./ano (IGES et al., 2019). A emissão per capita devido a mobilidade no Brasil é de 480 kg CO₂ eq/hab./ano (IGES et al., 2019). As emissões em mobilidade para o DF são de 1.326 kg CO₂-eq/hab./ano (Arrais et al., 2020). A média de emissão dos brasileiros é de 2,8 t CO₂ eq/hab./ano (IGES et al., 2019).

6.5. INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

6.5.1. Análise de sensibilidade

Devido as emissões se concentrarem na etapa de disposição final dos cenários investigados a análise de sensibilidade se aplicou unicamente nessa etapa. O modelo de cálculo para a emissão de metano decorrentes da disposição final inclui oito (8) parâmetros que se ajustam de acordo as condições ambientais e tecnológicas do país de origem.

Para averiguar como as mudanças nos ajustes dos parâmetros de geração de CH₄ decorrentes da disposição final podem afetar os resultados foi feita uma comparação entre o modelo ajustado com valores default dos parâmetros apresentados no Anexo B e um modelo ajustado de acordo com a calibração e verificação de aderência obtida por um estudo brasileiro. O ajuste considerou que a oxidação na camada de cobertura é de 0,2, que as constantes de decaimento são iguais a 1/5 do valor máximo e que o COD_f é igual ao valor máximo de 0,98, sendo estes os parâmetros obtidos pela calibração do modelo realizada para um aterro em Recife (Maciel & Jucá, 2011). Os resultados podem ser vistos no gráfico da figura 6-14 a seguir onde são comparados os resultados obtidos com e sem ajuste. O valor de COD_f é o que mais traz mudanças pois supõe a uma maior conversão do COD em dióxido de carbono e metano. Se esse ajuste vale para o cenário 1 o total emitido é de 85.890 toneladas de CO₂ eq, valor aproximadamente 28% maior que o total obtido sem os ajustes, o que indicaria um aterro bastante produtivo. Além da mudança no valor absoluto, as emissões seguem por um intervalo de tempo maior.

Parâmetro	Considerado	(Maciel & Jucá, 2011).
OX _t – oxidação da camada de cobertura	0,1	0,2
K _j – constantes de decaimento específicas para cada fração de resíduo	default	1/5 máx

CODj – carbono orgânico degradável que pode se decompor	0,745	0,98
TOTAL (t CO2 eq/ano)	67.115	85.890

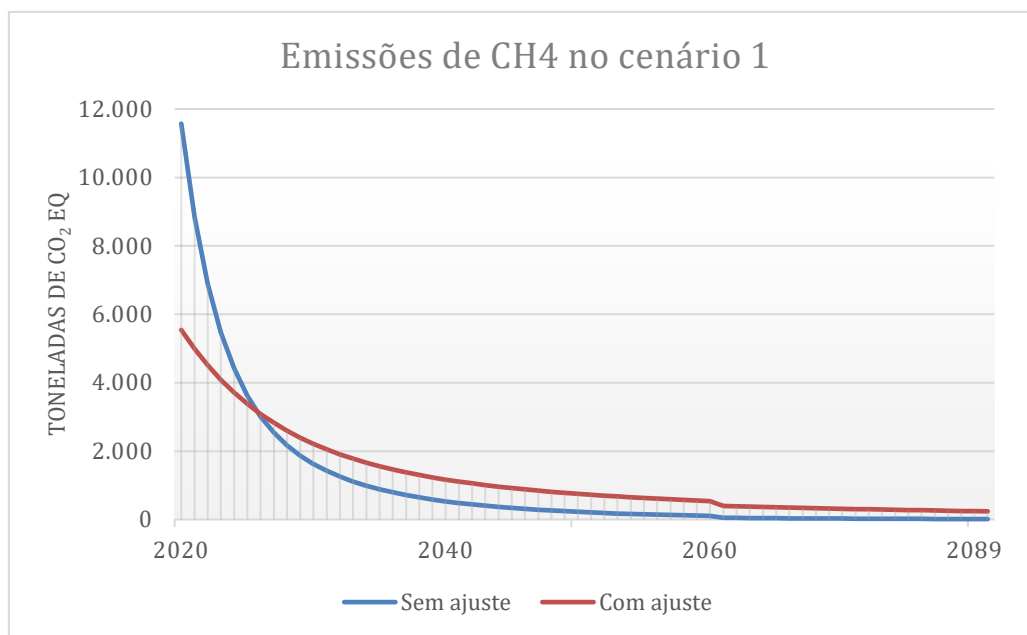


Figura 6-26: Emissão total de CH₄ em unidades de CO₂ eq pelo aterro com e sem ajuste – Cenário 1

Fonte: elaboração própria

Outro argumento que aponta para uma maior emissão de metano é a concentração de metano no biogás, para os resultados contabilizados aqui foi considerado o valor default do IPCC de 50%, entretanto uma análise realizada no aterro sanitário de Betim-MG que revelou um teor de metano de 64% (Leme, 2010) e o estudo de Maciel e Jucá (2011) registrou uma concentração média de 55%. Sabe-se que a concentração de metano no gás pode variar com o tempo e a composição do resíduo, mas é possível que haja uma maior concentração de metano no biogás produzido em aterros brasileiros de clima tropical, o que resulta em maiores emissões de GEE.

Ainda, alguns especialistas foram consultados para avaliar a adoção de parâmetros no modelo e foi informado que a eficiência na captura do metano pelos sistemas de captação pode ser bem menor que adotada no presente estudo. Os valores sugeridos variaram entre 15 e 35% para a parcela de metano captura e queimada. O valor utilizado no presente estudo foi de 56,7%.

