



Universidade de Brasília - UnB

Faculdade de Tecnologia

Programa de Pós-Graduação em Ciências Mecânicas

**Análise do Desempenho Ambiental de Rotas
Alternativas de Aproveitamento de Resíduos
Sólidos Urbanos e Agrossilvopastoris**

Autor: Yves Henrique Marques Ribeiro

Orientador: Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira

Brasília, DF

2023



Yves Henrique Marques Ribeiro

**Análise do Desempenho Ambiental de Rotas Alternativas
de Aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos e
Agrossilvopastoris**

Dissertação submetida como requisito para
obtenção do grau de Mestre em Ciências Me-
cânicas.

Universidade de Brasília - UnB

Faculdade de Tecnologia

Orientador: Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira

Brasília, DF

2023

Yves Henrique Marques Ribeiro

Análise do Desempenho Ambiental de Rotas Alternativas de Aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Agrossilvopastoris/ Yves Henrique Marques Ribeiro. – Brasília, DF, 2023-

107 p. : il. (algumas color.) ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília - UnB
Faculdade de Tecnologia , 2023.

1. Avaliação de Ciclo de Vida. 2. Resíduo Sólido Urbano. 3. Resíduo Agrossilvopastoril. I. Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira. II. Universidade de Brasília. III. Faculdade de Tecnologia. IV. Análise do Desempenho Ambiental de Rotas Alternativas de Aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Agrossilvopastoris

CDU -

Yves Henrique Marques Ribeiro

**Análise do Desempenho Ambiental de Rotas Alternativas
de Aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos e
Agrossilvopastoris**

Dissertação submetida como requisito para
obtenção do grau de Mestre em Ciências Me-
cânicas.

Brasília, DF, 29/09/2023

Prof. Dr. Edgar Amaral Silveira
Orientador

Prof. Dr. Sandra Maria da Luz
Membro da banca

Dr. Thiago Oliveira Rodrigues
Membro da banca

Brasília, DF
2023

Este trabalho é dedicado aos meus pais e a minha irmã, os maiores motivos da minha busca por um mundo melhor.

Agradecimentos

Toda boa dádiva vem de Deus, e a Ele agradeço a dádiva de viver feliz, as oportunidades de solucionar problemas e a chance de melhorar o mundo em que vivemos.

Ao meu pai, Leonardo, e minha mãe, Maria, responsáveis pela maior oportunidade que poderia ser dada a mim, a de estudar. À minha irmã, Maria Kitéria, que não me deixa ter um único dia triste desde que nasceu.

Aos professores, que sempre me motivaram a continuar melhorando a cada dia, em especial meu orientador, professor Edgar, que me incentivou em cada conversa a fazer melhor.

Aos amigos, que me trazem todo tipo de momentos os quais desejo que não acabem nunca.

Ao meu gato, Obama, que me acompanha desde o início da minha vida acadêmica.

À CAPES, pelos recursos recebidos. À FAP-DF, pelo financiamento do projeto no qual este trabalho está inserido.

"Se você vai ter que conviver com você mesmo até o fim, se você vai ter que se aguentar até o fim, se você vai ser espectador de você mesmo até o fim, é melhor que se encante com o que faz." Clóvis de Barros Filho

Resumo

O principal objetivo deste estudo é avaliar de forma ambiental a utilização dos resíduos do Distrito Federal para a geração de energia, utilizando como ferramenta uma Avaliação de Ciclo de Vida. A unidade funcional é 1 tonelada de resíduo tratado. Os resíduos avaliados são o Resíduo Sólido Urbano e o Resíduo Agrossilvopastoril, ambos no escopo do Distrito Federal. Para o RASP, avalia-se os cenários de não utilização do resíduo, com decomposição no local de produção e colheita, cenário 1, o cenário de coleta do resíduo e digestão anaeróbia em usinas descentralizada, cenário 2, e o cenário de coleta e transporte, cenário 3, com digestão anaeróbia em uma usina central. Para a avaliação do RASP, o maior volume de resíduos foi estimado conforme a produção agrossilvopastoril do DF, a qual foi geolocalizada conforme o cadastro de unidades rurais do IBGE. A produção também foi avaliada conforme a sazonalidade e razão de produção de resíduos, baseada em literatura. Foi modelado um processo de coleta, que também definiu a razão ótima de retirada de resíduos. Além disso, foi feita roteirização do transporte de RASP, usando QGIS, caracterização média dos resíduos conforme a literatura, com base nos produtos agrossilvopastoris, e foi utilizado um modelo simples de digestão anaeróbia, com base na caracterização obtida. Avalia-se o RSU em dois cenários, o atual método de destinação, cenário 4, para um aterro sanitário, e a incineração do resíduo com recuperação energética, cenário 5. Analisou-se as rotas programadas para a coleta e transporte de resíduos, bem como a quantidade, gravimetria, e a sazonalidade da geração. Com base na gravimetria média, caracterizou-se o RSU em sua composição elementar e utilizou-se inventários de literatura, adequados aos valores da composição elementar, tanto para o cenário 4 como para o cenário 5. A modelagem de cada cenário foi feita no software GaBi através dos inventários construídos. Os cenários foram avaliados em 7 categorias de impacto: potenciais de aquecimento global, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, toxicidade humana e depleção abiótica. Para os cenários 1, a literatura defende um impacto neutro, que foi comparado com os cenários 2 e 3. Para ambos os cenários 2 e 3, nas categorias de GWP, AP e EP, há um maior dano ao meio ambiente em relação ao cenário 1. Por outro lado, TETP, HTP, FAETP e ADP contam com mitigação dos danos apresentados nos cenários 2 e 3. Para o RSU, o cenário de incineração performa melhor nas categorias de TETP, ADP e FAETP. Porém, o aterro sanitário é melhor nas categorias de HTP, GWP, EP e AP. Em suma, os resultados obtidos indicam um desempenho ambiental inferior para o cenário de incineração de RSU e potencialidade de mitigação de danos ambientais para a digestão anaeróbia de RASP, a depender de ajustes no modelo utilizado e produtos do processo.

Palavras-chaves: Avaliação de Ciclo de Vida. Resíduo Sólido Urbano. Resíduo Agrossilvopastoril. Incineração. Aterro Sanitário. Digestão Anaeróbia.

Abstract

The main objective of this study is to evaluate the environmental impact of using waste from Distrito Federal, Brazil, to generate energy, using Life Cycle Assessment (LCA) as a tool. The functional unit is 1 ton of treated waste. The waste evaluated are Urban Solid Waste (MSW) and Agro-silvopastoral Waste (RASP), both within the scope of the Distrito Federal. For RASP, the scenarios evaluated are non-use of the waste, with decomposition at the production and harvest site, scenario 1, the scenario of collection of the waste and anaerobic digestion in decentralized plants, scenario 2, and the scenario of collection and transportation, scenario 3, with anaerobic digestion in a central plant. For the evaluation of RASP, the largest volume of waste was estimated according to the agro-silvopastoral production of the DF, which was geolocated according to the IBGE rural units database. The production was also evaluated according to the seasonality and waste production ratio, based on literature. A collection process was modeled, which also defined the optimal waste removal ratio. In addition, RASP transportation routing was performed using QGIS, average waste characterization was performed according to the literature, based on agro-silvopastoral products, and a simple anaerobic digestion model was used, based on the characterization obtained. MSW is evaluated in two scenarios: the current disposal method, scenario 4, to a sanitary landfill, and incineration of the waste with energy recovery, scenario 5. The programmed routes for collection and transportation of waste were analyzed, as well as the quantity, gravimetric, and the seasonality of generation. Based on the average gravimetric, MSW was characterized in its elemental composition and literature inventories were used, adapted for the elemental composition values, for both scenario 4 and scenario 5. The modeling of each scenario was performed in the GaBi software through the built inventories. The scenarios were evaluated in 7 impact categories: global warming potential, acidification, eutrophication, aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, human toxicity, and abiotic depletion. For scenario 1, the literature supports a neutral impact, which was compared to scenarios 2 and 3. For both scenarios 2 and 3, in the categories of GWP, AP, and EP, there is greater environmental damage compared to scenario 1. On the other hand, TETP, HTP, FAETP, and ADP have mitigation of the damages presented in scenarios 2 and 3. For MSW, the incineration scenario performs better in the categories of TETP, ADP, and FAETP. However, the sanitary landfill is better in the categories of HTP, GWP, EP, and AP. In summary, the results obtained indicate an inferior environmental performance for the incineration scenario of MSW and the potential for mitigation of environmental damages for anaerobic digestion of RASP, depending on adjustments in the model used and process products.

Key-words: Life Cycle Assessment. Urban Solid Waste. Agrosilvopastoral residue. Incineration. Sanitary Landfill. Anaerobic Digestion.

Lista de ilustrações

Figura 1 – Visualização dos clusters de palavras chave usando o software VOSviewer, autoria própria	25
Figura 2 – Composição gravimétrica média do RSU coletado no Brasil (ABRELPE, 2020)	32
Figura 3 – Estimativa da composição gravimétrica média do RSU coletado em diferentes categorias de países para 2025, autoria própria com base em (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012)	36
Figura 4 – Etapas da digestão anaeróbia e seus respectivos produtos, autoria própria com base em (SEADI et al., 2008)	38
Figura 5 – Etapas operacionais para a Análise de Inventário de Ciclo de Vida, autoria própria com base em (Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 2009)	42
Figura 6 – Fluxo de avaliação do cenário 1	44
Figura 7 – Fluxo de avaliação do cenário 2	44
Figura 8 – Fluxo de avaliação do cenário 3	45
Figura 9 – Fluxo de avaliação do cenário 4	46
Figura 10 – Fluxo de avaliação do cenário 5	46
Figura 11 – Classificação de resíduos, autoria própria com base em (PDGIRS, 2015)	48
Figura 12 – Processo atual de gestão de RSU, autoria própria com base em (PDGIRS, 2015)	48
Figura 13 – Fronteiras do sistema para cada cenário analisado	49
Figura 14 – Lotes de coleta de RSU do Distrito Federal, autoria própria	53
Figura 15 – Média de RSU coletado por dia, autoria própria com base em (SLU, 2022a)	55
Figura 16 – Modelo tecnológico do cenário de Aterro Sanitário - Cenário 4	59
Figura 17 – Modelo de incinerador <i>mass burn waterwall</i> , traduzida de (KARIM; CORAZZINI, 2019)	60
Figura 18 – Modelo tecnológico do cenário de incineração - Cenário 5	62
Figura 19 – Divisão de regiões de escritórios EMATER, autoria própria	65
Figura 20 – Unidades rurais cadastradas no censo agropecuário de 2017, autoria própria	67
Figura 21 – Produção de Grandes Culturas por mês em 2022, elaboração própria com base em (CONAB, 2022) e (EMATER, 2021)	68
Figura 22 – Rotas percorridas em diferentes formatos de talhões (ROSIN, 2017)	70
Figura 23 – Centróide, unidades rurais e rotas até o centroide, autoria própria com base em (IBGE, 2017)	70

Figura 24 – Modelo tecnológico do cenário de digestão anaeróbia	74
Figura 25 – Contribuição de cada etapa do processo de incineração para cada categoria de impacto analisada	79
Figura 26 – Contribuição de cada etapa do processo de aterro para cada categoria de impacto analisada	80
Figura 27 – Comparação entre os cenários de incineração e aterro em relação às categorias de impacto	80
Figura 28 – Comparação entre o milho e a soja em digestão anaeróbia quanto às categorias de impacto	84
Figura 29 – Contribuição de cada etapa do processo de digestão anaeróbia para cada categoria de impacto analisada	84
Figura 30 – GaBi - Modelo de aterro sanitário de RSU	107
Figura 31 – GaBi - Modelo de incineração de RSU	107
Figura 32 – GaBi - Modelo de digestão anaeróbia de RASP	107

Lista de tabelas

Tabela 1 – Principais artigos sobre ACV de RSU do Brasil	26
Tabela 2 – Percurso médio planejado percorrido por lote	53
Tabela 3 – Coleta mensal média de RDO por lote (SLU, 2022a)	54
Tabela 4 – Caracterização gravimétrica média do RDO por lote (SLU, 2022a) (PD- GIRS, 2015)	55
Tabela 5 – Quantidade de chorume lixiviado por mês em 2022	57
Tabela 6 – Gravimetria resultante após separação de metais, vidros e rejeitos . . .	57
Tabela 7 – Composição elementar e poder calorífico superior estimados do RDOT (LAMAS et al., 2023)	57
Tabela 8 – Insumos necessários para a operação do Aterro Sanitário(SILVA; CON- TRERAS; BORTOLETO, 2021)	58
Tabela 9 – Fatores de emissão de gases do aterro sanitário para 1 tonelada de resíduo coletado (OLIVEIRA, 2019)(EHRIG, 2020)(MCDUGALL et al., 2008)	58
Tabela 10 – Composição de lixiviado utilizada (OLIVEIRA, 2019)	59
Tabela 11 – Insumos necessários para a operação da planta de incineração	61
Tabela 12 – Emissões geradas em planta de incineração (OFFICER; HAMLIN, 2023)	61
Tabela 13 – Inventário consolidado - Cenário 4	63
Tabela 14 – Inventário consolidado - Cenário 5	64
Tabela 15 – Produção agrossilvopastoril do Distrito Federal em 2021 (EMATER, 2021)	65
Tabela 16 – Produção de grandes culturas do Distrito Federal em 2022 (EMATER, 2022)	66
Tabela 17 – Produção de Grandes Culturas por região (EMATER, 2021)	66
Tabela 18 – Coeficiente técnico de geração de resíduos	68
Tabela 19 – Composição do RASP de milho e soja (MOMAYEZ; KARIMI; TAHER- ZADEH, 2019)	69
Tabela 20 – Composição elementar dos resíduos de milho e soja pós colheita	69
Tabela 21 – Consumo de diesel para o transporte até usina central por região, ela- boração própria	71
Tabela 22 – Produtos e insumos do processo de biodigestão de RASP, normalizado para 1 tonelada	73
Tabela 23 – Inventário consolidado - Cenário 2 - Milho como insumo	74
Tabela 24 – Inventário consolidado - Cenário 2 - Soja como insumo	75
Tabela 25 – Inventário consolidado - Cenário 3 - Milho como insumo	75
Tabela 26 – Inventário consolidado - Cenário 3 - Soja como insumo	75

Tabela 27 – Resultado de impacto ambiental por categoria para todos os cenários analisados	78
Tabela 28 – Percurso médio planejado para a coleta seletiva por prestador (SLU, 2022a)	99
Tabela 29 – Caracterização gravimétrica média da coleta seletiva (SLU, 2022a)(SLU, 2022b)	100
Tabela 30 – Quantidade mensal média de resíduos recuperados por coleta seletiva (SLU, 2022b)	100
Tabela 31 – Emissões e consumo médios de recursos para a geração de 1 kWh na matriz brasileira (COELHO; LANGE, 2018)	101
Tabela 32 – Quantidade de RSU coletado por região	102
Tabela 33 – Gravimetria de RSU por região administrativa do DF	103
Tabela 34 – Produção Agrossilvopastoril de 2023 para grandes culturas no DF	104

Lista de abreviaturas e siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AP	Potencial de acidificação
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Análise de Inventário de Ciclo de Vida
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
GEF	Gases de Efeito Estufa
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
INPEV	Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias
LCA	<i>Life Cycle Analysis</i> , o mesmo que ACV
MSW	<i>Municipal Solid Waste</i> , o mesmo que RSU
PDGIRS	Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
RASP	Resíduo Agrossilvopastoril
RDO	Resíduo Sólido Domiciliar
RSU	Resíduo Sólido Urbano
RSUR	Resíduo Sólido Urbano Reciclável

SEAGRI	Secretaria de Agricultura e Desenvolvimento Rural
UTMB	Unidade de Tratamento Mecânico Biológico
WTE	<i>Waste-to-Energy</i> , uso do resíduo para geração de energia

Sumário

1	INTRODUÇÃO	23
1.1	O papel da Avaliação de Ciclo de Vida na gestão de resíduos	24
1.2	Objetivos	28
2	REFERENCIAL TEÓRICO	31
2.1	As definições legais da gestão de resíduos no Brasil	31
2.2	A gestão de resíduos no Brasil	31
2.3	O desenvolvimento do aproveitamento energético de resíduos a partir da incineração	33
2.4	Desafios e perspectivas acerca do aproveitamento energético a partir da incineração	36
2.5	O aproveitamento de resíduos a partir da digestão anaeróbia	37
2.6	Desafios e perspectivas da implementação da digestão anaeróbia	39
2.7	A Avaliação de Ciclo de Vida	40
3	ESTUDO DE CASO	43
3.1	Cenários analisados	43
3.1.1	Cenário 1 - Não utilização do Resíduo Agrossilvopastoril	43
3.1.2	Cenário 2 - Resíduo Agrossilvopastoril com coleta e digestão anaeróbia em usinas descentralizadas	43
3.1.3	Cenário 3 - Resíduo Agrossilvopastoril com coleta, transporte e digestão anaeróbia em usina centralizada	44
3.1.4	Cenário 4 - Resíduo Sólido Urbano com destinação ao aterro sanitário	45
3.1.5	Cenário 5 - Resíduo Sólido Urbano incinerado com recuperação de energia	46
3.2	Escopo	47
3.2.1	A gestão de resíduos no Distrito Federal	47
3.2.2	A fronteira do sistema	49
3.2.3	A unidade funcional	49
3.2.4	O método de alocação	50
3.2.5	A metodologia de avaliação e categorias de impacto	50
3.2.6	Requisitos da qualidade de dados	50
3.2.7	Limitações	51
3.3	Os ICVs do processo de gestão de resíduos do Distrito Federal	51
3.3.1	A coleta de RDO no Distrito Federal	52
3.3.2	A quantidade de RDO coletado no Distrito Federal	54
3.3.3	Deposição em aterro sanitário	55

3.3.4	A caracterização do RDO coletado no Distrito Federal	56
3.3.5	Os impactos do aterro de RDOT	57
3.3.6	O processo de incineração de RDOT com recuperação energética	59
3.3.7	Os impactos da incineração de RDO	61
3.4	O inventário completo dos cenários de RSU	63
3.4.1	A produção agrossilvopastoril do Distrito Federal	64
3.4.2	A estimativa da geração de RASP com base na produção agrossilvopastoril	67
3.4.3	A caracterização do RASP	69
3.4.4	O processo de recolhimento e transporte de RASP	69
3.4.5	Os impactos da coleta de RASP	71
3.4.6	Os impactos da decomposição de RASP in loco	71
3.4.7	O processo de digestão anaeróbia do RASP	72
3.4.8	Os impactos da digestão anaeróbia do RASP	73
3.5	O inventário completo dos cenários de RASP	73
4	DISCUSSÃO E ANÁLISE	77
4.1	O processo de estabelecimento da ACV	77
4.2	Os cenários de manejo do RDOT	78
4.3	Os cenários de manejo do RASP	83
4.4	A comparação com base na ACV e a decisão do gestor público	86
5	CONCLUSÕES	87
	REFERÊNCIAS	89
6	APÊNDICES	99
6.1	Apêndice 1 - A coleta seletiva no Distrito Federal	99
6.2	Apêndice 2 - Emissões e consumo na matriz brasileira	101
6.3	Apêndice 3 - Gravimetria e RSU coletado por região no DF	102
6.4	Apêndice 4 - Produção agrossilvopastoril do DF	104
6.5	Apêndice 5 - Modelos construídos no GaBi	107

1 INTRODUÇÃO

Em busca da definição de resíduo, diversos significados podem ser obtidos, como a parte que sobra após um processo. No âmbito ambiental, o resíduo pode ser tratado como um sinônimo inclusive para lixo, aquilo que não é desejado, que sobra após a retirada da parte desejada de algo. A Norma ABNT NBR 10004:2004 define resíduos como aqueles resultados de atividades de origem doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição.