Tabela 6.20: Resultado das alterações dos parâmetros no resultados final

PARÂMETROS	Valores		
	Considerado	Suposto 1	Suposto 2
F - Concentração de metano no biogás	0,5	0,55	0,64
<u>Resultados</u>	67.115	73.827	85.907
Oxt – fator de oxidação da camada de cobertura	0,1	0,2	-
<u>Resultados</u>	67.115	59.658	-
f - fração capturada e queimada	0,567	0,15	0,35
<u>Resultados</u>	67.115	131.750	100.750

Fonte: elaboração própria

Destaca-se aqui o aumento no parâmetro de oxidação da camada de cobertura foi o único capaz de provocar uma diminuição no valor total de emissão, correspondendo a 11,11% a menos. A diminuição da capacidade do sistema de captura e queima do biogás foi o que ocasionou o maior aumento no resultado total de emissão, correspondendo a um aumento de 96,3% das emissões.

Essas alterações nos parâmetros ressaltam a importância de estudos mais específicos para o cenário nacional quanto a contabilização das emissões de GEE com a finalidade de mitigação.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A UTMB Ceilândia traz um enorme benefício ambiental no que diz respeito a emissão de GEE, contribuindo para que o Brasil alcance suas metas estabelecidas pelo Acordo de Paris. O benefício foi calculado em 26.945,1 toneladas de CO₂ eq por ano, o que equivale a diferença entre o cenário atual e o cenário que considera a não existência da UTMB Ceilândia. O cenário atual apresenta valores de emissão 27,2% menores em relação ao cenário que não considera a existência da UTMB Ceilândia. A vantagem que a UTMB Ceilândia acarreta nesse sentido é principalmente devido à redução de matéria orgânica no Aterro Sanitário de Brasília. A dimensão da economia nas emissões de GEE ressalta a importância de um sistema de tratamento dos resíduos orgânicos, seja ele aeróbico ou anaeróbico.

Considerando os dados do Inventário de Emissões do Distrito Federal para o ano de 2012, a contribuição do cenário 1, que inclui a UTMB Ceilândia, foi 0,9% do total. Caso não existisse a UTMB Ceilândia e o cenário 2 estivesse em operação o valor correspondente seria de 1,28% das emissões totais do DF.

A localização da UTMB Ceilândia está otimizada em termos de logística de transporte de resíduos. Devido à proximidade das Regiões Administrativas contribuintes com a UTMB Ceilândia as contribuições de GEE decorrentes da queima de combustível fóssil nos transportes não apresentou valores expressivos, correspondendo a 1,59% do total de CO₂ eq emitido pelo sistema.

A baixa eficiência na triagem de resíduos orgânicos chama atenção no sistema da UTMB Ceilândia, onde apenas 23,76% dos resíduos que adentram o sistema passam pelo processo de compostagem e desses, pela análise das composições gravimétricas, apenas 53,55% é realmente degradável. Apesar de 47,71% dos resíduos que adentram o sistema UTMB Ceilândia serem orgânicos e passíveis de compostagem, apenas 12,64% é realmente compostada, ou seja, uma parcela considerável de resíduos orgânicos que adentram a UTMB Ceilândia não é retida pelo sistema e é depositada no aterro sanitário sem receber tratamento algum.

Além disso, a usina não faz o uso de formas de neutralização de odores e controle da ventilação, o que causa um ambiente insalubre para os operadores da usina. O cheiro é forte e nauseante, trazendo desconforto e até mesmo dores de cabeça para os visitantes do local. A não

quantificação da área de evasão do cheiro emitido pela UTMB Ceilândia e de propostas para a sua minimização é uma limitação importante do estudo e uma sugestão para estudos futuros.

Quanto ao consumo energético, a UTMB Ceilândia pode ser considerada econômica por possuir um fator de consumo de 8,01 kWh/t de RSU, contudo, a eficiência na triagem é tão baixa que não é possível afirmar que o uso de recursos é eficiente. A maior automação dos processos pode ser uma opção viável para uma maior eficiência da usina, onde uma maior fração de resíduos orgânicos aptos a se degradar possam adentrar o sistema de compostagem. Devido a isso, é fortemente sugerido um estudo quanto a melhoria da eficiência nas peneiras rotativas e a implementação de coleta seletiva de orgânicos.

Quanto ao processo de compostagem, são 20.567,6 toneladas de resíduo por ano parcialmente degradados e que emitem 2,42% das emissões do sistema. Apesar de ser um valor relevante para a contabilização das emissões do cenário, essas emissões são muito menores do que ocorreria caso esses resíduos fossem dispostos diretamente no aterro sanitário.

Mesmo com a inclusão do sistema UTMB Ceilândia, 92,73% das emissões ficaram concentradas na disposição final. Quanto aos parâmetros analisados que influenciam a contagem das emissões na disposição final, destaca-se o parâmetro de oxidação da camada de cobertura, este foi o único capaz de provocar diminuição no valor total de emissão. Nesse contexto, como uma forma de contribuir para a mitigação das emissões do setor sugere-se o desenvolvimento de um estudo sobre a possibilidade do uso do composto orgânico como material de cobertura no Aterro Sanitário de Brasília visto que diversos estudos sugerem que a capacidade de oxidação do metano pela camada superior das células aumenta consideravelmente quando combinada ao composto e isso poderia implicar em uma contribuição ainda maior para a redução das emissões de GEE por parte da UTMB Ceilândia.

Um outro parâmetro importante para a contabilização das emissões na disposição final foi a capacidade do sistema de captura e queima do biogás no aterro sanitário, quando alterado o valor desse parâmetro as emissões aumentaram em até 96,3%. Essas alterações nos parâmetros ressaltam a importância de estudos mais específicos para o cenário nacional quanto a contabilização das emissões de GEE com a finalidade de mitigação.