Com o aumento da população humana, há a geração anual de cerca de 2,01 bilhões de toneladas de resíduo sólido urbano anualmente, com pelo menos 33 % deste quantitativo não sendo tratado de maneira ambientalmente correta (KAZA et al., 2018). Ainda conforme o Banco Mundial, é esperado o aumento para cerca de 3,4 bilhões de toneladas produzidas anualmente até 2050, impulsionado pelo desenvolvimento de países emergentes. Baseado no volume de resíduo gerado, bem como a sua composição e seu tratamento, estima-se a emissão de 1,6 bilhão de toneladas de dióxido de carbono equivalente, CO_{2eq} , principalmente devido à utilização de lixões e aterros (KAZA et al., 2018). Esse valor totaliza cerca de 5 % de toda emissão global, desconsiderando o transporte do resíduo.

No que diz respeito aos resíduos urbanos, a forma mais dominante de tratamento é por meio de aterros sanitários, contabilizando mais de 35 % globalmente (KAZA et al., 2018). Por outro lado, diversos países na Europa, além do Japão e Coreia do Sul optam por uma alternativa, a incineração, alinhados com o conceito de economia circular e recuperação de energia (FOGGIA; BECCARELLO, 2021). Desse modo, as decisões acerca da gestão de resíduos não são simples, sendo influenciadas por disponibilidade de recursos, requisitos legais, opinião pública, características do resíduo e impactos ambientais (ANSHASSI; SACKLES; TOWNSEND, 2021).

Acompanhando o crescimento na produção de resíduos, o consumo global de energia também subiu consideravelmente ao longo dos anos. O consumo de energia é a segunda maior fonte de emissão de gases do efeito estufa (MONTZKA; DLUGOKENCKY; BUTLER, 2011), sendo ainda o uso de combustíveis fósseis a principal causa da poluição antropogênica da atmosfera (SMIL, 2017). Em busca de mitigar essas problemáticas, surge a ideia da recuperação energética dos resíduos, com uma expressão específica em inglês, *Waste-to-Energy*.

Contudo, o grande desafio na implementação de WtE é a definição da melhor tecnologia para cada caso, em termos técnicos, econômicos, ambientais e sociais. Quanto a isso, a Avaliação de Ciclo de Vida é utilizada como uma ferramenta poderosa para avaliar os impactos ambientais em numerosos estudos (ASTRUP et al., 2015), permitindo

ao tomador de decisões uma visão clara do impacto a longo prazo da implementação das tecnologias propostas.

Assim, dada a problemática envolvendo a gestão de resíduos, propõe-se a utilização dos resíduos do Distrito Federal para geração de energia elétrica. O método de recuperação de energia proposto utiliza incineração e digestão anaeróbia para diferentes resíduos. Os são métodos analisados através da Avaliação de Ciclo de Vida, em vista de identificar os principais impactos da implementação das novas políticas.

1.1 O papel da Avaliação de Ciclo de Vida na gestão de resíduos

O principal objetivo da gestão de resíduos é dar destinação adequada aos resíduos produzidos. A destinação adequada leva em conta principalmente aspectos ambientais deste processo, que podem ser avaliados conforme uma Avaliação de Ciclo de Vida, a ACV. Visando avaliar os impactos ambientais relacionados com o sistema de gestão de resíduos, a ACV pode ser tratada como uma importante ferramenta na definição de diretrizes para implementação novos planos de gestão de resíduos.

Com a popularização em geral da ACV, a ferramenta ganhou aceitação para o planejamento e avaliação de políticas de gestão de resíduos sólidos (SANTOS et al., 2022). Os modelos de ACV permitem aos tomadores de decisão e gestores na área de resíduos uma análise de cenários de maneira mais simples e didática, ainda que estes possam não ter um profundo conhecimento da metodologia (OLIVEIRA, 2019).

Porém, a maior parte dos estudos são limitados aos países desenvolvidos, uma vez que a evolução dos métodos de tratamento de resíduos se faz mais presente nos países da Europa, Japão e EUA (LAURENT et al., 2014). Nestes estudos, o foco maior é na avaliação do gerenciamento de resíduos domésticos, abrangendo coleta, transporte, triagem, pré-tratamentos aplicados, tratamento dos resíduos, reciclagem, reutilização e deposição final em aterro sanitário (OLIVEIRA, 2019).

No Brasil, diversos estudos utilizando a ACV foram desenvolvidos, como é o caso de (HENRÍQUEZ, 2016), que avaliou diversos municípios do estado de Minas Gerais, que defende que o sistema de aterro sanitário é o pior ambientalmente em relação a sistemas de digestão anaeróbia ou integrado. Outro estudo defende uma maior integração entre diferentes métodos de tratamento, mas que a reciclagem deve sempre ser priorizada (MERSONI, 2015). Em outro caso, os impactos ambientais foram avaliados para comparação entre aterros sanitários e incineração, observando impactos semelhantes dada a natureza da produção de eletricidade no Brasil contar com uma expressiva fonte renovável (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2004a).

Avaliando artigos em geral que utilizam como palavras chave os termos "LCA",

"BRASIL" e "MSW", bem como suas variações e traduções, é possível identificar 598 resultados. Em busca de uma melhor visualização, é possível utilizar softwares como o VOSviewer, que permite a identificação de grupos e tendências para grupos de autores, temas ou publicações e suas relações. Em análise inicial, pode-se visualizar a relação entre os termos associados na figura (1). Além disso, os principais artigos em ACV sobre localidades brasileiras estão listados na tabela (1), bem como seus principais resultados.

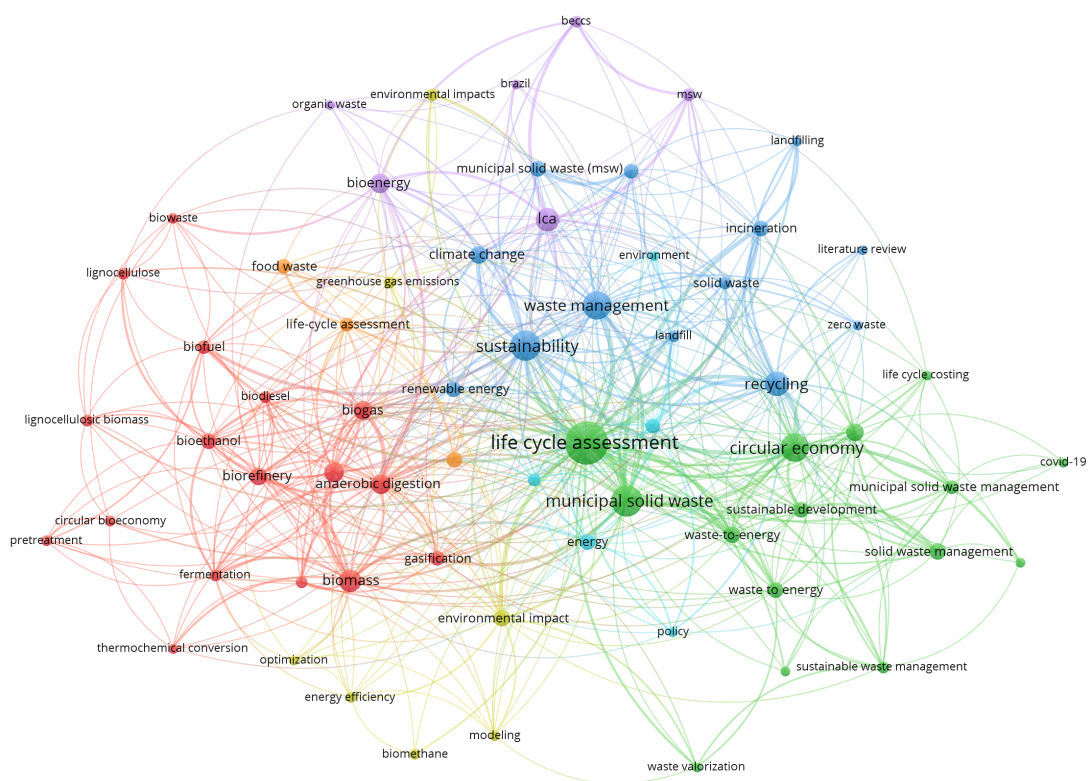


Figura 1 – Visualização dos clusters de palavras chave usando o software VOSviewer, autoria própria

Tabela 1: Principais artigos sobre ACV de RSU do Brasil

Referência	Ano	Localidade	Método	Escopo e resultados
(SILVA; CONTRERAS; BORTOLETO, 2021)	2020	Brasília/DF	Aplicação de ACV	Comparação do cenário atual de destinação de resíduos com utilização de combustível derivado de resíduo. Redução de 2% a 23% das emissões, aumento da capacidade de descarte do aterro local.
(PAES et al., 2020b)	2020	Brasil	Análise ambiental e econômica	Comparação cenários para transição de métodos de manejo e tratamento de resíduos. Diferentes resultados para diferentes tipos de localidades, com melhores cenários para compostagem e reciclagem.
(LIMA et al., 2018)	2018	Brasil	Aplicação de ACV	Comparação de cenários entre descarte direto, sistemas de separação de coleta e sistemas de recuperação de materiais. Indicou o melhor cenário com sistemas mecânico-biológicos, reciclagem e combustível derivado de resíduos.
(SILVA et al., 2022)	2022	Região Sul do Brasil	Avaliação técnica e econômica	Avaliação concentrada na avaliação econômica da produção de biometano, com ganhos ambientais na substituição de matriz energética mais poluente.
(RIBEIRO et al., 2021)	2021	Brasil	Avaliação técnica	Avalia a possibilidade técnica da geração de biometano com base em resíduo sólido urbano e define modelo simplificado para a estimativa da quantidade de biometano produzido.
(LEME et al., 2014)	2014	Brasil	Aplicação de ACV	Comparação de diferentes meios de recuperação energética de resíduos. Indicou o aterro sanitário como a pior alternativa, com a melhor alternativa sendo a incineração com recuperação energética.
(IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2021)	2021	João Pessoa/PB	Análise técnica	Identificação de critérios mínimos para o sucesso da implementação de projetos de recuperação de resíduos. Identificou parâmetros mínimos para a reciclagem, cem como infraestrutura e condição de trabalho de catadores.
(LEITE et al., 2022)	2022	Minas Gerais	Análise técnica, ambiental e econômica	Análise e caracterização do RSU e processos de recuperação energética. Identificou a incineração, gaseificação e digestão anaeróbia em processo misto com o maior potencial.
(COELHO; LANGE, 2018)	2016	Cidade do Rio de Janeiro	Aplicação de ACV	Análise de cenários sustentáveis para o manejo de RSU. Identificou a situação atual como o pior caso, enquanto a coleta seletiva e digestão anaeróbia contam com a melhor performance, em análise ambiental.

Continua na próxima página

Tabela 1: Principais artigos sobre ACV de RSU do Brasil

(LIIKANEN et al., 2018)	2018	Estado de São Paulo	Aplicação de ACV	Análise do cenário atual e de possíveis cenários através de ACV. A principal alternativa encontrada foi a digestão anaeróbia, com utilização de combustível derivado de resíduo na produção de cimento.
(PIN et al., 2018)	2017	São Lourenço/MG	Aplicação de ACV	Análise utilizando o software WARM(USEPA) de diferentes cenários. Também analisado de forma econômica. O melhor cenário indicado foi o reprocessamento da fração reciclável e compostagem da fração orgânica. A utilização de incineração e aterro foram insuficientes economicamente, dados seus custos.
(LIMA et al., 2021)	2021	Comunidades do Centro-Oeste brasileiro	Aplicação de ACV	Análise do cenário atual, combinado entre queima e aterro, com um cenário proposto de coleta seletiva e compostagem. Indica uma redução significativa de impacto para o cenário proposto.
(PAES et al., 2020a)	2019	Sorocaba/SP	Aplicação de ACV	Análise dos tipos de sistema de manejo de resíduos. Indicou a redução de impacto ambiental mais relevante como sendo o fortalecimento da reciclagem, seguido pela melhoria no sistema de transporte e compostagem.
(NOBREGA et al., 2019)	2019	João Pessoa/PB	Aplicação de ACV	Análise acerca dos impactos mitigados pela intensificação da coleta seletiva. Identificou os principais impactos.
(MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2004b)	2003	Estado de São Paulo	Aplicação de ACV	Análise sobre diferentes cenários para incineração e aterro de resíduos. Não indicou grandes ganhos dada a matriz energética brasileira, mas apresentou o melhor cenário como sendo a incineração com aterro das cinzas.
(JUNIOR; ZANGHELINI; SOARES, 2017)	2017	Florianópolis/SC	Aplicação de ACV	Análise sobre o impacto da intensificação da reciclagem de papel e papelão. Visa identificar a contribuição de cada parte interessada no processo, seja governo, indústria ou população em geral.
(MERSONI; REICHERT, 2017)	2017	Garibaldi/RS	Aplicação de ACV	Avaliação de diferentes cenários de gerenciamento de resíduos. Indicou o melhor cenário como a utilização de reciclagem, compostagem, incineração e aterro combinados.
(SOARES; MIYAMARU; MARTINS, 2017)	2017	Caieiras/SP	Aplicação de ACV	Avaliação da viabilidade de implementação de tecnologias alternativas para a gestão dos resíduos sólidos urbanos. Indicou como melhor cenário o processo combinado de tratamento mecânico biológico e incineração.

Continua na próxima página

Tabela 1: Principais artigos sobre ACV de RSU do Brasil

(DEUS et al., 2020)	2019	Estado de São Paulo	Aplicação de ACV	Definição de um indicador comum para análise do impactos de municípios de São Paulo. Identificou diversos parâmetros para a classificação e definição de melhores práticas para cada município.
---------------------	------	---------------------	------------------	---

Ao avaliar os principais artigos que relacionam ACV e RSU para o cenário brasileiro, alguns pontos de relevante interesse podem ser definidos. Dentre os principais artigos, não se faz a análise de resíduos agrossilvopastoris, de modo que os estudos concentram-se em avaliar o resíduo sólido urbano. Essa avaliação, concentrada no RSU, se justifica principalmente pelo maior volume de informação estar disponível para esse tipo de resíduo no Brasil. Como o RASP é de responsabilidade do gerador, pouca informação consolidada pode ser encontrada, dificultando a sua avaliação.

Para cada cenário local, diferentes soluções foram encontradas na literatura. Na maioria dos estudos, a conclusão acerca da melhor alternativa ambiental depende diretamente da composição dos resíduos, que conta com variação significativa entre os estudos. A definição comum entre os estudos é acerca da reciclagem, que conta com um potencial relevante de mitigação de emissões.

Nos artigos que comparam incineração e aterro sanitário, não há consenso sobre a melhor alternativa, resultados influenciados pela diferente composição de resíduos, modelo de incineração proposto e modelo de aterro sanitário proposto. Assim, para os dados disponíveis para o Distrito Federal, uma avaliação comparativa entre incineração e aterro sanitário preenche a lacuna sobre a melhor alternativa ambiental para a região.

Por não haver, dentre os principais estudos, avaliação acerca do aproveitamento dos resíduos agrossilvopastoris, também há uma lacuna importante a ser preenchida, contribuindo para a definição de cenários que mitiguem o impacto ambiental.

Desse modo, o presente estudo contribui com uma avaliação regionalizada para o resíduo sólido urbano e traz uma análise do resíduo agrossilvopastoril local, nova na literatura.

1.2 Objetivos

O objetivo do estudo é comparar diferentes cenários de manejo para dois diferentes resíduos, Resíduo Sólido Urbano e Resíduo Agrossilvopastoril. Essa comparação é feita através de uma Avaliação de Ciclo de Vida, a qual visa indicar os impactos ambientais e verificar se os cenários propostos são ambientalmente viáveis.

Para o Resíduo Sólido Urbano, dois cenários são comparados, a incineração e aterro. Para o Resíduo Agrossilvopastoril, compara-se três cenários, a não utilização dos

resíduos, a digestão anaeróbia em usinas descentralizadas e a digestão anaeróbia em uma usina centralizada. Para ambos tipos de resíduos, a etapa de coleta e transporte é contabilizada.

Os objetivos secundários são a utilização e validação dos modelos obtidos da literatura para guiar o processo decisivo do gestor público. Esses objetivos se baseiam na construção de um inventário de ciclo de vida, que pode ser utilizado posteriormente na análise de outros cenários de gestão de resíduos para o Distrito Federal.

Faz-se tal comparação para a determinação de qual cenário é menos impactante ambientalmente, em vista de determinar a melhor solução de destinação de resíduos dentre os cenários propostos.

2 Referencial teórico

2.1 As definições legais da gestão de resíduos no Brasil

A disponibilidade de legislação específica acerca da gestão de resíduos no Brasil se faz evidente com início a partir dos anos 1980, com a Política Nacional de Meio Ambiente, estabelecida pela Lei Federal nº 6.938. Esta dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, além de outras providências específicas. Com o estabelecimento da Constituição de 1988, houve o estabelecimento de atribuição municipal para legislar acerca de assuntos de interesse local, como é o caso da limpeza urbana.

A partir de 1991, diversas resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA, são publicadas e determinam diversas regras para resíduos específicos. A exemplo, a Resolução CONAMA 401/80 determinou limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias que fossem comercializadas em território nacional. Este foi o primeiro passo para a determinação de responsabilidade sobre o poluidor e implementação da logística reversa.

Por fim, houve a publicação da Lei Federal nº 12.305, a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, PNRS. Dentre os principais princípios da PNRS no que diz respeito à Avaliação de Ciclo de Vida, ACV, estão a visão sistêmica na gestão dos resíduos sólidos e o desenvolvimento sustentável.

Além disso, a PNRS estabelece em seu artigo 7º a adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais.

De forma geral, grande parte do arcabouço legal foi bem definido somente a partir de 2010, data de publicação da Lei nº 12.305, sendo assim um marco bastante recente. Por fim, foi editado o Decreto nº 10.936/2022, que instituiu o Plano Nacional de Resíduos sólidos, que é atualmente o principal instrumento previsto, estabelecendo estratégias, diretrizes e metas para o setor até 2042 (MORAES; DOLPHINE; MAEDA, 2023).