Deve ser levado em consideração que a composição gravimétrica utilizada para analisar o processo de disposição final no cenário 2 possuiu um detalhamento maior, o que afetou

diretamente na contabilização das emissões. Destaca-se aqui as frações de tecido, madeira e borracha, que apesar de serem pequenas possuem quantidades de carbono orgânico degradável consideráveis. Somadas as contribuições dessas frações resultaram em 12% das emissões do cenário 2. As emissões dessas frações para o cenário 1, incluindo a degradação na compostagem e a disposição final, não contabilizou a contribuição dessas frações, sendo consideradas na categoria “outros”. Uma sugestão de estudo futuro é um maior detalhamento da composição gravimétrica que adentra o processo de compostagem para a quantificação correta das emissões provenientes de todas as frações de resíduos.

A construção de inventários de emissões contribui para a identificação dos principais pontos de emissão de um sistema e pode servir como suporte para análises estratégicas. A avaliação de ciclo de vida pode direcionar esforços e recursos que contribuirão para a mitigação das emissões. A implementação de Usinas de Tratamento Mecânico Biológico contribuem com o Desenvolvimento Sustentável das cidades, ajudando a torná-las mais inclusivas e sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT NBR 10004. (2004). *NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação* (Vol. 18, Issue 97).
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- ABNT NBR 13463. (1995). *NBR 13463: Coleta de resíduos sólidos*.
- NBR 13591: Compostagem, Abnt 4 (1996).
- ABNT NBR 14040. (2014). *ISO 14040:2006 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Principios e estrutura*.
- ABNT NBR 14044. (2014). *ABNT NBR ISO 14044 :2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações*. www.abnt.org.br
- ABNT NBR 8419. (1992). NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitário de resíduos sólidos urbanos. In *Abnt*.
- ABRELPE. (2017). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017*.
- ambconsult. (n.d.). *Estação de Transbordo Ponte Pequena - São Paulo, SP*.
<http://ambconsult.com.br/portfolio/estacao-de-transbordo-ponte-pequena-sao-paulo-sp/>
- Araujo, L. E. E. de. (2017). *Introdução à avaliação e expressão de incerteza em medições*. UNICAMP.
- Arrais, C. de S. M., Silva, V. A., & Pineda, F. J. C. (2020). *Estimativa da contribuição da mobilidade urbana no Distrito Federal para o aquecimento global em 2016*. Universidade de Brasília.
- Azenha, F. (2017). *Média do Scania 113H*. Publicado Pelo Canal Do Fernando Azenha.
<https://www.youtube.com/watch?v=ipmPe7HAZhw>
- Bagchi, A. (2004). *Desing of Landfills and Integrated Solid Waste Management*.
- Baumann, H., & Tillman, A. (2004a). Goal and scope definition. In *The Hitch Hiker's Guide to LCA* (p. 544). Studentlitteratur.
- Baumann, H., & Tillman, A. (2004b). Life cycle impact assessment. In Studentlitteratur (Ed.), *The Hitch Hiker's Guide to LCA*.
- Boldrin, A., Neidel, T. L., Damgaard, A., Bhandar, G. S., Møller, J., & Christensen, T. H. (2011). Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic

- municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management*, 31(4), 619–630.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.025>
- Borba, P. F. de S., Martins, E. M., Correa, S. M., & Ritter, E. (2018). Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(1), 101–111. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018167438>
- Brasil; (2013). INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR VEÍCULOS AUTOMOTORES RODOVIÁRIOS. In *Dk* (Vol. 53, Issue 9).
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- BRASIL. (2007). *Lei 11.445*.
- BRASIL. (2009). *Lei 12.187*. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm
- BRASIL. (2010). Lei nº 12.305. In *Diário Oficial da União* (Vol. 147, Issue 2 de agosto de 2010). https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm
- BRASIL. (2020). *Lei 14.026*. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art7
- Declaração Conjunta Brasil-Alemanha sobre Mudança do Clima, 49 (2015).
<http://www.ti.com/lit/ds/symlink/cc2538.html>
- Brazil. (2016). *Intended Nationally Determined Contribution towards achieving the objective of the UNFCCC*.
http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL_iNDC_portugues.pdf
- Bulkhandling Systems. (n.d.). *Trommel screen MSW*.
<https://www.bulkhandlingsystems.com/comparisons/debris-roll-screen-vs-trommel-screen/trommel-screen-msw/>
- Campolongo, F., Saltelli, A., & Cariboni, J. (2011). From screening to quantitative sensitivity analysis. A unified approach. *Computer Physics Communications*, 182(4), 978–988.
<https://doi.org/10.1016/j.cpc.2010.12.039>
- Campos, H. K. T. (2012). *Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil*. 171–180.

- CDM; UNFCCC. (2006). *CLEAN DEVELOPMENT MECHANISM PROJECT DESIGN DOCUMENT FORM (CDM-SSC-PDD) Version 03 - in effect as of: 22 December 2006*. 1–57.
- CEMPRE. (2018). Lixo Municipal - Manual de gerenciamento integrado. In *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. http://cempre.org.br/upload/Lixo_Municipal_2018.pdf
- CETESB. (2018). *Dados de fatores de emissão veicular*. <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2019/05/Fator-de-Emissao-2018.xlsx>
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, *34*(12), 2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- CODEPLAN. (2019). *PDAD Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios 2018*. *53*(9), 1689–1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Ecoinvent. (2010). *Implementation of life cycle impact assessment methods*. 3. https://www.ecoinvent.org/files/201007_hischier_weidema_implementation_of_lcia_methods.pdf
- Ecoverse, & Doppstadt. (n.d.). *SM 617 Plus Trommel Screen*. <https://www.ecoverse.net/sm-617-plus/>
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, *27*(8), 989–996. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015>
- Elk, A. G. H. P. van. (2007). Redução de emissões na disposição final. *Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Aplicado a Resíduos Sólidos*, 43.
- Evangelisti, S., Tagliaferri, C., Clift, R., Lettieri, P., Taylor, R., & Chapman, C. (2015). Life cycle assessment of conventional and two-stage advanced energy-from-waste technologies for municipal solid waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, *100*(March), 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.062>
- GDF. (2018). *PDGIRS – Plano Distrital De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos*. 3, 797. <http://www.sinesp.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2018/03/PDGIRS.pdf>

- Contrato de prestação de serviços n° 26/2019*, 1 (2019) (testimony of GDF, SLU, & Valor Ambiental LTDA).
- Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., Ii, R., & Christensen, T. H. (2010). Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. *Waste Management*, 30(12), 2636–2648. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004>
- Globoplay. (2019). *Vizinhos da usina do P. Sul, em Ceilândia, reclamam do mau cheiro*. Globoplay. <https://globoplay.globo.com/v/7556229/>
- Greendelta. (2017). LCIA methods: Impact assessment methods in life cycle assessment and their impact categories. Version 1.5.6. *Green Delta, February 2014*, 1–23.
- Grisa, D. C., & Capanema, L. (2018). Resíduos Sólidos Urbanos Municipal Solid Waste. In *Visão 2035: Brasil, país desenvolvido : agendas setoriais para alcance da meta* (pp. 415–438). https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16284/1/PRCapLiv214209_residuos_solidos_compl_P.pdf
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. I. (2018). Life Cycle Assessment. In *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_6
- Herbets, A. R., Coelho, C. R. de A., Miletto, L. C., & Mendonça, M. M. de. (2005). *Compostagem de Resíduos sólidos orgânicos aspectos biotecnológicos*. April.
- IBAM. (2001). *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. □□□□ □□□□□, 43.
- IBGE. (2008). *Pesquisa Nacional de Saneamento 2008*.
- IBGE. (2017). *Caderno Temático : Cidades Sustentáveis*.
- Idec;, MMA;, & MEC; (2005). *Consumo sustentável: Manual de Educação*.
- IGES, Aalto University, & D-mat ltd. (2019). 1.5-Degree Lifestyles: Targets and options for reducing lifestyle carbon footprints. Technical Report. In *Note: Add Full Reference*.
- Ikhlayel, M., Higano, Y., Yabar, H., & Mizunoya, T. (2016). Introducing an Integrated Municipal Solid Waste Management System: Assessment in Jordan. *Journal of Sustainable Development*, 9(2), 43. <https://doi.org/10.5539/jsd.v9n2p43>

- IPCC. (2006). General Guidance and Reporting. In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (pp. 1–12).
- IPCC. (2015). Climate change 2014 - Synthesis Report. In *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Vol. 9781107025). <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>
- Ipea. (2012). Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. In *Relatório de Pesquisa*.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Woerden, F. Van. (2020). What a waste 2.0. In *World Bank Group*. World Bank Group.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review*. October. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Kulczycka, J., Lelek, Ł., Lewandowska, A., & Zarebska, J. (2015). Life cycle assessment of municipal solid waste management – comparison of results using different LCA models. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1), 125–140. <https://doi.org/10.15244/pjoes/26960>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Leme, M. M. V. (2010). Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. *Juno.Unifei.Edu.Br*, 0–138. <http://juno.unifei.edu.br/bim/0037110.pdf>
- Maciel, F. J., & Jucá, J. F. T. (2011). Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, 31(5), 966–977. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.030>
- MCTI. (2015). *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa- Relatórios de referência: Setor de tratamento de resíduos*. http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706163/RR_Tratamento+de+Resíduos_III+Inventário.pdf/a4edb776-2971-4b84-8030-153ee290f0cb

- MCTIC. (2020). *Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa*.
- MdC, M. das C. (2013). *Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB*.
- Merrild, H., Larsen, A. W., & Christensen, T. H. (2012). Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32(5), 1009–1018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.025>
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M. del C., & Fruergaard Astrup, T. (2013). Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of Environmental Management*, 128, 661–673. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>
- Moreira, J. C. G. (2014). Compostagem. *Biomater*, 5. http://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/compostagem.pdf
- Münnich, K., Mahler, C. F., & Fricke, K. (2005). Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste Management*, 26(2), 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.022>
- Nações Unidas Brasil. (2020). *Relatório da ONU mostra aceleração dos impactos das mudanças climáticas*. <https://nacoesunidas.org/relatorio-da-onu-mostra-aceleracao-dos-impactos-das-mudancas-climaticas/>
- ONU. (2015). *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. 1–49.
- ONU, & UNFCCC. (2015). Adoção do acordo paris. In *Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima* (pp. 1–42). <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2016/04/Acordo-de-Paris.pdf>
- Popita, G.-E., Baciú, C., Redey, A., Frunzeti, N., Ionescu, A., Yuzhakova, T., & Popovici, A. (2018). Life Cycle Assessment (Lca) of Municipal Solid Waste Management Systems in Cluj County, Romania. *Environmental Engineering and Management Journal*, 16(1), 47–57. <https://doi.org/10.30638/eemj.2017.006>
- ProteGEEr. (2017). *RSU e o clima*. <http://protegeer.gov.br/rsu/rsu-e-clima>
- ProteGEEr. (2019). *Sobre o ProteGEEr*. <http://protegeer.gov.br/institucional/sobre>