2.2 A gestão de resíduos no Brasil

Ainda que tenha sido promulgada a PNRS, diversas dificuldades foram encontradas pela maioria dos municípios em cumprir a normativa. Até 2016, cerca de 60% dos municípios ainda não haviam implantado disposição final ambientalmente adequada para os resíduos (ZAGO; BARROS, 2019). Assim, mais de 3300 municípios ainda não dispunham de locais próprios para destinação dos resíduos. Em 2022, cerca de 93 % dos municípios

já contam com alguma cobertura de coleta de resíduo sólido urbano, RSU (ABRELPE, 2022). Porém, segundo o mesmo estudo, somente 61 % da massa total de RSU conta com disposição final ambientalmente adequada.

Embora a PNRS contemple vários tipos diferentes de resíduos, as principais metas se concentram em resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana e resíduos sólidos urbanos. Conforme o PNRS, a primeira etapa de gerenciamento de resíduos sólidos é a geração dos resíduos. Para definir com clareza essa etapa, é necessário caracterizar os resíduos gerados, em que volume e em quais locais há sua geração (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022). O Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2022, publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, Abrelpe, informa que a geração média per capita é de $1,043 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, no ano de 2022 (ABRELPE, 2022).

Outro ponto de elevada importância é a composição do resíduo, uma vez que para cada tipo de resíduo existe um tipo específico de destinação adequada. Para uma melhor gestão e gerenciamento de resíduos, é necessário avaliar a quantidade e tipo de material descartado, visando estimar a fração que pode ser reciclada ou reaproveitada, para assim estimar a redução do volume aterrado (FRICKE, 2015). A estimativa da composição gravimétrica média do RSU coletado no Brasil é apresentada na figura (2).

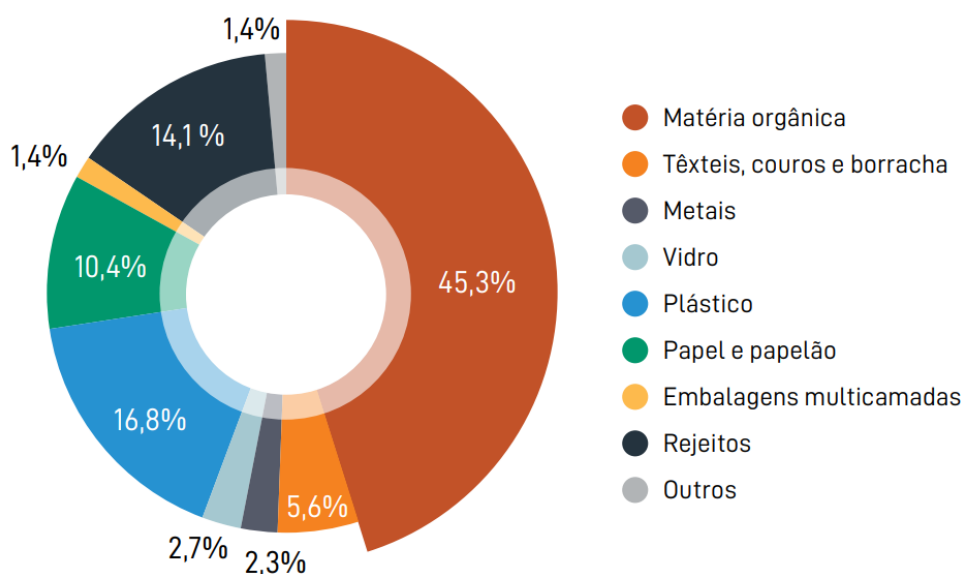


Figura 2 – Composição gravimétrica média do RSU coletado no Brasil (ABRELPE, 2020)

Aterros sanitários ainda são a principal forma de destinação final ambientalmente adequada no país. Porém, mesmo que seja uma alternativa viável para a não utilização de lixões e aterros controlados, o PNRS traz a necessidade da implementação de políticas de redução, reciclagem e valorização de resíduos orgânicos. Essa valorização visa mitigar as emissões de gases de efeito estufa, prolongar a vida útil dos aterros sanitários e reduzir os custos com manutenção (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022). Essas políticas

de redução são essenciais, haja vista que os aterros sanitários são a terceira maior fonte antropogênica de metano no planeta (MONTZKA; DLUGOKENCKY; BUTLER, 2011).

A recuperação energética é definida no PNRS como a conversão de resíduos sólidos em combustível, energia térmica ou eletricidade, por meio de processos como a digestão anaeróbia, recuperação de gás de aterro sanitário, incineração e coprocessamento (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022). Para ser realizada, faz-se necessária a comprovação de viabilidade técnica e ambiental e a implementação de um programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos, aprovados pelo órgão ambiental responsável.

Juntamente com a previsão legal, já estão previstas portarias do Ministério do Meio Ambiente e Ministério de Minas e Energia para a compra de energia elétrica proveniente de novos empreendimentos de geração (Ministério de Minas e Energia - BRASIL, 2020a)(Ministério de Minas e Energia - BRASIL, 2020b). Tais portarias buscam definir as diretrizes para leilões de contratação de energia a partir da recuperação energética de RSU, em busca de suprir o crescimento do mercado das distribuidoras a partir de 2026 (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022).

No que diz respeito ao resíduo agrossilvopastoril, RASP, os dados tem detalhamento muito menor, passando apenas por estimativas gerais no PNRS. Não são considerados resíduos orgânicos que permanecem no campo, dejetos animais em sistemas de pastagem ou resíduos florestais deixados no campo (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022). Porém, já existe regulamentação acerca da utilização dos subprodutos e resíduos de valor econômico, de origem animal ou vegetal, como insumos de cadeias produtivas, referidos na Lei nº 8.171, que dispõe sobre a política agrícola, e na Lei nº 9.972, que institui a classificação de produtos vegetais, subprodutos e resíduos de valor econômico.

2.3 O desenvolvimento do aproveitamento energético de resíduos a partir da incineração

A incineração é um processo de oxidação do combustível contido no resíduo, podendo ser utilizado para diversos tipos de resíduo. Durante a incineração, diversos gases de combustão são gerados, como CO_2 , N_2 e H_2O . A depender da composição do material, também são liberadas quantidades pequenas de CO , óxidos de nitrogênio e óxidos de enxofre, além da deposição de metais pesados (NEUWAHL et al., 2019). Ainda que a eficiência de conversão através da incineração seja relativamente baixa, com valores de cerca de 15% para geração de energia (BEYLOT et al., 2018), há significativa redução de volume dos resíduos que seriam destinados ao aterro. Além disso, há ainda a eliminação da emissão de metano, produzido no processo de decomposição da parte orgânica.

Dinamarca, Suécia, Estônia e Finlândia são hoje referência global em incineração de RSU, incinerando acima de 50 % de todo o resíduo produzido. Conseqüentemente, houve uma redução do uso de aterros para menos de 10 % do RSU gerado (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018). A China, mesmo iniciando a implementação de usinas de incineração quase um século após os EUA e Europa, conta com a maior capacidade de incineração entre todos os países, com capacidade para tratar 230 mil toneladas diárias (LU et al., 2017).

No momento, mais de 1100 plantas de incineração de RSU estão ativas no mundo inteiro, com capacidade de cerca de 700 mil toneladas de processamento diário. Porém, a localização dessas se divide principalmente entre os EUA, União Europeia e porção leste da Ásia (LU et al., 2017). No Brasil, o PNRS cita que não existem plantas de incineração de RSU em atividade, sendo as existentes incineradoras de resíduos industriais, de serviços de saúde e de equipamentos que contenham Bifenilas Policloradas (Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022). Em fase de implantação ou com licença ambiental garantidas, são citadas as seguintes:

- Unidade de Recuperação Energética de Barueri - SP, com capacidade de tratamento de 825 toneladas por dia, em fase de implantação;
- Unidade de Recuperação Energética do Caju, Rio de Janeiro - RJ, com capacidade projetada de 1200 toneladas por dia, com licença ambiental aprovada;
- Unidade de Recuperação Energética de Mauá - SP, com capacidade projetada de 4000 toneladas por dia, com licença ambiental aprovada.

Desse modo, ainda que exista a presença da incineração em diversos países da África e América Latina, as quais a utilizam principalmente para resíduos médicos e perigosos em geral, é exceção a utilização para recuperação energética (SCARLAT et al., 2015). Assim, o desenvolvimento do aproveitamento energético de resíduos a partir da incineração se concentra principalmente nos projetos, políticas e leis dos EUA e Europa.

A partir do século XIX, com o aumento crescente da produção de resíduos, ficou evidente que a incineração, juntamente com a recuperação de parte deles, seria uma alternativa viável para o seu tratamento. Inicialmente, o objetivo das plantas de incineração era somente o tratamento final do resíduo, nos quais não havia intenção de fazer a recuperação energética. As primeiras plantas de incineração instaladas na Europa e nos Estados Unidos da América só foram substituídas por sistemas de recuperação, como produção de vapor, no final do século XIX (USA, 1980).

De forma geral, a priorização de sistemas de recuperação de calor se dá no século XX, principalmente impulsionada pelo aumento dos preços dos combustíveis fósseis. Essa

priorização definiu a recuperação de calor para geração de vapor e energia como uma das prioridades nos projetos de sistemas de tratamento de resíduos (USA, 1980). Porém, nesse início as plantas de recuperação energética de resíduos, *Waste-to-Energy - WtE*, ainda não contavam com sistemas de tratamento dos gases de combustão.

Com o desenvolvimento dos incineradores de modelo WtE, iniciou-se um movimento de oposição pública em vista da poluição gerada. Assim, políticas de controle acerca de material particulado e gases ácidos começaram a surgir, acompanhando o desenvolvimento das tecnologias (NIESSEN, 2010). Desse modo, os projetos para as plantas de incineração se tornaram cada vez mais complexos, o que causou a desaceleração dos processos de tratamento térmico frente aos aterros como alternativa para tratamento de RSU. Nos EUA a participação da incineração foi de 31 % em 1960 para apenas 9 % em 1980 (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018).

Com a restrição cada vez maior acerca das regulações dos gases de combustão, a utilização de incineração demandava tecnologia robusta, capaz de promover grande redução no volume de resíduos, alta eficiência na recuperação de calor e materiais, além de controle dos gases de forma se adequar às novas políticas (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 1999). Porém, o fator que afetou em maior grau o desenvolvimento das tecnologias de WtE foi definitivamente o controle de emissões (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018).

Os primeiros poluentes que atraíram preocupação foram o material particulado, os óxidos de nitrogênio e enxofre e metais pesados, ainda que as análises dos gases de combustão também atestassem a presença de ácido clorídrico e ácido fluorídrico (USA, 1971). Foi somente na virada do fim do século XX que as dioxinas emitidas nas plantas de incineração foram notadas, sendo necessárias modificações nos sistemas de controle de emissões (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 1999). Os sistemas modernos de controle de poluentes combinam diversos sistemas para o controle de óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre, *HCl*, *HF* e grande parte dos metais pesados (ZHAN et al., 2016).

Ainda assim, mesmo com os sistemas de controle de poluentes sendo capazes de se adequar a critérios rigorosos de emissão de poluentes, a opinião pública ainda suspeita da névoa branca emitida nas usinas de incineração. Desse modo, mesmo com o longo processo de desenvolvimento, ainda falta conscientização pública acerca dos sistemas de tratamento de resíduos (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018).

Acerca dos sistemas de controle de gases de combustão, o desafio principal está nas variações de composição do RSU, o que impacta nas emissões de material particulado e no fluxo de gases emitidos, uma vez que a composição do material em combustão não é homogênea. Como resultado, os sistemas envolvem controles precisos da combustão e pós combustão para garantir uma queima quase completa dos gases de combustão (WISSING; WIRTZ; SCHERER, 2017).

2.4 Desafios e perspectivas acerca do aproveitamento energético a partir da incineração

O primeiro desafio enfrentado é preocupação pública sobre as dioxinas, com uma alta aceitação desde 2004 que a incineração de RSU era a sua principal fonte de emissão (MARTÍNEZ-GUIJARRO; RAMADAN; GEVAO, 2017). As dioxinas são tóxicas, carcinogênicas e conhecidas por provocar problemas endócrinos (CHEN et al., 2017).

Dioxinas estão presentes no RSU, e ainda que possam ser destruídas durante o processo de incineração, podem se reestabelecer nos gases de combustão, com períodos de meia vida que podem durar décadas, sendo definidas como poluentes orgânicos persistentes (CHEN et al., 2017). O controle desses componentes é atualmente feito com um controle rígido para estabelecer condições ótimas da sua destruição na câmara de combustão, bem como o controle para a inibição da sua formação pós combustão (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018)(VANE et al., 2014).

Outro ponto é a imprevisibilidade geral da composição do RSU. De forma geral, o volume de RSU produzido, bem como a sua composição, são intimamente ligados ao desenvolvimento econômico do local avaliado, de modo que países em desenvolvimento tendam a uma proporção de resíduos orgânicos e biodegradáveis mais elevada (COUTH; TROIS, 2011). Isso pode ser visto na figura (3), que compara a composição do RSU com 4 classes diferentes de países, definidas pelo Banco Mundial.

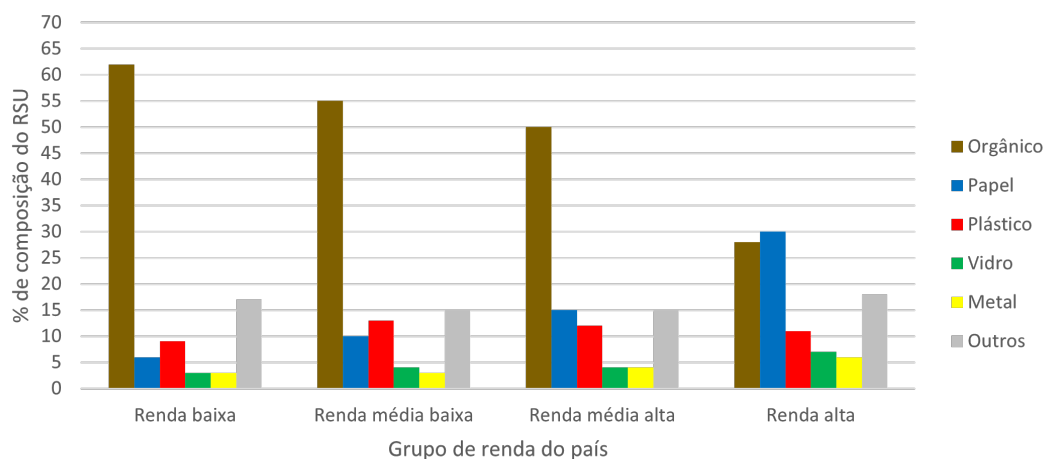


Figura 3 – Estimativa da composição gravimétrica média do RSU coletado em diferentes categorias de países para 2025, autoria própria com base em (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012)

A composição diversa do RSU impacta diretamente na combustibilidade da matéria. Grandes variações impactam diretamente em um aquecimento não homogêneo do boiler e aumentam a complexidade do sistema de tratamento de gases de combustão (MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018). A exemplo, o conteúdo de

umidade aumenta o peso do RSU sem aumentar o valor energético, sendo que a incineração requer umidade máxima abaixo de 25 % em geral (DONG et al., 2016). Os níveis de variação da composição do RSU devem ser controlados a partir de pré-tratamento.

Uma limitação acerca do pré-tratamento no sistema moderno de tratamento de resíduos é o alto custo, que impacta diretamente a decisão das autoridades responsáveis, geralmente acima dos valores que são orçados para o manejo de resíduos (TESTER et al., 2012). É recomendado que, para uma incineração com recuperação de energia efetiva economicamente, o poder calorífico inferior do RSU deve estar acima de 7 MJ.kg^{-1} em média, com valor inviável abaixo de 6 MJ.kg^{-1} em média (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 1999).

2.5 O aproveitamento de resíduos a partir da digestão anaeróbia

O biogás, termo utilizado para se referir ao gás proveniente da digestão anaeróbia, é uma alternativa promissora quanto a geração de energia. Diversos benefícios da sua utilização podem ser listados, como a utilização para manejo de resíduos (REHL; MÜLLER, 2011), auxílio na mitigação de impactos ambientais pela mudança na matriz energética (CUÉLLAR; WEBBER, 2008) e utilização de digestato na agricultura (QI et al., 2005).

Diversos empreendimentos de utilização da digestão anaeróbia juntamente com o setor de agricultura podem ser encontrados na literatura (RAPPORT et al., 2008), visando mitigar parte dos impactos ambientais e para a geração de energia. A maior parte desses empreendimentos utiliza sistemas de estágio único, método no qual todas as reações biológicas e processos ocorrem em um único reator (BERE, 2000).

O processo de digestão anaeróbia é considerado um processo complexo, no qual ocorrem diversas reação bioquímicas em ambiente anaeróbio (ASLANZADEH, 2014). A formação de metano envolve quatro diferentes etapas, hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. De forma geral, a limitação na produção de metano é imposta por uma fase específica do processo, que varia de acordo com o substrato utilizado (ASLANZADEH, 2014).

Os microorganismos utilizados variam de acordo com cada fase, conforme diferentes propósitos, fisiologia, necessidades nutricionais, forma de crescimento e sensibilidade ao ambiente. Assim, é comum a dificuldade em definir um balanço entre os grupos específicos, os acidogênicos e os metanogênicos, o que pode levar a instabilidade e baixas taxas de produção de metano (DEMIREL; YENIGÜN, 2002). Esses dois grupos podem ser fisicamente separados com a intenção de explorar suas taxas de crescimento separadamente (POHLAND; GHOSH, 1971), o que pode ser feito como diversas técnicas, como separação por membranas e controle de pH (WANG et al., 2018).

A hidrólise, primeira fase da digestão anaeróbia, envolve a transformação de matéria orgânica de alta massa molecular, como lipídios, polissacarídeos e proteínas, em matéria orgânica solúvel e com menor massa molecular, como monossacarídeos e aminoácidos (ADEKUNLE; OKOLIE et al., 2015). Essa primeira parte tem grande importância, haja vista que moléculas orgânicas muito grandes não são diretamente absorvidas e utilizadas por microrganismos como fonte de substrato ou alimento.

Com os monômeros produzidos na fase hidrolítica, têm início a fase de acidogênese. Nessa fase, diferentes bactérias degradam os monômeros em ácidos orgânicos de cadeia mais curta, como o ácido acético e ácido butanoico, além de álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono (ADEKUNLE; OKOLIE et al., 2015). Nessa fase, carboidratos simples, ácidos graxos e aminoácidos são convertidos em ácidos orgânicos e álcoois (GERARDI, 2003).

Na fase seguinte, acetogênese, os produtos da fase anterior são consumidos durante o processo de oxidação anaeróbia por outro grupo de microrganismos (ASLANZADEH, 2014). Produtos que não podem ser convertidos diretamente em metano pelas bactérias metanogênicas são convertidos em substratos que podem ser convertidos, como acetatos, e hidrogênio (SEADI et al., 2008).

Por fim, na fase metanogênica há a produção de metano e dióxido de carbono por bactérias em condições anaeróbias estritas (ASLANZADEH, 2014). A metanogênese é uma fase crítica em todo o processo, uma vez que é a fase mais lenta de todo o processo bioquímico da digestão anaeróbia (SEADI et al., 2008). A figura (4) sumariza o processo e os estágios da digestão anaeróbia.