- ProteGEER. (2018). *Parceiros*. <http://protegeer.gov.br/institucional/parceiros>
- Rejane Rigon, M., Zortea, R., Alberto Mendes Moraes, C., & Célia Espinosa Modolo, R. (2019). Suggestion of Life Cycle Impact Assessment Methodology: Selection Criteria for Environmental Impact Categories. *New Frontiers on Life Cycle Assessment - Theory and Application [Working Title]*, January. <https://doi.org/10.5772/intechopen.83454>
- Sandqvist, J.-O. (2005). *How should municipal solid waste be treated – a system study of incineration, material recycling, anaerobic digestion and composting*. April. [http://nswaienvvis.nic.in/DataBank/Reports_pdf/reports_oct15/How Should Municipal Waste be Treated.pdf](http://nswaienvvis.nic.in/DataBank/Reports_pdf/reports_oct15/How_Should_Municipal_Waste_be_Treated.pdf)
- SEAGRI. (2014). *Inventário de emissões por fontes e remoções por sumidouros de gases de efeito estufa (GEE) do Distrito Federal*.
- Siddiqui, A. A., Richards, D. J., & Powrie, W. (2013). Biodegradation and flushing of MBT wastes. *Waste Management*, 33(11), 2257–2266. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.024>
- Silva, T. N., de Freitas, F. S. N., & Candiani, G. (2013). Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 18(2), 95–104. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200001>
- Silva, V. A. O. (2018). *Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos - Estudo de caso no Distrito Federal*. Universidade de Brasília.
- SIRENE. (2016). *Emissões de dióxido equivalente por setor*. https://sirene.mctic.gov.br/portal/opencms/paineis/2018/08/24/Emissoes_em_dioxido_de_carbono_equivalente_por_setor.html
- SLU. (2019). *Relatório anual de 2019* (Vol. 53, Issue 9).
- SLU. (2020). *Cooperativas voltam com os serviços de triagem nas usinas de compostagem*. <http://www.slu.df.gov.br/cooperativas-voltam-com-servico-de-triagem-nas-usinas-de-compostagem/>
- SNIS, S. N. de I. sobre S. (2017). *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017*.
- Tada, A. M., Almeida, A. M. G. de, Jr, P. R. G., & Kimura, W. (2009). “ *Resíduos Sólidos*

Urbanos : Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte .”

trapolimdavitoria. (2017). *Prefeito visita Estação de transbordo de Parnamirim*.
<http://www.trapolimdavitoria.net/2017/10/prefeito-visita-estacao-de-transbordo.html>

Tribunal de Contas do DF, & Secretaria de auditoria. (2018). *Auditoria de regularidade - Regularidade da execução dos serviços de coleta de resíduos domiciliares*.

UE. (1999). Directiva 1999/31/CE relativa à deposição de resíduos em aterros. *Jornal Oficial Da União Europeia*, 28. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1999L0031:20111213:PT:PDF>

Venelampi, O., Weber, A., Rönkkö, T., & Itävaara, M. (2003). The biodegradation and disintegration of paper products in the composting environment. In *Compost Science and Utilization* (Vol. 11, Issue 3, pp. 200–209). <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702128>

WMO. (2020). *Multi-agency report highlights increasing signs and impacts of climate change in atmosphere, land and oceans*. <https://public.wmo.int/en/media/press-release/multi-agency-report-highlights-increasing-signs-and-impacts-of-climate-change>

Yoshida, C. (2012). Competência e as diretrizes da política nacional de resíduos sólidos: conflitos e critérios de harmonização entre as demais legislações e normas. In *Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos*. JARDIM, Arnaldo et al (Org).

Zaman, A. U. (2010). Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7(2), 225–234. <https://doi.org/10.1007/BF03326132>

McBEAN, E.A., ROVERS, F.A., FARQUHAR, G.J. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall, Inc. 521 p. 1995

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA-UFMG. P. 245, 1997.

A. ANEXO

Tabela: Descrição do fluxo de resíduo processado na UTMB Ceilândia

Dados mensais	(t/mês)	Parcela de RSU processado pela UTMB Ceilândia	Porcentagem do RSU que é processada pela UTMB (%)
Processamento mensal de RSU	13471	1	100,00
Triagem de recicláveis	591	0,044	4,39
Orgânicos triados totais	3201,2	0,238	23,76
Transbordo de rejeito	9678,83	0,718	71,85
Composto orgânico vendido/doadado	768,8	0,057	5,71
Rejeito da compostagem	1080,92	0,080	8,02
Saída total	12119,56	0,900	89,97
Perda de massa	1351,44	0,100	10,03

B. ANEXO

Parâmetros para o cálculo das emissões decorrentes da disposição final.

Tabela: Parâmetros para a disposição final - Carbono orgânico degradável

Dado/parâmetro:	Carbono orgânico degradável (COD)		
Descrição:	O COD é o carbono orgânico dos resíduos que está disponível para decomposição bioquímica. Esse valor é estimado com base na categoria de resíduos (urbanos, lodos, industriais...) e em suas subcategorias (restos de alimentos, papel, madeira, têxteis...) (IPCC, 2006).		
Valores:	Classificação IPCC	Carbono orgânico degradável no resíduo úmido (%)	
		Default	Extensão
	Resíduos de parques e jardins	20	18-22
	Resíduos alimentares	15	8-20
	Papel/papelão	40	36-45
	Plásticos	--	--
	Metais	--	--
	Vidros	--	--
	Madeira	43	39-46
	Têxteis	24	20-40
	Fraudas	24	18-32
Borracha e couro	39	39	
Outros, resíduos inertes	--		
Fonte:	IPCC (2006)		

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fração de Carbono Orgânico Degradável que pode se decompor

Dado/parâmetro:	Fração de carbono orgânico degradável que pode se decompor (COD _f)
Valores:	0,745
Descrição:	A fração de carbono orgânico degradável que se decompõe (COD _f) é uma estimativa da fração de carbono que é degradada e liberada pelos aterros, isso reflete o fato de que alguma quantidade de carbono orgânico não é degradada, ou degrada muito lentamente sob condições anaeróbicas (IPCC, 2006). O valor de COD _f é dependente de muitos fatores tais como a temperatura, a umidade, o pH, a composição dos resíduos etc. A adoção de um único valor COD _f pressupõe que a degradação de certo tipo de resíduo é dependente dos demais. É considerada uma boa prática adotar

	o valor teórico fornecido pela fórmula do IPCC: $COD_f = 0,014 * T + 0,28$, onde T é a temperatura (IPCC, 2019).
Temperatura:	Um trabalho publicado por Maciel e Jucá (2011) dispõe que a temperatura do biogás de um aterro apresenta valores (30,7° - 54,8°) para os primeiros 18 meses. A temperatura ambiente no período do estudo em questão era de 20,5° a 27,1° e foi realizado em Recife (PE). O valor considerado de temperatura foi de 33,2°.
Comentários:	Maiores considerações foram feitas na seção 6.1.5.