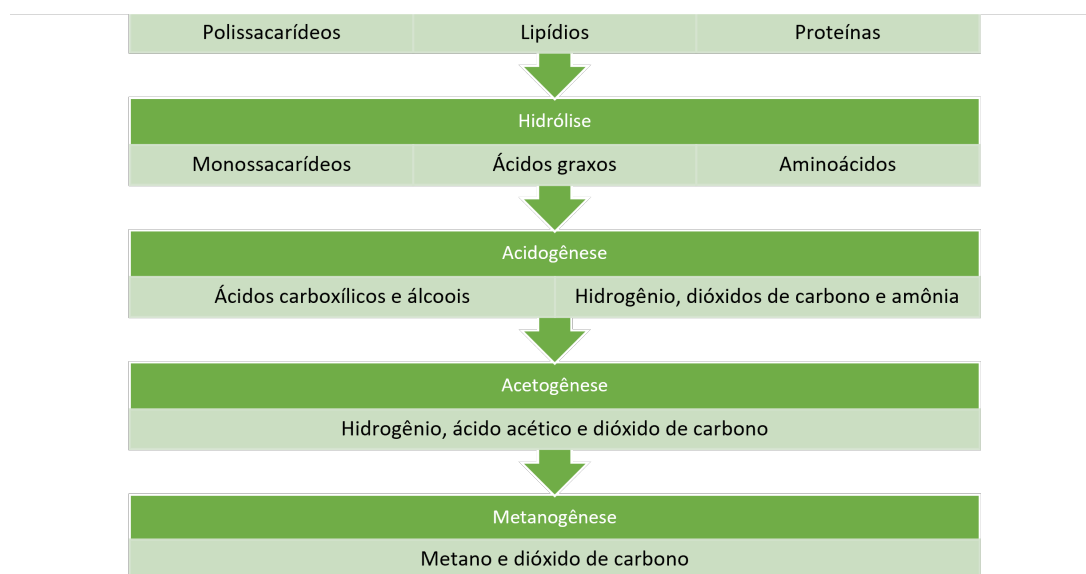


Figura 4 – Etapas da digestão anaeróbia e seus respectivos produtos, autoria própria com base em (SEADI et al., 2008)

No Brasil, o PNRS cita que não há muitas iniciativas de projetos de digestão

anaeróbia de grande porte ([Ministério do Meio Ambiente - BRASIL, 2022](#)), mas destaca dois exemplos:

- Município de Bertioga - SP, que opera desde 2018 a primeira planta de digestão anaeróbia em contêineres do Brasil, com capacidade de tratamento de 120 toneladas por mês;
- Usina de Biogás do Caju, no Rio de Janeiro - RJ, que opera desde 2018 e possui capacidade instalada para o recebimento de 30 toneladas de resíduo por dia.

2.6 Desafios e perspectivas da implementação da digestão anaeróbia

Acerca da decomposição de material orgânico através da digestão anaeróbia, a razão carbono-nitrogênio C/N é de grande importância, uma vez que a eficiência do processo depende dessa razão, a depender também de qual é o substrato utilizado ([YEN; BRUNE, 2007](#)). A definição da razão C/N ótima é complexa, passando por vários fatores, como a limitação de carbono ou hidrogênio no substrato, a proporção de material orgânico, e a composição do substrato. A quebra de celulose, por exemplo, é lenta em comparação a quebra da glicose, que degrada rapidamente, enquanto a lignina necessita de pré-tratamento, não degradando no processo ([GUNASEELAN, 1997](#)).

A causa mais comum da ineficiência do processo de digestão anaeróbia é a presença de substâncias inibidoras. Uma grande variedade de substâncias podem inibir o processo, causando impactos no crescimento dos microrganismos, decréscimo na taxa de produção de metano e acumulando ácidos orgânicos ([KROEKER et al., 1979](#)). Porém, a inibição dos processos depende do substrato utilizado, concentração da substância, tipo de microrganismos utilizados, temperatura, aclimação, entre outros ([CHEN; CHENG; CREAMER, 2008](#)).

Uma das substâncias inibidoras é a amônia, benéfica em concentrações abaixo de 200 mg/L , sendo um nutriente essencial, haja vista que o nitrogênio é necessário para a fase de metanogênese ([LIU; SUNG, 2002](#)). A presença de íons de sódio, cálcio e magnésio é antagônica à inibição que a amônia promove, resultando em vários casos no aumento da produção de metano ([KUGELMAN; MCCARTY, 1965](#)).

No caso da digestão anaeróbia de RASP, há uma grande quantidade de conteúdo lignocelulósico. Assim, problemas com baixa eficiência de produção de metano associada com a razão C/N podem surgir no processo. Além disso, a inibição pode ser causada por resíduos de pesticidas e herbicidas ([KHALIL et al., 1991](#)). Assim, pré-tratamentos como hidrólise básica ou ácida devem ser empregados para aumentar a taxa de produção de

metano (LIU; SUNG, 2002). O pré-tratamento com *NaOH* em resíduos provenientes da colheita de milho já foi reportado, permitindo uma produção de até 37 % mais biogás, promovendo degradação significativa da lignina com perda de celulose limitada (ZHU; WAN; LI, 2010).

Por outro lado, a utilização de diversos aditivos ao processo favorecem a produção de metano. A utilização de fungos que atacam lignina, por exemplo, pode promover um aumento de até 15 % na taxa de produção de metano (ZHAO, 2013).

2.7 A Avaliação de Ciclo de Vida

De forma geral, uma Avaliação de Ciclo de Vida, ACV, é uma compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. Esse produto pode ser um serviço, uma informação, um produto em si ou um material. A ACV é focada nos impactos ambientais, determinando as cargas ambientais relacionadas ao produto, que devem ser utilizadas de forma holística pelo avaliador para realizar comparações.

Diversas normas especificam a ACV, especificando requisitos e orientações para diversos aspectos da Avaliação de Ciclo de Vida. Dentre tais normas, no contexto dos resíduos é importante citar:

- ISO 14040:2006 - Descreve princípios e a estrutura para a realização da ACV. Inclui a definição de objetivo, escopo, Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida, AICV, interpretação do ciclo de vida, elaboração do relatório, análise crítica da ACV, limitações da ACV, relação entre fases da ACV e cita elementos opcionais;
- ISO 14044:2006 - Complementa a ISO 14040:2006 com requisitos mais específicos;
- ISO 14046:2014 - Especifica princípios na avaliação da pegada de água em produtos. Apenas emissões de ar e solo, as quais possam impactar na qualidade da água, são incluídas;
- ISO 14048:2002 - Define requisitos para a documentação de divulgação de relatórios, de forma que a documentação seja transparente e inequívoca;
- ISO 14067:2018 - Especifica princípios na avaliação da pegada de carbono;
- ISO 14025:2015 - Estabelece os princípios e procedimentos para desenvolver programas de declaração ambiental;

Os estudos da ACV compreendem quatro fases principais, todas relacionadas entre si. As fases são:

- Definição de Objetivo e Escopo;
- Análise de Inventário;
- Análise de Impacto;
- Interpretação.

Com a realização das fases principais, elabora-se um relatório e faz-se uma revisão crítica acerca da ACV realizada.

Para a definição do objetivo e escopo, deve haver a declaração da aplicação pretendida, das razões para a execução do estudo, definição de público alvo e deve-se definir se existe intenção de utilizar os resultados para divulgação pública.

Convém que o escopo seja suficientemente bem definido para assegurar que a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo sejam compatíveis com o objetivo. O escopo inclui:

- O sistema de produto;
- As funções do sistema de produto;
- A unidade funcional;
- Procedimentos de alocação;
- Categorias de impacto selecionadas, metodologia para avaliação de impactos e interpretação a ser utilizada;
- Requisitos de qualidade de dados;
- Pressupostos;
- Limitações

O Inventário de Ciclo de Vida, ICV, envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar insumos e produtos em cada processo. Por ser um processo iterativo, à medida que os dados são coletados há a ampliação do conhecimento sobre o sistema, de forma que novas limitações podem surgir, alterando o processo de construção de ICV e até modificando objetivo e escopo do estudo. A figura (5) demonstra as etapas operacionais para a Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida, conforme as normas vigentes.

Na etapa de Avaliação do Impacto Ambiental do Ciclo de Vida, AICV, avalia-se a significância e a importância ambiental do sistema analisado, com base no ICV. Nesse processo, associa-se os dados do inventário com categorias de impacto específicas, em

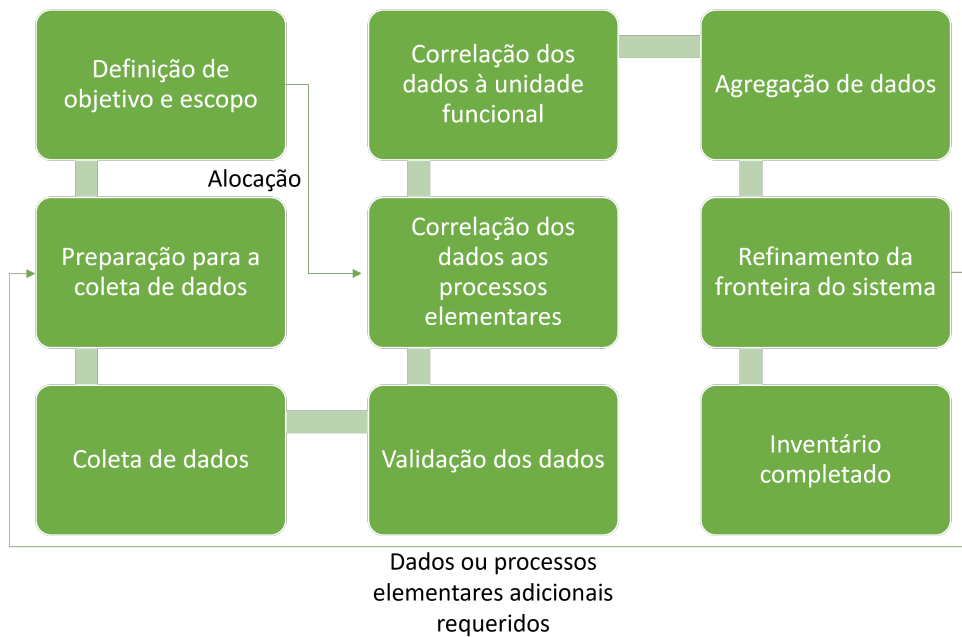


Figura 5 – Etapas operacionais para a Análise de Inventário de Ciclo de Vida, autoria própria com base em (Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 2009)

busca de entender tais impactos. A norma preconiza que cada procedimento, pressuposto e outras operações dentro da AICV devem ser transparentes, mas cada escolha e nível de detalhamento dependem do objetivo e escopo do estudo. Como elementos mandatórios, tem-se:

- Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- Correlação de resultados do ICV;
- Cálculo de resultados dos indicadores de categoria.

Na seleção e definição dos indicadores e categorias de impacto, pode-se empregar tanto indicadores intermediários como finais. Diversos métodos para indicadores intermediários e finais podem ser utilizados, como CML, Eco-Indicator, EDIP, Impact 2002+, Recipe, entre outros. Conforme (CUNHA, 2021), os métodos Eco-Indicator99, CML 2001 e EDIP97 são os mais utilizados no Brasil.

Por fim, faz-se a interpretação dos resultados, identificando questões significativas acerca da completude, sensibilidade e consistência do estudo, bem como conclusões, limitações e recomendações. Os resultados podem ser apresentados em forma de conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, de forma consistente com os objetivos e escopo do estudo (CUNHA, 2021).

3 Estudo de caso

Através da análise bibliográfica, as principais lacunas atuais da literatura foram identificadas. Em vista de avaliar novos cenários, bem como adicionar um novo tipo de resíduo nas avaliações feitas, fez-se um estudo de caso para 5 diferentes cenários de gestão e aproveitamento de resíduos.

3.1 Cenários analisados

Para cada cenário analisado um modelo tecnológico foi construído, visando estabelecer as fronteiras de cada sistema analisado, bem como suas especificidades técnicas e quais modelos poderiam ser utilizados para cada análise. Cada cenário é descrito de maneira geral em relação aos seus processos. Cada processo é detalhado em seu inventário específico, havendo também, ao final de cada inventário específico, um inventário consolidado de todo o cenário.

3.1.1 Cenário 1 - Não utilização do Resíduo Agrossilvopastoril

No cenário 1, não há utilização dos resíduos produzidos, ou seja, sua decomposição é feita no local da colheita.

Para avaliação dos impactos relacionados, estima-se a geração de RASP com base na produção agrossilvopastoril. A geração é avaliada conforme o seu local, bem como sua sazonalidade e razão de produção de resíduos, estimada através da literatura. Estima-se também a caracterização do resíduo e os impactos da sua decomposição no local de geração.

De maneira consolidada, o fluxo de avaliação do cenário 1 pode ser observado na figura (6).

3.1.2 Cenário 2 - Resíduo Agrossilvopastoril com coleta e digestão anaeróbia em usinas descentralizadas

Com a mesma estimativa de geração e caracterização do cenário 1, há a adição de uma etapa de coleta do resíduo do seu local de produção. A etapa de coleta é avaliada conforme a eficiência de colheita, com dados de literatura. Estima-se também a razão ótima de coleta dos resíduos.

Esse resíduo coletado é levado para usinas descentralizadas, presentes em cada unidade rural. Em cada usina o resíduo passa por um processo de digestão anaeróbia.

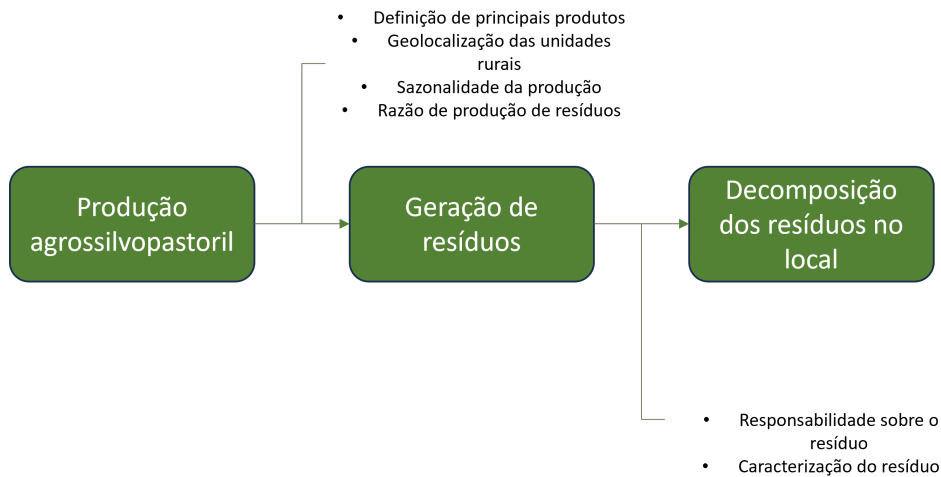


Figura 6 – Fluxo de avaliação do cenário 1

Os impactos da etapa de recolhimento são estimados de acordo com a literatura, avaliando principalmente o consumo de combustível nesse processo. Os impactos da digestão anaeróbia são avaliados conforme um modelo simples de digestão, fazendo o balanço entre os insumos necessários e os produtos obtidos.

De maneira consolidada, o fluxo de avaliação do cenário 2 pode ser observado na figura (7).

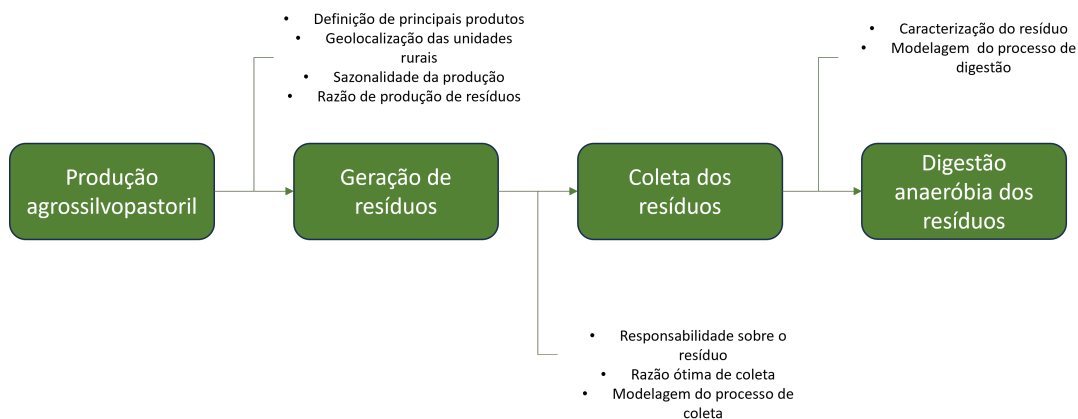


Figura 7 – Fluxo de avaliação do cenário 2

3.1.3 Cenário 3 - Resíduo Agrossilvopastoril com coleta, transporte e digestão anaeróbia em usina centralizada

O resíduo gerado é estimado da mesma forma que no cenário 1. Além da coleta, etapa já presente no cenário 2, há também uma nova etapa, de transporte dos resíduos. Os resíduos são transportados de cada unidade rural até uma unidade central, na qual propõe-

se uma usina centralizada. Nessa usina, o resíduo passa por um processo de digestão anaeróbia.

Os impactos do recolhimento e da digestão anaeróbia dos resíduos é feito da mesma forma que no cenário 2. A etapa de transporte é avaliada principalmente quanto ao consumo de combustível. O consumo de combustível nesse processo é avaliado conforme a literatura, tendo como base os trajetos estimados por análise das menores rotas possíveis.

De maneira consolidada, o fluxo de avaliação do cenário 3 pode ser observado na figura (8).

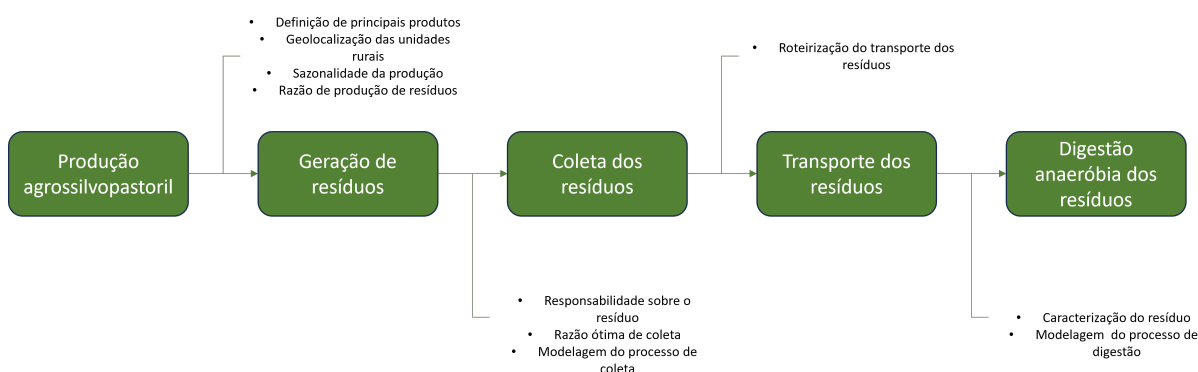


Figura 8 – Fluxo de avaliação do cenário 3

3.1.4 Cenário 4 - Resíduo Sólido Urbano com destinação ao aterro sanitário

O cenário 4 é conforme o atual processo de gestão de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal. Inicialmente o RSU é coletado em cada ponto de coleta, sendo transportado até uma unidade de transbordo, unidade de tratamento mecânico-biológico ou diretamente até o aterro sanitário. Após o transporte, todo resíduo é aterrado.