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fração de correção de metano

Dado/parâmetro:	Fator de correção de metano (FCM)
Valor:	1
Descrição:	O fator de correção de CH ₄ (FCM) leva em consideração que aterros sem gerenciamento produzem menos CH ₄ para uma dada quantia de resíduos do que aterros gerenciados, isso ocorre, pois, uma maior fração de resíduos se decompõe aerobiamente nas camadas superiores. (IPCC, 2006). Também é levado em consideração a profundidade da deposição de resíduos e o nível freático. Para o caso de aterros gerenciados anaeróbicos com localização controlada dos resíduos e que incluem pelo menos uma das seguintes: (i) material de cobertura; (ii) compactação mecânica; ou (iii) nivelamento de resíduos;

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Tempo de meia vida

Dado/parâmetro:	Tempo de meia vida ($t_{1/2}$)		
Descrição:	O tempo de meia vida $t_{1/2}$ é o tempo que o COD leva para decair até metade de sua massa inicial. Os valores para meia vida são determinados por muitos fatores associados a composição de resíduos e as condições de disposição final. As principais premissas e considerações sobre a taxa de meia vida é que a composição dos resíduos influencia a quantidade e o momento em que a produção de metano ocorre. Outro fator importante é a umidade em um AS pois se trata de um elemento essencial para a decomposição anaeróbica. O método selecionado pressupõe que a quantidade de umidade contida num AS é proporcional a precipitação anual no local do AS.		
Valores:	Tipo de resíduo	¹ k	
		Default	Extensão
	Papel/têxteis	0,07	0,06 - 0,085
	Madeira	0,035	0,03 - 0,05
Jardim	0,17	0,15 - 0,2	

	Restos de alimento	0,4	0,17 - 0,7
	¹ As informações disponíveis para a determinação dos valores de k e meia-vida em condições de clima tropical são bastante limitadas. Os valores aqui fornecidos foram derivados dos valores obtidos em outras condições de temperatura (IPCC, 2006).		
Comentários:	Os valores default são referentes as constantes de decaimento para zonas tropicais ($T > 20^\circ$) e clima úmido (Precipitação anual ≥ 1000 mm). Foi observado que em aterros brasileiros em clima úmido e tropical a taxa de produção de biogás são muito mais altas e decaem muito mais rapidamente, a velocidade de decomposição chega a ser 4 ou 5 vezes mais rápida (Maciel & Jucá, 2011).		

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fração de CH₄ no biogás

Dado/parâmetro:	Fração de CH ₄ no biogás (F)
Valores:	0,5
Comentários:	O valor recomendado para a fração de CH ₄ presente no biogás gerado (F) é de 0,5 (IPCC, 2006). Entretanto, valores encontrados em aterros brasileiros sugerem que essa fração seja maior, o valor de 0,55 foi obtido por Maciel e Jucá (2011) e de 0,64 por Leme (2010).

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fator de correção

Dado/parâmetro:	Fator de correção (ϕ)
Descrição:	Contabiliza as incertezas do modelo
Valores:	0,9 o que supõe um erro de 10% na fórmula.
Fonte:	(CDM; UNFCCC, 2006);

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fator de Oxidação da camada de cobertura

Dado/parâmetro:	Fator de oxidação (OX _T)
Descrição:	A oxidação de metano (OX) é feita por microrganismos metanotróficos que se posicionam na camada de cobertura do solo. As propriedades físicas, a espessura e a quantidade de umidade contida na cobertura do aterro afetam diretamente a quantidade de CH ₄ oxidada (Bogner and Matthews, 2003). É entendido que aterros bem gerenciados tendem a ter maiores taxas de oxigenação. A oxigenação em locais com cobertura espessa e material aerado pode ser bastante diferente de locais sem cobertura ou onde grandes quantidades de metano escapam através de fissuras na cobertura (IPCC, 2006). Ainda assim, considera-se que apenas uma pequena fração irá difundir através da camada de cobertura.

Valores:	0,1
Fonte:	IPCC (2006)
Comentários:	Considerando aterros gerenciados com cobertura feita por material oxidante como solos e compostos. Existem indicações de especialistas acerca da oxidação de metano em solos tropicais que sugerem uma adoção de um valor de 0,2.

Tabela: Parâmetros para a disposição final – Fração de biogás capturado e queimado

Dado/parâmetro:	Fração de biogás capturado e queimado (f)
Valores:	0,567
Descrição:	A fração de biogás recuperado e queimado foi estimada multiplicando a captação do biogás pela eficiência do equipamento de queima, o flare.
Captação de biogás:	O valor adotado para o fluxo de biogás capturado foi baseado em um estudo realizado no aterro Caieiras, em São Paulo, que demonstrou uma eficiência na captação de biogás de 63% (T. N. Silva et al., 2013). Mesmo em aterros bem equipados existem vazamentos que impedem a eficiência de 100% na captação de biogás, o gás pode vazar pelas laterais, pela camada de cobertura, por limitações do material ou mesmo pelo sistema de captação (T. N. Silva et al., 2013). Existem sugestão de especialistas em gerenciamento de aterros brasileiros que sugerem que esse valor está entre 0,2 e 0,4.
Eficiência da queima:	A eficiência da queima está relacionada a temperatura de queima, o qual deve estar sempre acima de 500° (CDM; UNFCCC, 2006). Considerando que a temperatura de queima é maior de 500° por mais de quarenta minutos durante todas as horas, sendo este o melhor cenário, a eficiência do flare é de 90% (CDM; UNFCCC, 2006). Dessa forma, a fração de biogás capturada e queimada utilizada é de $0,63 \times 0,9$, igual a 0,567.
Comentários:	As emissões de CO ₂ advindas das chamas para o caso da queima do biogás foram consideradas insignificantes conforme indicação e não foram estimadas (IPCC, 2006).

C. ANEXO

Veículos utilizados para o funcionamento da UTMB

P1 – OPERAÇÃO, CONTROLE E MANUTENÇÃO DE USINA DE TRATAMENTO MECÂNICO BIOLÓGICO COM PRODUÇÃO DE COMPOSTO CRU – UTMB CEILANDIA	
Veículo	Unidades
Pá carregadeira – Equipamento para carregamento do Rejeito e do Rejeito beneficiado nas carretas	1
Retro escavadeira – Equipamento para carregamento de R.D.U nas esteiras	1

ETAPAS DA COMPOSTAGEM	
1º Etapa Equipamento para carregamento do composto cru (UTMB Cei.) nos caminhões basculantes (transporte interno)	
2º Etapa Veículo caminhão basculante para transporte e distribuição do composto cru (UTMB Cei) até os pátios de maturação do composto cru (UTMB Cei)	
3º Etapa Equipamento para revira do composto cru	
4º Etapa Equipamento para carregamento do composto maturado (UTMB Cei) nos caminhões basculantes (transporte interno até as peneiras)	
5º Etapa Veículo caminhão basculante para transporte e distribuição do composto maturado até as peneiras (UTMB Cei)	
6º Etapa Equipamento para distribuição do composto maturado nas peneiras e distribuição do mesmo no pátio de compostagem	

P2 – OPERAÇÃO DE COMPOSTAGEM (Maturação e peneiramento)		
Descrição	Qtde de equipamentos	Qtde horas produtiva
Pá carregadeira - atende as etapas 1, 3, 4 e 6	2	583,66 hs/mês
Caminhão basculante trucado 12 m ³ - atende as etapas 2 e 5	1	146,63 hs/mês

ETAPAS	Unidades	Qtde horas produtiva/mês
1º Etapa Transporte de composto cru produzido na UTMB Asa Sul até a UTMB Ceilândia	1	105,45
2º Etapa Transporte do Rejeito produzido na UTMB Asa Sul até o Aterro Sanitário de Brasília	1	384,76
3º Etapa Transporte do rejeito e rejeito beneficiado produzido na UTMB Ceilândia até o Aterro Sanitário de Brasília	3	310

P3 – TRANSPORTE DE REJEITO		
Descrição	Unidades	Qtde horas produtiva
Cavalo mecânico + semirreboque basculante 45/55 m³	5	800,61 hs/mês

P4 – TRANSPORTE DE CHORUME		
Coleta e transporte do chorume produzido nos pátios de compostagem da UTMB Ceilândia até o ASB		
Descrição	Unidades	Qt de horas produtiva
Cavalo mecânico + Semirreboque c/ Tanque 30.000 Litros	2	142,47 hs/mês

VEÍCULO	COMBUSTÍVEL	POTÊNCIA (KW)
Caminhão caçamba basculante 12 m³	Diesel	210
Cavalo mecânico + semirreboque basculante 45/55 m³	Diesel	265
Cavalo mecânico + Semirreboque c/ Tanque 30.000 Litros	Diesel	265
Pá carregadeira	Diesel	147
Escavadeira	Diesel	127

D. ANEXO

Memorial de cálculo do inventário do cenário 2

Transporte de resíduos

O combustível consumido para o trajeto 1 é igual ao do cenário 1, conforme o tópico 6.2.1, resultando num consumo de 297.547,11 litros ano⁻¹ de diesel. Para o trajeto 2, 161.652,11 toneladas de resíduo são transportadas por ano em veículo carreta que percorrem 19,8 km de distância até o ASB, resultando num consumo de diesel de 144.032,03 litros. O total de combustível diesel consumido em decorrência do transporte do cenário 2 é então de 441.579,14 litros por ano e as emissões decorrentes desse consumo podem ser vistas a seguir.

Tabela D.1: Emissão de CO₂ pelo consumo de diesel do cenário 2

Tipo de poluente	Fator de emissão (kg poluente/L diesel)	Emissão (kg poluente/ano)	CO ₂ eq	Emissão de CO ₂ eq (kg/ano)	Emissão de CO ₂ eq (t/ano)
CO ₂	2,603	1.149.430,5	1	1.149.430,5	1.149,4
CH ₄	0,000216	95,4	28	2.670,7	2,67
NO ₂	0,0001083	47,8	265	12.673,1	12,67
Total				1.164.774,3	1.164,8

O total de CO₂ emitido pela etapa de transporte para o cenário 2 é de 1164,77428 t ano⁻¹. Sendo assim, as taxas de emissão de CO₂ eq por tonelada de RSU transportada estão indicadas na tabela 6.18 abaixo:

Tabela D.2: Taxa de emissão de CO₂ eq para o transporte do cenário 2

Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
0,00721	7,21

Consumo de energia elétrica no aterro

O consumo de energia é proporcional a quantidade de resíduos gerenciada. Para a quantidade de 161.652 t ano⁻¹, o consumo de energia elétrica é de 240.344 kWh ano⁻¹. Sendo assim, as taxas de emissão por consumo de energia elétrica podem ser vistos na tabela 6.19.