A geração de resíduos é avaliada conforme dados disponibilizados pelo órgão competente, bem como a sua sazonalidade de produção. Os resíduos são caracterizados conforme a sua gravimetria.

Para avaliação dos impactos da coleta e transporte, são utilizados os dados de GPS dos caminhões, que fornecem a rodagem média. O consumo de combustível é definido através da literatura, tendo como base a rodagem média.

Quanto aos impactos do aterro dos resíduos, a avaliação é feita unindo dados disponíveis sobre o resíduos e estimativas de literatura, adequada à composição do resíduo utilizado.

De maneira consolidada, o fluxo de avaliação do cenário 4 pode ser observado na figura (9).

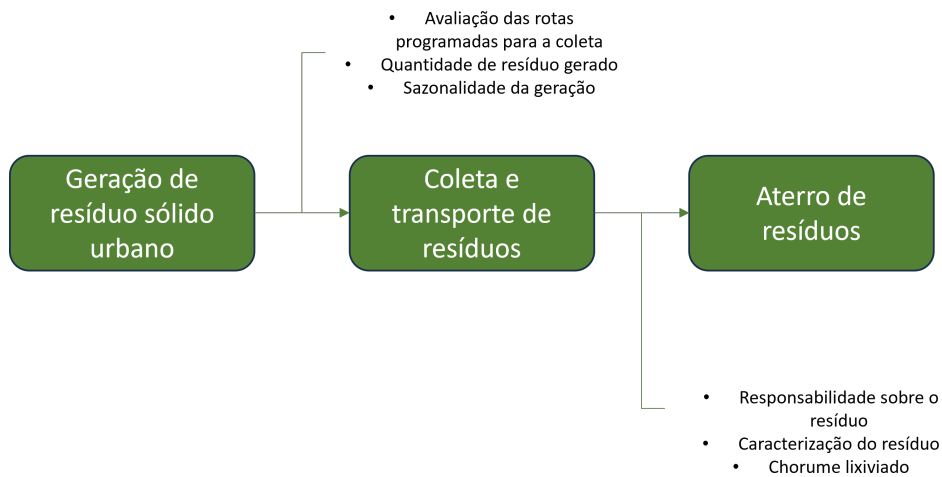


Figura 9 – Fluxo de avaliação do cenário 4

3.1.5 Cenário 5 - Resíduo Sólido Urbano incinerado com recuperação de energia

Para o cenário 5, propõe-se uma alteração no atual processo de gestão de RSU. Após o transporte, o resíduo é incinerado, recuperando-se energia no processo.

A avaliação do impacto da coleta e transporte é feita da mesma forma que no cenário 4. Quanto aos impactos da incineração, são utilizados os dados de caracterização dos resíduos juntamente com estimativas de literatura, adequada à composição do resíduo utilizado.

De maneira consolidada, o fluxo de avaliação do cenário 5 pode ser observado na figura (10).

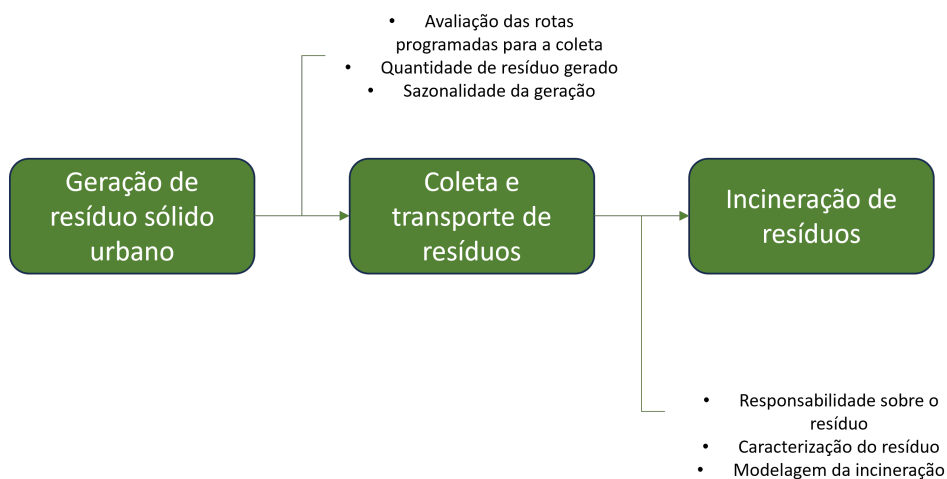


Figura 10 – Fluxo de avaliação do cenário 5

3.2 Escopo

O sistema analisado é a gestão de resíduos no Distrito Federal. O sistema de gestão de resíduos do DF divide os resíduos em diversos responsáveis e destinações finais específicas para cada um destes. Assim, faz-se necessária uma explicação mais aprofundada sobre o modelo de gestão atual implementado.

3.2.1 A gestão de resíduos no Distrito Federal

De acordo com os marcos legais nacionais estabelecidos, a Lei Distrital n.º 5.418, de 2014, instituiu a Política Distrital de Resíduos Sólidos, determinando a elaboração do Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, PDGIRS. Ele abrange todo o território do Distrito Federal, com horizonte de atuação de 20 anos, abordando diversos tópicos, como por exemplo:

- Diagnóstico e identificação dos principais fluxos de resíduos;
- Normas e diretrizes para a disposição final de rejeitos e resíduos;
- Meios utilizados para o controle e fiscalização da implementação e operacionalização dos processos definidos;
- Identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos a plano de gerenciamento específico;

O PDGIRS visa proporcionar a gestão dos resíduos sólidos de acordo com as prioridades estabelecidas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PDGIRS, 2015), priorizando, na ordem, a não geração de resíduos, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e adequação da disposição final.

Conforme a divisão definida, categoriza-se os resíduos em 3 grupos: Resíduo Sólido Urbano, Resíduos Especiais e Resíduos Sujeitos à Logística Reversa. Os grupos são formados com base na origem e responsabilidade atribuída ao seu gerenciamento, conforme a figura (11).

Dentre os resíduos descartados em maior quantidade, tem-se o resíduo sólido urbano, RSU. Para o RSU, que é de responsabilidade pública, há a divisão entre resíduos secos recicláveis, resíduos orgânicos e demais resíduos. Para cada tipo de resíduo há um processo de gestão diferente, conforme a figura (12).

Como processo de valorização de resíduo sólido domiciliar, RDO, duas rotas são atualmente utilizadas: a coleta seletiva para reciclagem e tratamento mecânico-biológico para compostagem. As Unidades de Tratamento Mecânico Biológico, UTMB, separam a fração orgânica dos resíduos para o tratamento por compostagem, por sistema aberto

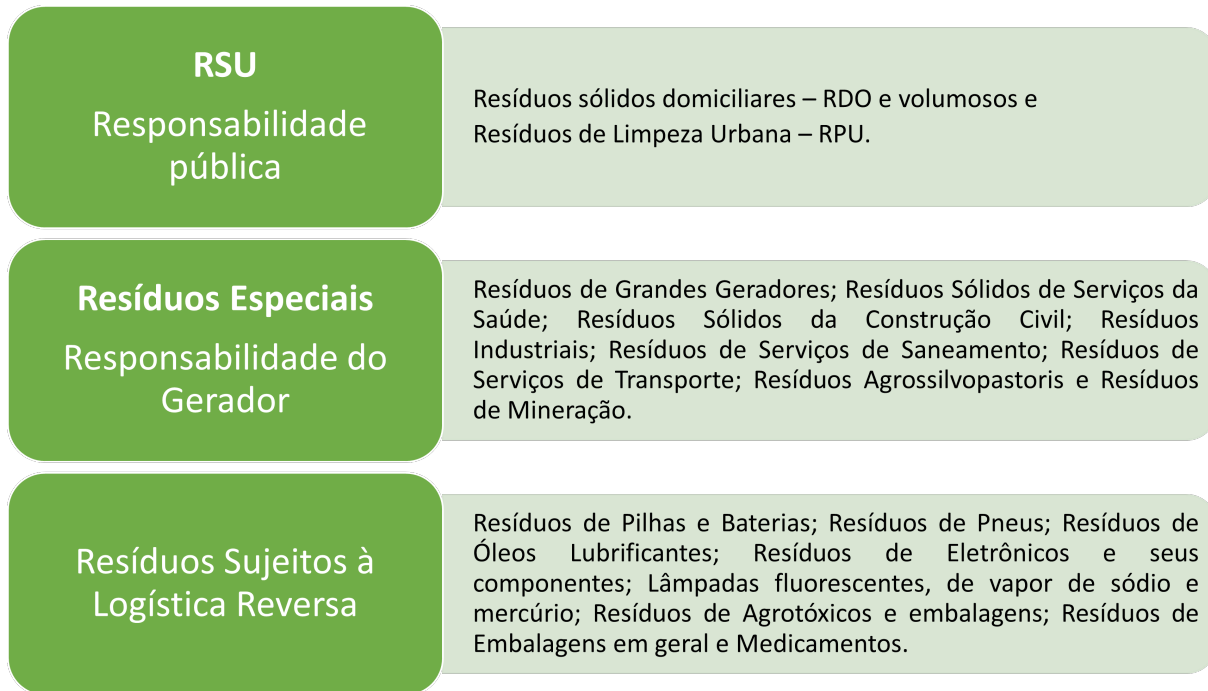


Figura 11 – Classificação de resíduos, autoria própria com base em (PDGIRS, 2015)

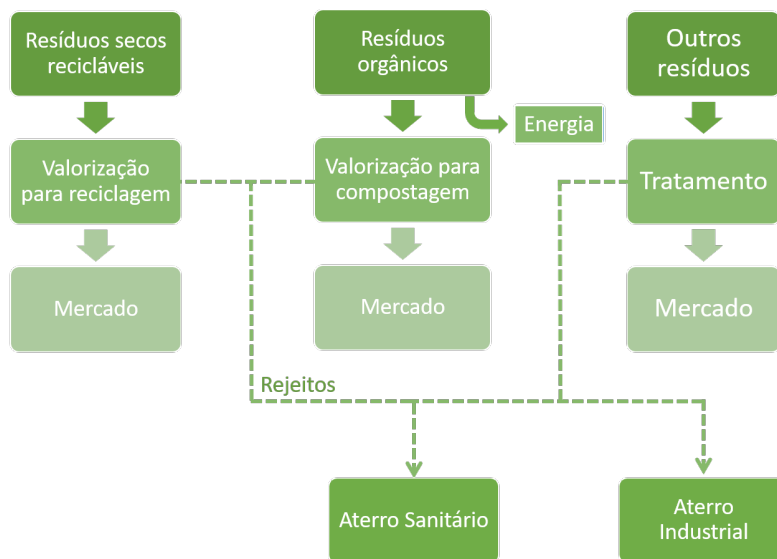


Figura 12 – Processo atual de gestão de RSU, autoria própria com base em (PDGIRS, 2015)

através de leiras (PDGIRS, 2015). Há um potencial de processamento de 600 *t/dia* para a UTMB Ceilândia e 300 *t/dia* para a UTMB Asa Sul.

Outro resíduo de elevada importância, dada sua quantidade, é o resíduo agrossilvopastoril. Os resíduos agrossilvopastoris, RASP, são definidos pela Lei 12.305/2010 como os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades (PDGIRS, 2015). Dentre esses resíduos, há a parte orgânica e a parte inorgânica, abrangendo embalagens, produtos veterinários, mangueiras de irrigação, plásticos de estufa, entre outras.

No DF, o RASP é gerenciado e fiscalizado por três entidades, EMATER, SEAGRI/DF e INPEV. A EMATER, Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Governo do Distrito Federal, presta assistência técnica e gerencial aos produtores rurais. A SEAGRI/DF, Secretaria de Agricultura e Desenvolvimento Rural, executa planos e programas que visam prevenir, controlar e erradicar doenças de notificação obrigatória, além de pragas dos vegetais que possam afetar a produção agropecuária do DF. Por fim, o INPEV, Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias, é responsável pela logística reversa das embalagens de agrotóxicos.

Por ser um Resíduo Especial, o RASP é de responsabilidade do gerador. Sendo assim, não há processo de coleta, transporte ou tratamento desse tipo de resíduo feito de forma centralizada pelo Governo do Distrito Federal.

3.2.2 A fronteira do sistema

A fronteira do estudo se limita ao RDO e RASP. A análise do RDO compreende a coleta e destinação final do resíduo, no formato *gate-to-grave*, de um portão ao túmulo, tratando o resíduo gerado como um produto gerado de forma descentralizada por cada ponto de coleta do Distrito Federal. A análise de RASP utiliza o mesmo formato, compreendendo a geração, destinação final e coleta, quando esta é aplicada. Impactos referentes à possibilidade de aumento da produção de resíduos devido à implementação do cenário não foram contabilizados. As fronteiras de cada cenário podem ser observadas na figura (13).

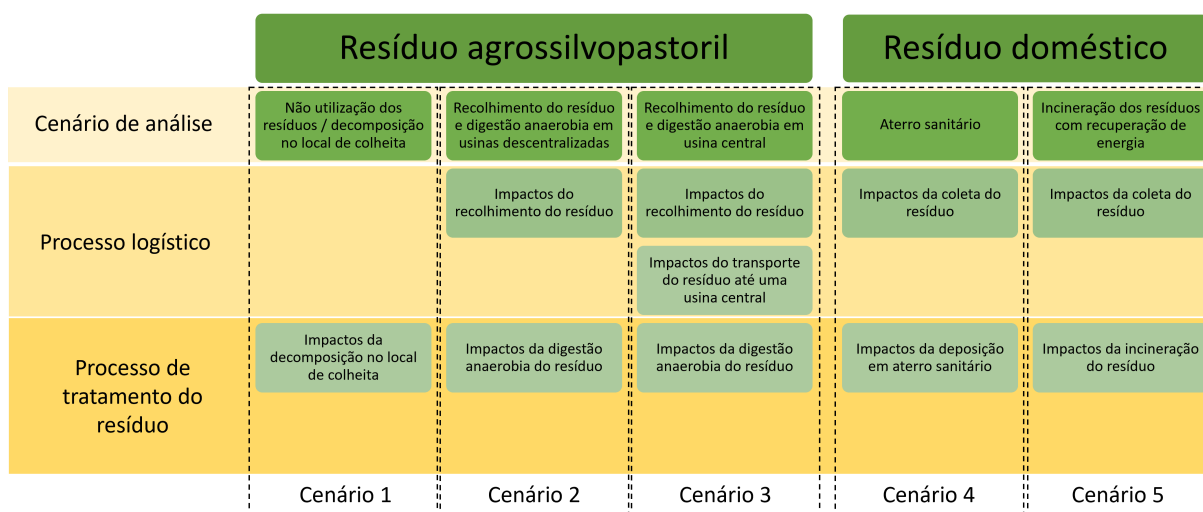


Figura 13 – Fronteiras do sistema para cada cenário analisado

3.2.3 A unidade funcional

Define-se a unidade funcional como 1 tonelada de resíduo tratado (1 tonelada). Todos os cálculos tomam como base o local inicial do resíduo como o local de geração.

3.2.4 O método de alocação

Conferindo ao resíduo um status de produto, não faz-se nenhuma alocação relacionada aos processos que geram os resíduos. Dado que os resíduos são descartados em todos os cenários analisados, a comparação entre cenários é feita somente a partir de uma visão de destinação de resíduos.

3.2.5 A metodologia de avaliação e categorias de impacto

As categorias de impacto, conforme a Avaliação de Ciclo de Vida, podem ser separadas em três grupos, divididos entre uso de recursos naturais, implicações sobre a saúde humana e consequências ecológicas (MATTSSON; SONESSON, 2003). O software utilizado como ferramenta, GaBi, conta com diversos métodos de avaliação, de forma que optou-se pelo método CML 2001. Em busca de comparar os diferentes cenários e obter boa representação dos dados obtidos em inventário, as categorias de impacto ambiental selecionadas foram:

- GWP - Potencial de aquecimento global
- AP - Potencial de acidificação
- EP - Potencial de eutrofização
- ADP - Depleção abiótica fóssil
- FAETP - Potencial de ecotoxicidade aquática
- HTP - Potencial de toxicidade humana
- TETP - Potencial de ecotoxicidade terrestre

3.2.6 Requisitos da qualidade de dados

Os dados utilizados são provenientes de duas fontes principais. Os dados iniciais que definem as quantidades de RDO produzido, bem como gravimetria e dados de coleta de resíduos, além da produção agrossilvopastoril e localização da produção provém de informação obtida pela Lei de Acesso à Informação. Os dados foram fornecidos diretamente pelo SLU e pela EMATER.

Os dados restantes são provenientes de artigos acadêmicos, teses e relatórios oficiais disponibilizados ao público. Diferentes dados foram convertidos para a mesma unidade funcional, estabelecendo cenários gerais para comparação em uma mesma unidade funcional. Haja vista que dados de uma mesma amostra não existem, diferentes anos e fontes foram consultadas. Porém, dada a caracterização que se têm disponível, bem como o cuidado de selecionar dados de fontes semelhantes, a simulação dos cenários é aproximada

do cenário real. A fim de obter dados mais acurados e específicos para o Distrito Federal, faz-se necessário acrescentar dados primários na metodologia aplicada.

3.2.7 Limitações

Dados primários e de mesma fonte não existem até a data de realização do estudo, limitando parte do estudo a estimativas e projeções baseadas em literatura. Dados mais específicos relativos à coleta de resíduos, como o uso de pneus e lubrificantes e manutenção não puderam ser contabilizados para a coleta de RDO, haja vista que as empresas que fazem a coleta não forneceram ou não dispõem de tais dados.

Dificuldades na coleta de RASP não foram contabilizados além do expressamente contabilizado nessa análise. Perda de material no transporte, qualidade do material retirado e variação de umidade não foram contabilizados pela grande complexidade em sua definição, que excede o escopo deste estudo.

Uma definição de um modelo dinâmico, tanto para a incineração como para a digestão anaeróbia não puderam ser aplicados, dada a complexidade do desenvolvimento destes modelos, que foge ao escopo deste estudo.

A construção de toda infraestrutura necessária, bem como seus equipamentos, não são considerados no escopo deste estudo.

3.3 Os ICVs do processo de gestão de resíduos do Distrito Federal

Os dados os quais não puderam ser obtidos em consulta às fontes observadas foram obtidos do software Gabi 6.0, de APIs disponíveis na base Google e no software WARM, da Agência de Proteção Ambiental norte americana. Haja vista que diversos dados primários são de difícil coleta, principalmente no que se trata do RASP, que depende da época de colheita, considerou-se também dados de bibliografia.

Tendo em conta que os cenários são propostos, processos reais auxiliares não foram incluídos na construção da avaliação de ciclo de vida, de forma que somente os processos principais e estruturantes foram analisados. Os processos são inicialmente agrupados em macroprocessos, para facilitar a compreensão. Para cada cenário, os macroprocessos são:

1. Processo atual do RDO - Coleta do RDO e deposição em aterro sanitário;
2. Incineração de RDO - Coleta do RDO e incineração de RDO;
3. Processo atual do RASP - Decomposição do resíduo no local de colheita;
4. Digestão anaeróbia do RASP - Recolhimento do RASP e digestão anaeróbia no centro da unidade rural;

5. Digestão anaeróbia do RASP - Recolhimento do RASP, transporte e digestão anaeróbia centralizada no centro da região;

Cada macroprocesso é analisado individualmente, juntamente com seus processos específicos. Inicialmente apresenta-se os dados primários disponíveis para o RDO e RASP. A partir dos dados disponíveis foram calculados parâmetros secundários necessários para a análise.

3.3.1 A coleta de RDO no Distrito Federal

Conforme estabelecido na Lei Distrital nº. 5.275, compete ao Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal, SLU, a gestão da limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos de responsabilidade pública. Conforme a lei, a finalidade prevista compreende a gestão das atividades relacionadas a:

- Coleta, transporte, triagem, transbordo, tratamento e destinação final de RDO e dos provenientes de sistema de coleta seletiva;
- Varrição e limpeza de logradouros e de vias públicas, incluídas as atividades de remoção e transporte dos resíduos sólidos produzidos;
- Operação e manutenção de usinas e instalações destinadas a triagem e compostagem, incluindo transporte, tratamento e destinação final dos rejeitos;
- Demais atividades relacionadas ao cumprimento das diretrizes de que tratam os dispositivos relacionados aos resíduos sólidos constantes da legislação vigente.

A coleta de resíduos é realizada por empresas terceirizadas contratadas pelo SLU. Atualmente três empresas estão contratadas: Valor Ambiental LTDA.; Sustentare Saneamento S/A; Consita Tratamento de Resíduos S/A, responsáveis pelos lotes I, II e III, respectivamente. O contrato é feito de forma a facilitar a gestão e fiscalização dos serviços prestados, dividindo a atuação no Distrito Federal conforme a figura (14).

O serviço de coleta e transporte de resíduos orgânicos e indiferenciados inicia-se no próprio local de geração, limitado a um volume diário de 120 L por unidade autônoma, seja residência ou estabelecimento comercial. A coleta é realizada porta a porta, prioritariamente, excetuando-se locais de difícil acesso. Em caso de local de difícil acesso, há a indicação pelo SLU de locais para a colocação de resíduos, recolhidos de forma mais centralizada pela empresa responsável pelo local.

Há ainda o serviço de coleta e transporte de Resíduos Sólidos Urbanos Recicláveis, RSUR. A coleta de RSUR é feita de forma semelhante ao RSU geral, mas em volume e

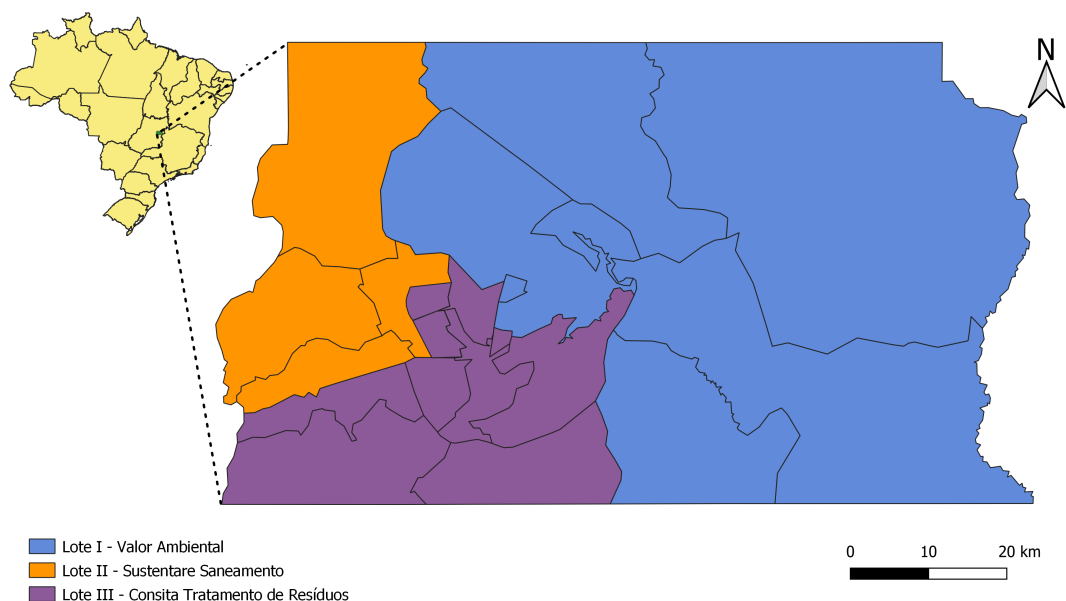


Figura 14 – Lotes de coleta de RSU do Distrito Federal, autoria própria

frequência inferiores, haja vista que seu volume de geração é bastante inferior também, cerca de 5% do total coletado (SLU, 2022a).

O transporte de resíduos de coleta é executado em caminhões compactadores ou em caminhões tipo carretas, utilizados para grandes volumes (PDGIRS, 2015). O RDO é destinado para três tipos de local diferentes na coleta, sendo eles:

- Aterro Sanitário;
- Unidades de Tratamento Mecânico-Biológico;
- Unidades de Transbordo.

De acordo com os dados fornecidos pelo SLU através do Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão, o sistema de coleta do Distrito Federal funciona com diferentes rotas e frequências, que variam conforme a densidade populacional e localização. O ciclo de repetição do sistema de coleta é semanal. De forma consolidada, a distância média planejada percorrida é mostrada na tabela (2). Todas as regiões administrativas do DF são atendidas pela coleta de resíduos.

Tabela 2 – Percurso médio planejado percorrido por lote

Lote	Percurso mensal [km]	Percurso anual [km]
Lote I	39.180,97	476.701,81
Lote II	29.665,62	360.931,69
Lote III	41.075,68	499.754,06
Total	109.922,27	1.337.387,57

Ainda que a coleta de RDO seja parte integrante dos dois cenários comparados para o RDO, de forma que a diferença entre ambos seja somente após a coleta, é importante identificar quão impactante é a coleta de resíduos frente à sua destinação final.

Conforme a tabela (2), são percorridos anualmente cerca de 1.337.387 km. Considerando uma coleta mensal de cerca de 56.435 toneladas, conforme a tabela (3), há a necessidade de percorrer 0,5064 km por tonelada. De acordo com os dados presentes em licitação do SLU, o consumo utilizado por caminhão coletor compactador é de 2,2 km/L de diesel. Assim, o consumo na unidade funcional utilizada é de **1,114033 L/tonelada**. Os impactos diretos de consumo de diesel são verificados conforme a base de ICV do software GaBi.

Tabela 3 – Coleta mensal média de RDO por lote (SLU, 2022a)

Classificação	Material	Lote I [tonelada]	Lote II [tonelada]	Lote III [tonelada]	Total [tonelada]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares / Jardins	9.228,22	6.075,55	10.380,94	25.684,71
	Papelão Ondulado	748,10	516,64	1.039,13	2.303,87
Papéis	Papel Branco	122,70	78,05	358,85	559,60
	Papel Misto	579,15	306,92	496,29	1.382,35
	Outros Papéis	637,55	564,28	782,86	1.984,69
	PEAD	405,74	177,76	314,02	897,52
Plásticos	Plástico Filme Preto	409,44	361,10	566,76	1.337,30
	Plástico Filme Misto	1.060,00	1.039,48	1.242,87	3.342,34
	Outros Plásticos	795,54	856,05	1.134,64	2.786,23
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	279,16	177,25	331,04	787,44
Vidros	Vidros	430,99	289,43	469,81	1.190,23
Outros Resíduos	(*)	1.142,09	1.312,14	1.301,89	3.756,11
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	2.089,48	4.546,68	3.786,80	10.422,95
Total [tonelada]		17.928,16	16.301,31	22.205,89	56.435,36

3.3.2 A quantidade de RDO coletado no Distrito Federal

Para a análise, é necessário verificar a quantidade de RDO coletado, uma vez que a distância percorrida para a coleta, a caracterização do RDO, bem como as proporções entre fluxos de matéria dependem da quantidade coletada.

Segundo os dados fornecidos pelo SLU (SLU, 2022a), mais de 56 mil toneladas de RDO são coletados mensalmente no Distrito Federal, já desconsiderando a coleta seletiva e resíduos de varrição. Os resíduos de RSUR e varrição são desconsiderados no estudo por contarem com processos específicos de destinação. A quantidade média de resíduos coletados mensalmente no Distrito Federal é apresentada na tabela (3). A caracterização gravimétrica dos resíduos coletados é apresentada na tabela (4). Em ambas as tabelas, o grupo de outros resíduos compreende tecidos, vestuários, calçados, madeira, borracha, isopor, pilhas e baterias, medicamentos, eletroeletrônicos e demais tipos de resíduos não classificados (PDGIRS, 2015). Os rejeitos compreendem contaminantes biológicos e resíduos inertes. Os dados de forma detalhada por região administrativa estão disponíveis na tabela (32), no Apêndice 3.

Ademais, há também significativa variação entre a média de resíduos coletada

Tabela 4 – Caracterização gravimétrica média do RDO por lote (SLU, 2022a) (PDGIRS, 2015)

Classificação	Material	Lote I [%]	Lote II [%]	Lote III [%]	Total [%]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares / Jardins	51,47%	37,27%	46,75%	45,51%
	Papelão Ondulado	4,17%	3,17%	4,68%	4,08%
Papéis (12,63 %)	Papel Branco	0,68%	0,48%	1,62%	0,99%
	Papel Misto	3,23%	1,88%	2,23%	2,45%
	Outros Papéis	3,56%	3,46%	3,53%	3,52%
	PEAD	2,26%	1,09%	1,41%	1,59%
Plásticos (16,21 %)	Plástico Filme Preto	2,28%	2,22%	2,55%	2,37%
	Plástico Filme Misto	5,91%	6,38%	5,60%	5,92%
	Outros Plásticos	4,44%	5,25%	5,11%	4,94%
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	1,56%	1,09%	1,49%	1,40%
Vidros	Vidros	2,40%	1,78%	2,12%	2,11%
Outros Resíduos	(*)	6,37%	8,05%	5,86%	6,66%
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	11,65%	27,89%	17,05%	18,47%

mensalmente, conforme a figura (15). Essa variação não é contabilizada para um modelo que varie no tempo, mas deve ser considerada na análise.

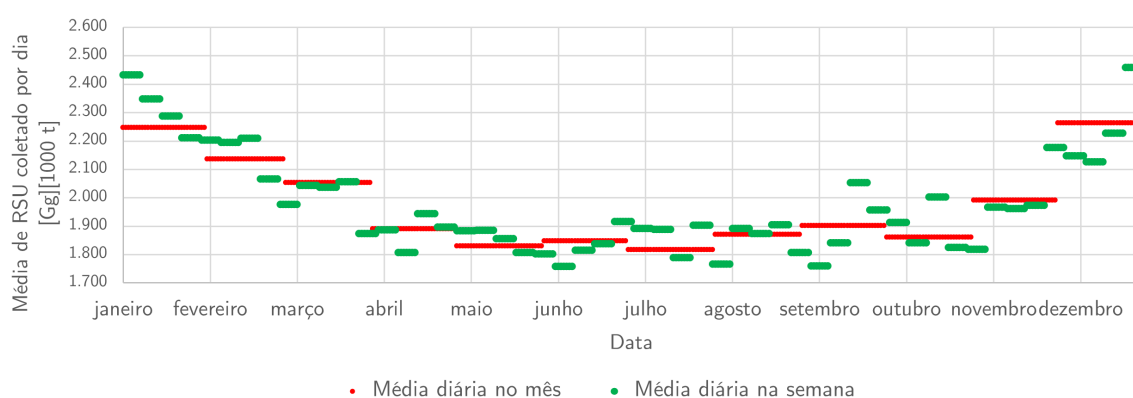


Figura 15 – Média de RSU coletado por dia, autoria própria com base em (SLU, 2022a)

3.3.3 Deposição em aterro sanitário

O processo geral de funcionamento da coleta, aterro e transporte de RSU termina na chegada ao Aterro Sanitário de Brasília, ASB. Os caminhões se dirigem à balança de entrada, onde são registrados em um Sistema de Gestão Integrada, SGI. São registrados no sistema:

- Placa do veículo;
- Tipo de produto (rejeito, RSU, transferência de RSU, gordura, animal morto, entre outros);
- Origem da carga
- Peso bruto do veículo

Após a pesagem, os caminhões se dirigem à frente de operações, onde há a orientação acerca do local de descarga do resíduo. Por fim, os caminhões vazios retornam para a balança, onde a tara do veículo é aferida e o peso líquido de resíduos é registrado no sistema.

Os resíduos dispostos são espalhados e compactados por meio de tratores de esteira ao longo de uma rampa. Ao atingirem a cota final da célula, que tem cerca de 5 metros de altura, os resíduos recebem cobertura com solo, evitando a presença de vetores, emissão de gases e infiltração da água de chuva, bem como a proliferação de mau odor.

Todo chorume produzido pela decomposição de resíduos no aterro é drenado por meio de drenos verticais. Os drenos são interligados em cada camada por drenos horizontais, que conduzem o lixiviado ao colchão drenante presente na base do aterro. Na base, tubos perfurados fazem a captação desse líquido, destinado a uma lagoa de equalização. Todo chorume passa por tratamento físico-químico para atingir os parâmetros necessários ao seu descarte no corpo hídrico receptor, conforme normas e determinações dos órgãos ambientais.

Os gases gerados são drenados por drenos verticais, onde são instalados queimadores tipo flare.

Toda área de aterro é impermeabilizada com camadas de solo compactado e geomembrana de PEAD. Além disso, existe um conjunto de sete poços de monitoramento de águas subterrâneas, onde são realizadas coletas e análises mensais, as quais verificam a eficiência do sistema de impermeabilização. Também são monitorados mensalmente a qualidade das águas superficiais, do lixiviado e do efluente tratado, assim como os gases gerados no aterro. Faz-se ainda o monitoramento geotécnico do maciço de aterro, com a leitura de marcos superficiais e piezômetros com frequência mensal.

A aferição do volume de chorume tratado no ASB é feita por meio de hidrômetro localizado na saída da estação de tratamento. A quantidade de chorume lixiviado é apresentado na tabela (5).

3.3.4 A caracterização do RDO coletado no Distrito Federal

Conforme a gravimetria média do RDO do Distrito Federal, cerca de 72 % do peso total de resíduo coletado é composto por resíduos orgânicos, papéis e plásticos. Metais, vidros e rejeitos em geral não são adequados para os cenários de combustão analisados neste estudo, de forma que define-se uma separação destes tipos de resíduo dos demais (COSTA et al., 2021)(MU'MIN et al., 2017). Este resíduo será definido como RDOT, resíduo doméstico triado. Considerando esta separação eficiente, obtém-se a caracterização gravimétrica resultante apresentada na tabela (6).

Através da gravimetria do RDOT, estudos anteriores estimaram a composição

Tabela 5 – Quantidade de chorume lixiviado por mês em 2022

Mês	Volume [m^3]
jan/22	50.050
fev/22	29.400
mar/22	30.220
abr/22	18.200
mai/22	12.430
jun/22	15.090
jul/22	13.820
ago/22	11.990
set/22	11.950
out/22	15.270
nov/22	24.130
dez/22	35.720
Média	22.356

Tabela 6 – Gravimetria resultante após separação de metais, vidros e rejeitos

Classificação	Material	Lote I [%]	Lote II [%]	Lote III [%]	Total [%]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares / Jardins	65,98%	60,90%	63,62%	63,77%
Papéis (15,47%)	Papelão Ondulado	5,35%	5,18%	6,37%	5,72%
	Papel Branco	0,88%	0,78%	2,20%	1,39%
	Papel Misto	4,14%	3,08%	3,04%	3,43%
	Outros Papéis	4,56%	5,66%	4,80%	4,93%
	PEAD	2,90%	1,78%	1,92%	2,23%
Plásticos (20,76%)	Plástico Filme Preto	2,93%	3,62%	3,47%	3,32%
	Plástico Filme Misto	7,58%	10,42%	7,62%	8,30%
	Outros Plásticos	5,69%	8,58%	6,95%	6,92%

elementar do RSU através de amostras sintéticas, combinando frações de matéria orgânica, papel e plástico (COSTA et al., 2021)(LAMAS et al., 2022)(LAMAS et al., 2023). Para a definição da composição elementar deste estudo, será definida uma amostra com 65% de resíduos orgânicos, 6% de papelão, 9% de papel e 20% de plástico. Considerando a mesma metodologia utilizada por (COSTA et al., 2021), obtém-se a composição elementar, razão de umidade e poder calorífico superior apresentados na tabela (7), de acordo também com (LAMAS et al., 2023). Assim, para o estudo, utiliza-se o poder calorífico inferior, PCI, indicado na tabela (7).

Tabela 7 – Composição elementar e poder calorífico superior estimados do RDOT (LAMAS et al., 2023)

C [%]	H[%]	N[%]	O[%]	S[%]	Cinzas[%]	Umidade[%]	PCS [$MJ.kg^{-1}$]	PCI [$MJ.kg^{-1}$]
33,59%	6,14%	1,05%	50,97%	0,15%	8,10%	22,7	13,69	12,23

3.3.5 Os impactos do aterro de RDOT

Para os insumos necessários para a operação do aterro, utilizam-se os dados do estudo de (SILVA; CONTRERAS; BORTOLETO, 2021). Os insumos são apresentados

na tabela (8).

Tabela 8 – Insumos necessários para a operação do Aterro Sanitário(SILVA; CONTRERAS; BORTOLETO, 2021)

Insumo	Unidade	Valor
Eletricidade	kWh/tonelada	0,618
Diesel	L/tonelada	0,293

A modelagem da quantidade e composição do gás gerado pela degradação anaeróbia é baseada no estudo de (OLIVEIRA, 2019). O principal componente do gás emitido é o gás metano, CH_4 , seguido pelo dióxido de carbono, CO_2 . A taxa de produção de gás de aterro é baseada em bibliografia em escala de laboratório, conforme o trabalho de (EHRIG, 2020), definida em $195 Nm^3 ton^{-1}$. Para a definição da taxa de produção de gás de aterro, utilizou-se a fração de papéis e matéria orgânica aterrados, conforme a gravimetria apresentada na tabela (4). Normalizando os valores de emissão dos gases de aterro sanitário para 1 tonelada de resíduo, tem-se os componentes do gás, assim como seus fatores de emissão, na tabela (9).