Tabela D.3: Taxa de emissão de CO₂ eq pelo consumo de energia elétrica no aterro no cenário 2

Total CO ₂ eq (kg/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
141.370,5	0,00087	0,87

Consumo de diesel no aterro

O consumo de diesel devido a operação do aterro é 47.364 L/ano. A quantidade total de CO₂ emitido em decorrência de um ano de operação para gerenciamento dos resíduos é de 119.817,6

kg. As taxas de emissão de dióxido de carbono por tonelada de resíduo estão dispostas na tabela 6.20 a seguir.

Tabela D.4: Emissão de CO₂, N₂O e CH₄ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 2

Tipo de poluente	Fator de emissão (kg poluente/L diesel)	Emissão (kg poluente/ano)	CO ₂ eq	Emissão de CO ₂ eq (kg/ano)
CO ₂	2,603	118.239,2	1	118.239,2
CH ₄	0,000216	9,8	28	274,7
NO ₂	0,0001083	4,9	265	1.303,6
Total				119.817,6

Tabela D.5: Taxa de emissão de CO₂ decorrente do consumo de diesel no aterro no cenário 2

Total CO ₂ eq (kg/ano)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
119.817,6	0,74

Disposição final

A quantidade de resíduo anual disposta no aterro é de 161.652 toneladas e a composição gravimétrica é a referente ao resíduo que adentra a UTMB Ceilândia conforme tópico 6.1.1. A emissão de metano referente a disposição final dos RSD durante cem anos é de 3.390 toneladas de CH₄. A série anual de emissões para um período de cem anos está disposta na tabela 2 do Anexo E. A taxa de geração de metano é de aproximadamente 29,25 m³ t⁻¹ de resíduo aterrado.

Tabela D.6: Taxa de emissão de CO₂ para a disposição final no cenário 2

Total CH ₄ (t/ano)	Total CO ₂ eq (t/ano)	Taxa de emissão (t CO ₂ /t RSU)	Taxa de emissão (kg CO ₂ /t RSU)
3.390,0	94.921	0,5872	587,2

Incineração do lodo residual de chorume

Os valores totais de CO₂ eq emitidos em decorrência da queima da lama residual da estação de tratamento de chorume estão dispostos na tabela 6.23 a seguir. Não foi considerada a contribuição de CO₂ biogênico.

Tabela D.7: Taxa de emissão de CO₂ para a queima da lama residual da estação de tratamento de esgoto no cenário 2

CO ₂ (t/ano)	N ₂ O (t/ano)	Total CO ₂ eq (t/ano)	Taxa de emissão CO ₂ eq (t /t RSU)	Taxa de emissão CO ₂ eq (kg /t RSU)
33,1387	0,6272	199,3492	0,00123	1,23

E. ANEXO

Série de emissão de CO₂eq por 100 anos decorrentes da disposição final

Tabela: Emissão de CO₂ eq por 100 anos decorrentes da disposição final do cenário 1

Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq
2020	11.571	2046	309	2072	43	2098	7
2021	8.849	2047	284	2073	40	2099	6
2022	6.892	2048	262	2074	37	2100	6
2023	5.465	2049	241	2075	35	2101	6
2024	4.409	2050	222	2076	32	2102	5
2025	3.615	2051	205	2077	30	2103	5
2026	3.009	2052	189	2078	28	2104	5
2027	2.537	2053	175	2079	26	2105	4
2028	2.164	2054	162	2080	24	2106	4
2029	1.865	2055	150	2081	23	2107	4
2030	1.621	2056	139	2082	21	2108	3
2031	1.420	2057	129	2083	20	2109	3
2032	1.252	2058	120	2084	18	2110	3
2033	1.109	2059	111	2085	17	2111	3
2034	988	2060	103	2086	16	2112	3
2035	884	2061	96	2087	15	2113	2
2036	793	2062	89	2088	14	2114	2
2037	715	2063	83	2089	13	2115	2
2038	645	2064	77	2090	12	2116	2
2039	585	2065	71	2091	11	2117	2
2040	531	2066	66	2092	11	2118	2
2041	483	2067	62	2093	10	2119	2
2042	440	2068	57	2094	9	2120	1
2043	402	2069	53	2095	9	TOTAL	67.115
2044	368	2070	50	2096	8		
2045	337	2071	46	2097	7		

Tabela: Emissão de CO₂ eq por 100 anos devido a emissão de CH₄ pela decomposição no aterro no cenário 2

Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq	Ano de cálculo	Toneladas de CO ₂ eq
2020	14.680	2046	544	2072	104	2098	27
2021	11.370	2047	505	2073	98	2099	25
2022	8.977	2048	470	2074	93	2100	24
2023	7.220	2049	438	2075	88	2101	23
2024	5.912	2050	408	2076	83	2102	22
2025	4.920	2051	381	2077	79	2103	21
2026	4.155	2052	356	2078	74	2104	20
2027	3.554	2053	333	2079	70	2105	19
2028	3.075	2054	311	2080	67	2106	18
2029	2.687	2055	291	2081	63	2107	17
2030	2.367	2056	273	2082	60	2108	17
2031	2.100	2057	256	2083	57	2109	16
2032	1.875	2058	240	2084	54	2110	15
2033	1.682	2059	226	2085	51	2111	15
2034	1.517	2060	212	2086	49	2112	14
2035	1.373	2061	199	2087	46	2113	13
2036	1.247	2062	187	2088	44	2114	13
2037	1.136	2063	176	2089	42	2115	12
2038	1.038	2064	166	2090	40	2116	12
2039	951	2065	156	2091	38	2117	11
2040	873	2066	147	2092	36	2118	11
2041	803	2067	139	2093	34	2119	10
2042	741	2068	131	2094	32	2120	10
2043	684	2069	123	2095	31	TOTAL	94.921
2044	633	2070	116	2096	29		
2045	586	2071	110	2097	28		