Tabela 9 – Fatores de emissão de gases do aterro sanitário para 1 tonelada de resíduo coletado (OLIVEIRA, 2019)(EHRIG, 2020)(MCDOUGALL et al., 2008)

Componente	Unidade	Fator de emissão
Metano	kg	67,6
Dióxido de Carbono	kg	170,3
1,1,1-Tricloroetano	g	105,3
1,2-Dicloroetano	g	29,25
Ácido Clorídrico	g	12,64
Ácido Fluorídrico	g	2,535
Acrilonitrila	g	64,74
Benzeno	g	479,7
Clorobenzeno	g	201,24
Clorodifluorometano	g	2162,16
Diclorodifluorometano	g	4386,72
Sulfeto de Hidrogênio	g	5,54
Diclorometano	g	5484
Tetracloroetano	g	2269
Tolueno	g	8734
Tricloroetano	g	1039
Triclorofluorometano	g	353
Cloreto de Vinila	g	1199

Além disso, tem-se também a produção de chorume lixiviado. Conforme a quantidade divulgada pelo SLU, presente na tabela (5), lixivia-se, em média, $0,033011 m^3/tonelada$ de RDO. Acerca da composição do lixiviado, utiliza-se o estudo de (OLIVEIRA, 2019), compatível com o estudo de (JUNIOR; DALSSASSO; ROHERS, 2010) e (FILHO, 2017). A composição é mostrada na tabela (10).

Tabela 10 – Composição de lixiviado utilizada (OLIVEIRA, 2019)

Parâmetro	Unidade	Valor adotado
DBO ¹	mg/L de O ₂	4.300
DQO ²	mg/L de O ₂	11.250
N-amoniacal	mg/L de N	900
N-orgânico	mg/L de N	800
N-nitrito	mg/L de N	7,5
N-nitrato	mg/L de N	1,75
P-total	mg/L	7,5
Cobre	mg/L	0,1
Níquel	mg/L	0,265
Cromo	mg/L	0,25
Cádmio	mg/L	0,0325
Chumbo	mg/L	0,255
Zinco	mg/L	0,755

Em suma, o modelo tecnológico do processo de aterro é mostrado na figura (16). O modelo realizado no software GaBi está presente no Apêndice 5.

Modelo tecnológico do aterramento de RDO

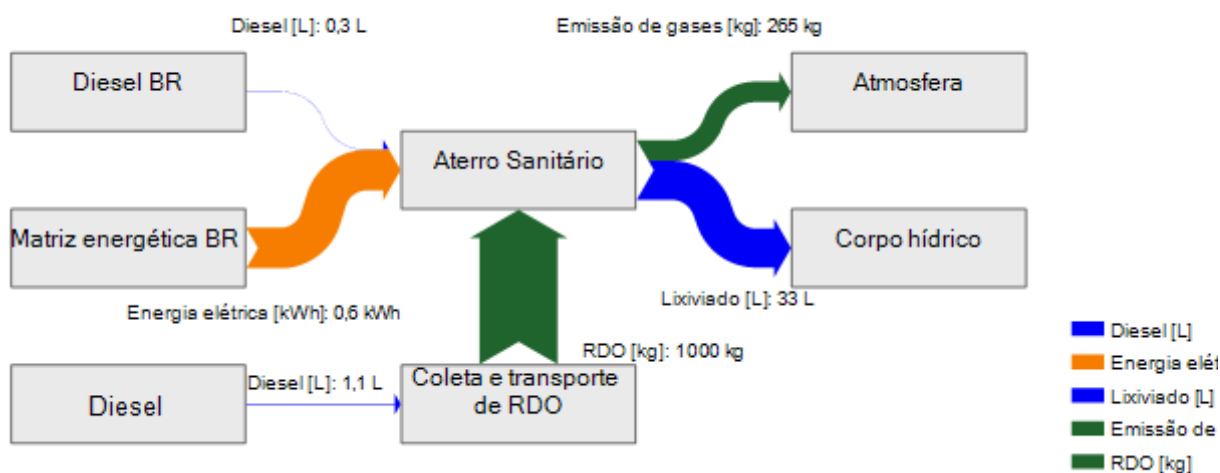


Figura 16 – Modelo tecnológico do cenário de Aterro Sanitário - Cenário 4

3.3.6 O processo de incineração de RDOT com recuperação energética

O processo proposto é de incineração de todo RDO chegado ao aterro, em um modelo *mass burn*, de forma que não há pré-processamento de forma geral. Como um modelo típico de grelha móvel, o resíduo é colocado em uma grelha que se move pela câmara de incineração. Com o objetivo de recuperar energia, é proposta a utilização de um modelo com trocador de calor de tipo *waterwall*. Esse tipo de sistema foi escolhido por ser a

¹ DBO - Demanda biológica de oxigênio

² DQO - Demanda química de oxigênio

tecnologia predominante em países com grande presença de incineradores de resíduos (OFFICER; HAMLIN, 2023). Um exemplo do modelo pode ser observado na figura (17).

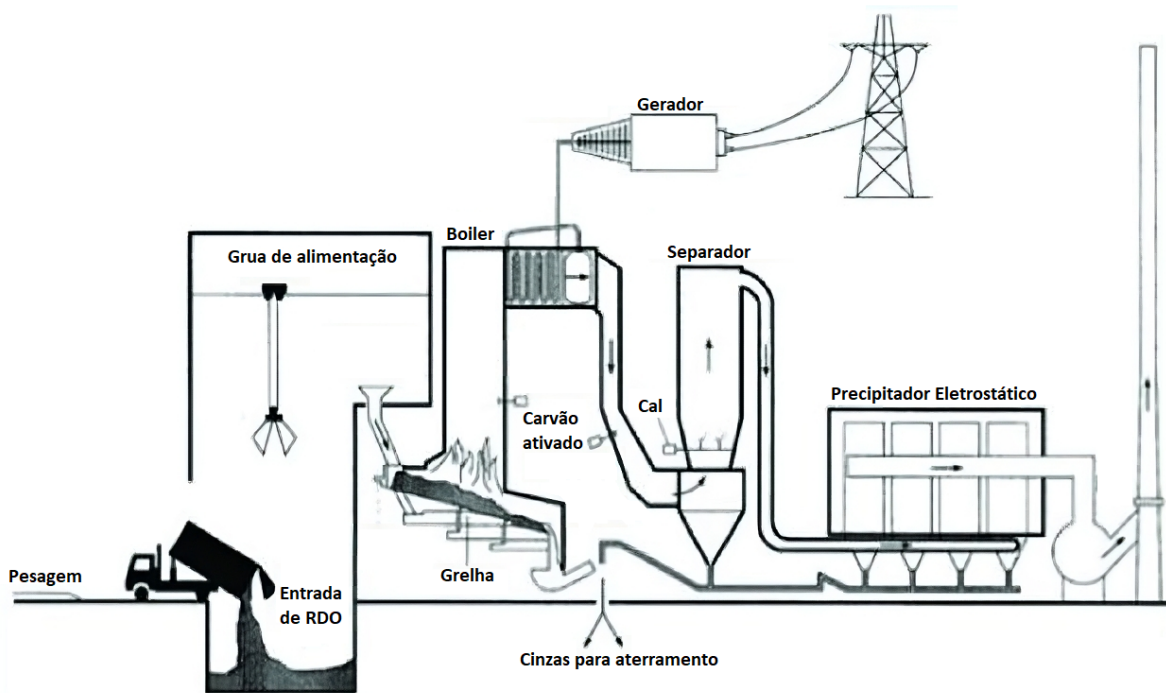


Figura 17 – Modelo de incinerador *mass burn waterwall*, traduzida de (KARIM; CORAZZINI, 2019)

Quanto à recuperação de energia, diversos estudos foram realizados em uma grande variedade de incineradores. Em um estudo em 110 incineradores franceses, a eficiência média obtida foi de 14 % da energia gerada na queima, ou seja, do PCI do resíduo, no caso de recuperação somente para geração de energia (BEYLOT; VILLENEUVE, 2013). Como não há necessidade atualmente de recuperação em cogeração ou somente como vapor aquecido, o estudo será modelado apenas para energia retornando à rede brasileira.

A avaliação da recuperação de energia considera que a energia gerada irá substituir o mix de energia da matriz energética brasileira, utilizando como base o inventário disponível no software GaBi.

Para auxiliar no processo de limpeza dos gases de saída, propõe-se a utilização de precipitadores eletrostáticos. Eles funcionam por meio da descarga elétrica em alta voltagem nos gases de combustão, fazendo-os migrarem para um eletrodo de polaridade oposta, sendo posteriormente coletados (OFFICER; HAMLIN, 2023).

Dado que a emissão de gases na incineração é majoritariamente de CO_2 , na ordem de $985 \text{ kg.tonelada}^{-1}$, o equivalente a 500 Nm^3 , faz-se necessário verificar o consumo de energia dos precipitadores eletrostáticos. Uma vez que a geração de energia na incineração é da ordem de $1700 \text{ MJ.tonelada}^{-1}$, enquanto o consumo do sistema de precipitadores

eletrostáticos é da ordem de $3 \text{ kJ.Nm}^{3^{-1}}$, ou seja, $1,5 \text{ MJ.tonelada}^{-1}$, desconsidera-se o seu consumo energético.

Após a incineração, as cinzas são aterradas no mesmo processo que há o aterro atual.

3.3.7 Os impactos da incineração de RDO

Conforme o modelo de incineração proposto, há a necessidade de certos insumos, tanto para o funcionamento da planta de incineração, como para auxiliar na remoção de dioxinas e mercúrio. Conforme dados obtidos para amostras semelhantes (CHEN; CHRISTENSEN, 2010)(OFFICER; HAMLIN, 2023), tem-se os insumos necessários apresentados na tabela (11).

Tabela 11 – Insumos necessários para a operação da planta de incineração

Insumo	Unidade	Valor
$Ca(OH)_2$	kg/tonelada	5,525
Água	kg/tonelada	751,5
Carvão ativado	kg/tonelada	0,2

A modelagem da quantidade e composição do gás gerado na incineração dos resíduos é feita conforme os dados da Agência de Proteção Ambiental dos EUA, que compila todos os dados disponíveis para incineradores norte americanos. Em composição e poder calorífico semelhante, e para incineradores de grelha, com sistema de precipitador eletrostático com uso de carvão ativado, as emissões médias verificadas estão de acordo com a tabela (12). A lista de componentes emitidos é feita conforme a Lei do Ar Limpo, *Clean Air Act*.

Tabela 12 – Emissões geradas em planta de incineração (OFFICER; HAMLIN, 2023)

Componente	Unidade	Valor
Material particulado	kg/tonelada	0,105
As	g/tonelada	0,0109
Cd	g/tonelada	0,323
Cr	g/tonelada	0,0565
Hg	g/tonelada	2,3
Ni	g/tonelada	0,056
Pb	g/tonelada	1,5
SO_2 ³	kg/tonelada	-
HCl ⁴	kg/tonelada	-
Dioxinas e Furanos	mg/tonelada	0,835
NO_x	kg/tonelada	1,83
CO	kg/tonelada	0,232
CO_2	kg/tonelada	985

³ Emissão em longo prazo abaixo dos limites mínimos de detecção

⁴ Emissão em longo prazo abaixo dos limites mínimos de detecção

Quanto à energia gerada, dada a eficiência utilizada, de 14 %, gera-se 1712,2 MJ/tonelada. Dada a energia gerada, toda emissão e consumo de recursos que seria necessária pela matriz brasileira pode ser mitigada. A tabela (31), no apêndice 2, informa as principais emissões e consumo de recursos para a geração de 1 kWh na matriz brasileira (COELHO; LANGE, 2018)⁵.

Em suma, o modelo tecnológico do processo de incineração é mostrado na figura (18). O modelo construído no software GaBi está disponível no apêndice 5.

Modelo tecnológico de incineração de RDO

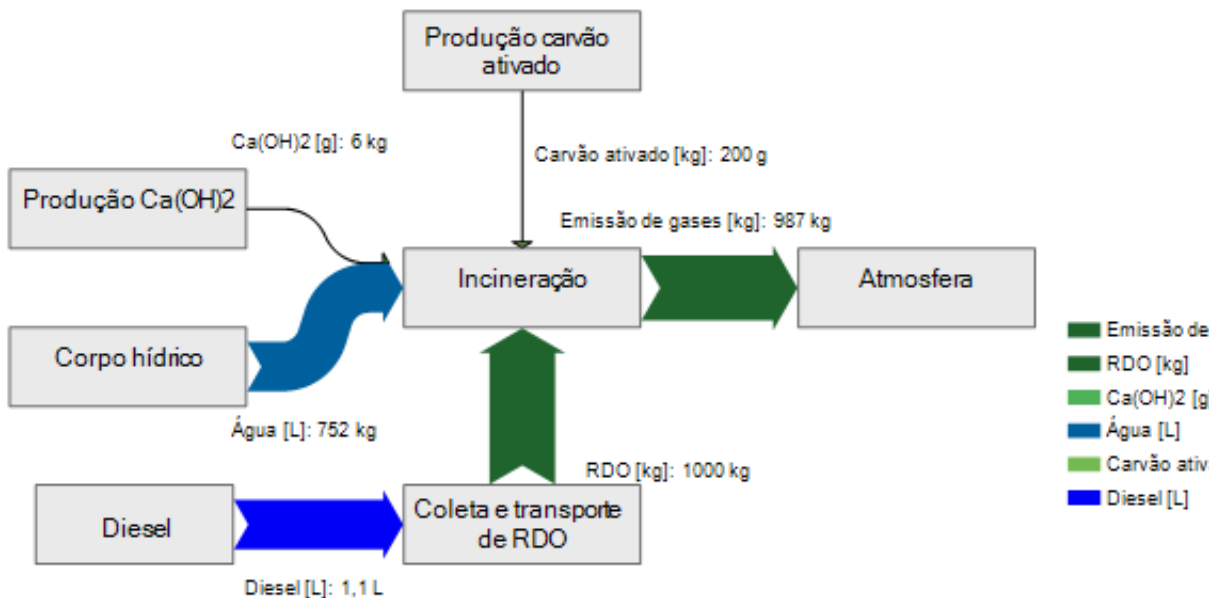


Figura 18 – Modelo tecnológico do cenário de incineração - Cenário 5

⁵ Tabela inserida em apêndice pela grande quantidade de informações.

3.4 O inventário completo dos cenários de RSU

Considerando os dois cenários analisados para o RSU, apresenta-se seus respectivos inventários de maneira consolidada, considerando todos os processos avaliados. Para o cenário 4, tem-se a tabela (13). Para o cenário 5, tem-se a tabela (14).

Tabela 13 – Inventário consolidado - Cenário 4

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo Sólido Urbano	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta do resíduo
Diesel	L	2,93E-01	Entrada	Coleta do resíduo
Energia elétrica	MJ	2,22E+00	Entrada	Aterro do resíduo
Acrylonitrile	kg	6,47E-02	Saída	Aterro do resíduo
Benzene	kg	4,80E-01	Saída	Aterro do resíduo
Biological oxygen demand (BOD)	kg	1,42E-01	Saída	Aterro do resíduo
Cadmium	kg	3,22E-01	Saída	Aterro do resíduo
Carbon dioxide	kg	1,70E+02	Saída	Aterro do resíduo
Chemical oxygen demand (COD)	kg	3,71E-01	Saída	Aterro do resíduo
Chlorobenzene	kg	2,01E-01	Saída	Aterro do resíduo
Chlorodifluoromethane (R22)	kg	2,16E+00	Saída	Aterro do resíduo
Chromium	kg	8,25E-06	Saída	Aterro do resíduo
Copper	kg	3,30E-06	Saída	Aterro do resíduo
Dichloroethane (1,2-Dichloroethane)	kg	2,93E-02	Saída	Aterro do resíduo
Dichloromethane (methylene chloride)	kg	5,48E+00	Saída	Aterro do resíduo
Lead	kg	2,53E+00	Saída	Aterro do resíduo
Nickel	kg	8,75E-06	Saída	Aterro do resíduo
Ammonium nitrate	kg	2,97E-02	Saída	Aterro do resíduo
Nitrite	kg	2,48E-04	Saída	Aterro do resíduo
Nitrogen organic bound	kg	2,64E-02	Saída	Aterro do resíduo
Phosphorus	kg	2,48E-04	Saída	Aterro do resíduo
Tetrachlorethene	kg	2,27E+00	Saída	Aterro do resíduo
Toluene	kg	8,73E+00	Saída	Aterro do resíduo
Trichloroethane (1,1,1-Trichloroethane)	kg	1,05E-01	Saída	Aterro do resíduo
Zinc	kg	2,49E-05	Saída	Aterro do resíduo
Hydrochloric acid	kg	1,26E-02	Saída	Aterro do resíduo
BR: Hydrofluoric acid	kg	2,54E+00	Saída	Aterro do resíduo
Methane	kg	6,76E+01	Saída	Aterro do resíduo
Trichloroethene	kg	1,04E+00	Saída	Aterro do resíduo
BR: Trichlorofluoromethane	kg	3,53E-01	Saída	Aterro do resíduo
Vinyl chloride (VCM; chloroethene)	kg	1,20E+00	Saída	Aterro do resíduo
BR: Dichlorodifluoromethane	kg	4,39E+00	Saída	Aterro do resíduo
Água	kg	7,30E+02	Saída	Aterro do resíduo

Tabela 14 – Inventário consolidado - Cenário 5

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo Sólido Urbano	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta do resíduo
Diesel	L	2,93E-01	Entrada	Coleta do resíduo
Carvão ativado	kg	2,00E-01	Entrada	Incineração do resíduo
Água	kg	5,53E+00	Entrada	Incineração do resíduo
Hydrated lime dry slaked	kg	7,52E+02	Entrada	Incineração do resíduo
Energia gerada	MJ	1,71E+03	Saída	Geração de energia
Arsenic	kg	1,09E-04	Saída	Incineração do resíduo
Cadmium	kg	3,23E-04	Saída	Incineração do resíduo
Carbon dioxide	kg	9,85E+02	Saída	Incineração do resíduo
Carbon monoxide	kg	2,32E-01	Saída	Incineração do resíduo
Chromium	kg	5,65E-05	Saída	Incineração do resíduo
Dioxins	kg	8,35E-07	Saída	Incineração do resíduo
Lead	kg	1,50E-03	Saída	Incineração do resíduo
Nickel	kg	5,60E-05	Saída	Incineração do resíduo
Nitrogen oxides	kg	1,83E+00	Saída	Incineração do resíduo
Particulates, <2.5 um	kg	1,05E-01	Saída	Incineração do resíduo
Vapor de água	kg	7,52E+02	Saída	Incineração do resíduo
Cinzas de resíduo incinerado	kg	1,86E+01	Saída	Incineração do resíduo
Nitrite	kg	2,48E-04	Saída	Aterro do resíduo
Nitrogen organic bound	kg	2,64E-02	Saída	Aterro do resíduo
Phosphorus	kg	2,48E-04	Saída	Aterro do resíduo
Tetrachlorethene	kg	2,27E+00	Saída	Aterro do resíduo
Toluene	kg	8,73E+00	Saída	Aterro do resíduo
Trichloroethane (1,1,1-Trichloroethane)	kg	1,05E-01	Saída	Aterro do resíduo
Zinc	kg	2,49E-05	Saída	Aterro do resíduo
Hydrochloric acid	kg	1,26E-02	Saída	Aterro do resíduo
BR: Hydrofluoric acid	kg	2,54E+00	Saída	Aterro do resíduo
Methane	kg	6,76E+01	Saída	Aterro do resíduo
Trichloroethene	kg	1,04E+00	Saída	Aterro do resíduo
BR: Trichlorofluoromethane	kg	3,53E-01	Saída	Aterro do resíduo
Vinyl chloride (VCM; chloroethene)	kg	1,20E+00	Saída	Aterro do resíduo
BR: Dichlorodifluoromethane	kg	4,39E+00	Saída	Aterro do resíduo
Água	kg	7,30E+02	Saída	Aterro do resíduo

3.4.1 A produção agrossilvopastoril do Distrito Federal

Considerando o ano de 2021, o Valor Bruto da Produção Agropecuária do Distrito Federal foi superior a 4,5 bilhões de reais. A área ocupada, considerando grandes culturas, olericultura, fruticultura, floricultura e silvicultura, é de cerca de 172 mil hectares (EMATER, 2021). A área plantada do DF, desconsiderando toda a área destinada a pecuária, é de cerca de 30% da área total.

De forma resumida, a produção agrossilvopastoril do DF de 2021, a última informada pela EMATER, é apresentada na tabela (15).

É importante mencionar que conforme o método utilizado pela EMATER, a pecuária não conta com área plantada. Além disso, nas cadeias produtivas das atividades de floricultura, silvicultura e pecuária são utilizadas diversas unidades de comercialização

Tabela 15 – Produção agrossilvopastoril do Distrito Federal em 2021 (EMATER, 2021)

Tipo	Método Exploração	Área [hm ²]	Produção [kg]	VBP [R\$]
Grandes Culturas	Convencional	161.310,56	845.193.195	1.795.786.492
Olericultura	Convencional	6.847,07	195.819.585	890.838.691
Fruticultura	Convencional	1.397,03	35.143.840	162.319.122
Floricultura	Convencional	466,99	-	121.895.455
Silvicultura	Convencional	1.809,04	-	7.778.632
Pecuária	Convencional	-	-	1.480.068.554
Grandes Culturas	Orgânico	102,24	778.656	1.448.417
Olericultura	Orgânico	503,79	13.258.170	99.913.793
Fruticultura	Orgânico	76,06	1.527.876	6.221.301
Floricultura	Orgânico	1	-	486.620
Silvicultura	Orgânico	23,5	-	138.900
Pecuária	Orgânico	-	520.000	1.430.000
Total				4.568.325.977

e medida, não sendo possível consolidá-las em um único indicador. Os dados de produção agrossilvopastoril do DF, para grandes culturas, são apresentados de forma mais detalhada na tabela (34), no Apêndice 4.

Também é interessante dividir a produção agrossilvopastoril do DF por região, de forma a facilitar a compreensão acerca da distribuição da produção ao longo de todo o território. A divisão proposta pela EMATER, conforme os escritórios locais de gerenciamento, é apresentada na figura (19).

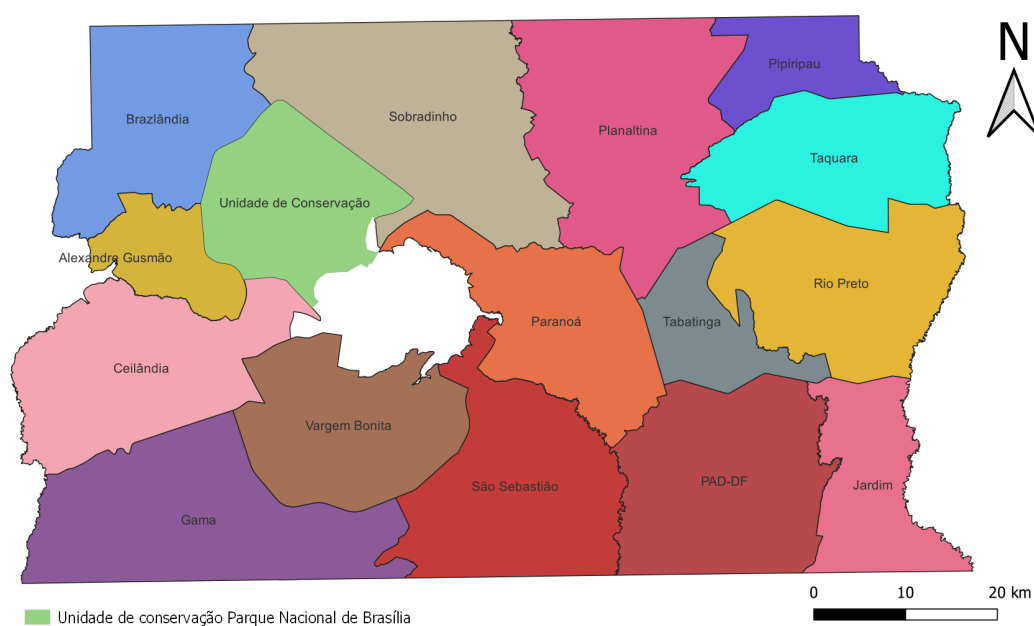


Figura 19 – Divisão de regiões de escritórios EMATER, autoria própria

Tabela 16 – Produção de grandes culturas do Distrito Federal em 2022 (EMATER, 2022)

Discriminação	Área [hm ²]	Produção [tonelada]	Participação na produção [%]	Número de estabelecimentos	Produção por estabelecimento [tonelada]
Soja	79.344,68	354.151,74	36,33	915	387,05
Milho	48.095,34	334.694,70	34,33	2.089	160,22
Outras	2.366,32	101.575,78	10,42	706	143,88
Soja Semente	10.994,60	50.381,16	5,17	50	1.007,62
Sorgo	11.190,57	43.966,20	4,51	159	276,52
Feijão	12.010,51	34.046,04	3,49	579	58,80
Milho Semente	2.765,30	26.940,24	2,76	24	1.122,51
Trigo	4.345,60	18.811,32	1,93	38	495,03
Milheto	3.127,02	6.995,94	0,72	29	241,24
Girassol	704,64	2.053,92	0,21	6	342,32
Café	418,00	1.204,92	0,12	83	14,52
Total	175.362,57	974.821,96	100,00	4.678	208,38

Além disso, considerando o principal grupo no que se refere à quantidade total de produção, Grandes Culturas, tem-se o detalhamento apresentado na tabela (16). Ao se considerar as principais Grandes Culturas; soja, milho, sorgo e feijão; tem-se que as 5 maiores regiões produtoras concentram cerca de 82 % de toda a produção, conforme a tabela (17).

Conforme os dados do Censo Agropecuário de 2017, o DF conta com 5246 estabelecimentos agropecuários, ocupando uma área total de cerca de 260 mil hectares (IBGE, 2017). Segundo o IBGE, um estabelecimento agropecuário é toda unidade de produção ou exploração dedicada, total ou parcialmente, a atividades agropecuárias, florestais ou aquícolas. É possível ver a distribuição dos estabelecimentos agropecuários na figura (20).

Tabela 17 – Produção de Grandes Culturas por região (EMATER, 2021)

Região	Soja [tonelada]	Milho [tonelada]	Sorgo [tonelada]	Feijão [tonelada]	Total [tonelada]	% acumulado
PAD-DF	84.726,4	70.710,5	13.513,8	5.581,7	174.532,4	20,67%
Rio Preto	69.336,5	61.824,8	9.681,5	9.620,4	150.463,3	38,50%
Taquara	62.692,3	55.809,7	5.334,0	9.936,2	133.772,2	54,34%
Jardim	72.400,0	56.226,0	1.346,8	3.107,7	133.080,5	70,11%
Tabatinga	45.920,0	45.673,2	2.170,4	3.047,0	96.810,6	81,58%
Planaltina	34.968,0	23.102,8	4.313,8	653,9	63.038,5	89,04%
Pipiripau	16.368,4	16.562,4	5.493,7	329,2	38.753,7	93,64%
São Sebastião	11.666,2	17.880,1	1.224,2	1.204,4	31.974,8	97,42%
Gama	1.329,0	3.314,0	388,8	304,1	5.335,9	98,06%
Sobradinho	2.352,0	3.507,6	240,0	44,6	6.144,2	98,78%
Ceilândia	180,0	3.789,5	-	74,3	4.043,8	99,26%
Paranoá	2.114,1	731,9	252,0	46,8	3.144,8	99,63%
Brazlândia	480,0	1.084,7	7,2	13,1	1.585,0	99,82%
Alexandre Gusmão	-	1.234,0	-	69,0	1.303,0	99,98%
Vargem Bonita	-	183,8	-	13,5	197,3	100,00%
Total	404.532,9	361.634,9	43.966,2	34.046,0	844.180,1	

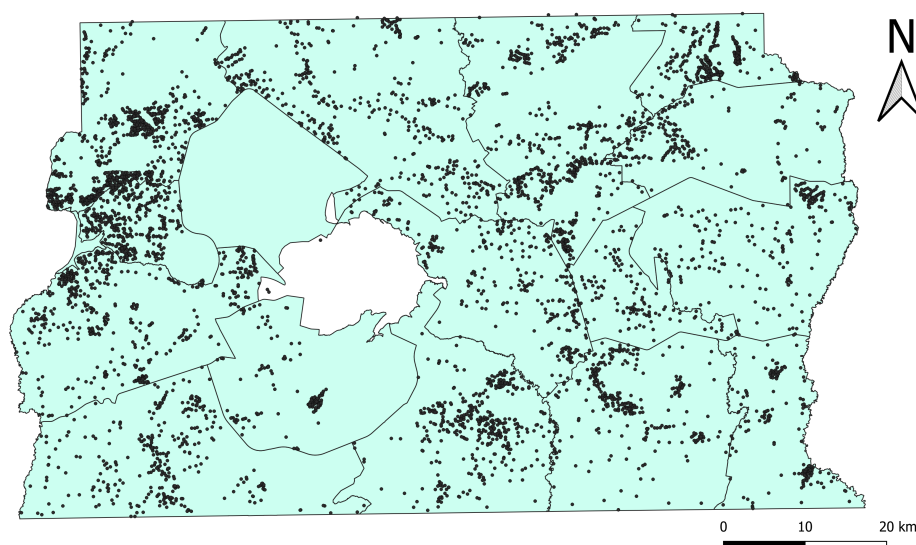


Figura 20 – Unidades rurais cadastradas no censo agropecuário de 2017, autoria própria

3.4.2 A estimativa da geração de RASP com base na produção agrossilvo-pastoril

Haja vista que a produção de Grandes Culturas no Distrito Federal é concentrada em 2 produtos principais, soja e milho, a estimativa de geração de RASP concentra-se nestes. Ainda nesse sentido, 5 regiões concentram cerca de 82% da produção, sendo ainda regiões vizinhas. Assim, o cenário definido para geração de RASP também concentra-se nessas regiões.

Além disso, a produção das culturas não é homogênea ao longo do ano, sendo caracterizada por safras. Assim, define-se que a geração de resíduos será imediatamente posterior à colheita, de modo que o processo de coleta dos resíduos seja feito juntamente com o processo de colheita, também caracterizada por safras.

Conforme a lei vigente, é estabelecido ao governo federal o estabelecimento de um sistema de informação agrícola, contemplando previsões de safras, estimativa de área cultivada, produção, entre outros. Estas atividades foram delegadas à Companhia Nacional de Abastecimento, CONAB, a qual publica o calendário oficial de plantio e colheita, em vista de garantir regularidade do abastecimento e maior eficiência na produção (CONAB, 2022). Conforme o calendário oficial, determinando que a produção é homogênea durante o período de colheita, pode-se observar a quantidade produzida por cultura em cada mês de 2022 na figura (21).

A composição e razão de geração de resíduos varia conforme a espécie de cultura. Além disso, mesmo em uma única espécie, a quantidade de resíduo produzido varia

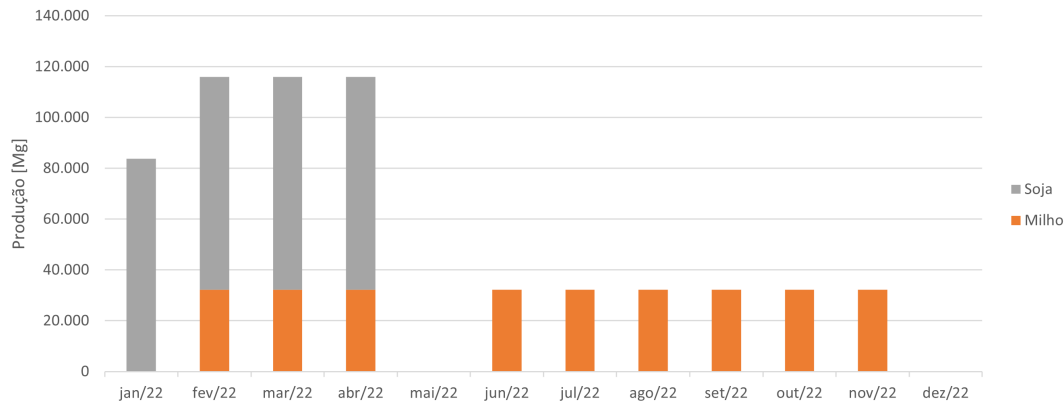


Figura 21 – Produção de Grandes Culturas por mês em 2022, elaboração própria com base em (CONAB, 2022) e (EMATER, 2021)

conforme diversos parâmetros, como o estado de crescimento e idade (CHANDRA; TAKEUCHI; HASEGAWA, 2012). A tabela (18) apresenta coeficientes de geração de resíduos para a soja e milho, conforme diferentes artigos.

Tabela 18 – Coeficiente técnico de geração de resíduos

Autor	Razão de geração de resíduos [tonelada resíduo/tonelada produção]	
	Milho	Soja
(STOUT, 2012)	0,55 - 1,5	0,8 - 2,6
(GUPTA; ONSTAD; LARSON, 1979)	1,5	1,5
(LAL, 1995)	1	1
(ERICSSON; NILSSON, 2006)	1	-
(KADAM; MCMILLAN, 2003)	0,9 - 1,1	-
(SOKHANSANJ et al., 2002)	0,8 - 1,2	-

Para o coeficiente técnico de geração de ambos os resíduos, optou-se por uma abordagem ligeiramente conservadora, definindo que o coeficiente técnico de geração para ambos é de 1. Haja vista que objetiva-se uma utilização sustentável dos resíduos, é importante verificar que os nutrientes do solo retirados durante o crescimento das culturas devem ser repostos ao longo do tempo. Levando em conta a perda de nutrientes para diversos diferentes tipos de culturas, assim como a quantidade de nutrientes que retorna ao solo ao deixar parte do resíduo no local, é possível definir um coeficiente máximo sustentável de 25% de utilização (KYRYZYUK et al., 2020). Ainda de acordo com o autor, essa proporção pode ir até 40%, a depender do tipo de cultura. Para o estudo será definida a quantidade de 25% de retirada de RASP para milho e soja.

Definida a quantidade de 25%, não contabiliza-se nenhum parâmetro de eficiência, uma vez que o efetivo recolhimento de 25% pode ser calibrado e alterado durante o processo.

3.4.3 A caracterização do RASP

Em média, os componentes principais dos resíduos de soja e milho são apresentados na tabela (19). Porém, de forma geral, os resíduos de produção agrícola para grandes culturas consistem em três tipos principais de polímeros, os quais são celulose, hemicelulose e lignina.

Tabela 19 – Composição do RASP de milho e soja (MOMAYEZ; KARIMI; TAHERZADEH, 2019)

Cultura	Celulose		Hemicelulose			Lignina	Cinzas	Outros
	Glucan	Xylan	Arabinan	Mannan	Galactan			
Milho	37,4	21,1	2,9	1,6	2,0	18,0	5,2	Extrative: 4,7 Proteína: 3,1
Soja	34,1	11,4	1,0	1,8	1,8	21,6	5,2	Extrative: 11,1

Além da composição do RASP em polímeros é possível determinar a composição elementar. Através do trabalho de diversos autores, a tabela (20) apresenta a composição elementar dos resíduos de milho e soja. O valor adotado é uma média entre os estudos apresentados para cada tipo de produção.

Tabela 20 – Composição elementar dos resíduos de milho e soja pós colheita

Cultura	C [%]	H [%]	N [%]	O [%]	S [%]	Cinzas [%]	Autor
Milho	44,52	5,74	0,46	42,42	0,0008	6,86	(HUANG et al., 2009)
Milho	43,7	5,6	0,6	43,3	0,01	6,79	(CHANDRA; TAKEUCHI; HASEGAWA, 2012)
Soja	41,34	4,23	0,85	45,26	0,11	8,21	(XU; PENG; LING, 2020)
Soja	41,98	5,05	0,46	47,46	0,45	4,6	(OKOLIE et al., 2020)

3.4.4 O processo de recolhimento e transporte de RASP

De forma que objetiva-se um recolhimento homogêneo em toda a área de plantação, define-se que o trajeto feito pelo maquinário de recolhimento é o mesmo do maquinário de colheita. Conforme o estudo de (ROSIN, 2017), diversas variáveis influenciam a eficiência e capacidade operacional do maquinário, como o formato do talhão, que aumenta o número de manobras necessárias. A distância média percorrida para soja e milho é de 13,6 km/hm^2 (ROSIN, 2017). Para diferentes formatos de talhão, pode-se visualizar na figura (22) as diferentes maneiras que se percorre a área, em vista de recolher todo o material. Utilizando os dados médios de distância para diversos formatos de talhão, a distância média percorrida por tonelada de resíduo coletado é de 10,2 km .

Quanto ao consumo médio de combustível para o recolhimento, define-se um consumo semelhante a uma enfiadora, com uma média de 14,7 L de diesel por tonelada de resíduo coletado (MATHANKER; HANSEN, 2015).

Para o cenário 3, com a definição de uma usina central, é definido o transporte de cada unidade rural até o centroide das regiões analisadas: PAD-DF, Rio Preto, Taquara,

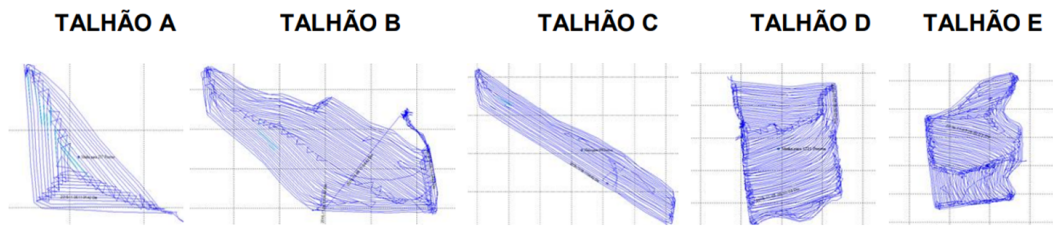


Figura 22 – Rotas percorridas em diferentes formatos de talhões (ROSIN, 2017)

Jardim e Tabatinga. O centroide foi definido pelo software Qgis. Na figura (23) é possível observar uma representação das distâncias em linha reta no mapa. A distância total em linha reta é de aproximadamente 16086 *km*.

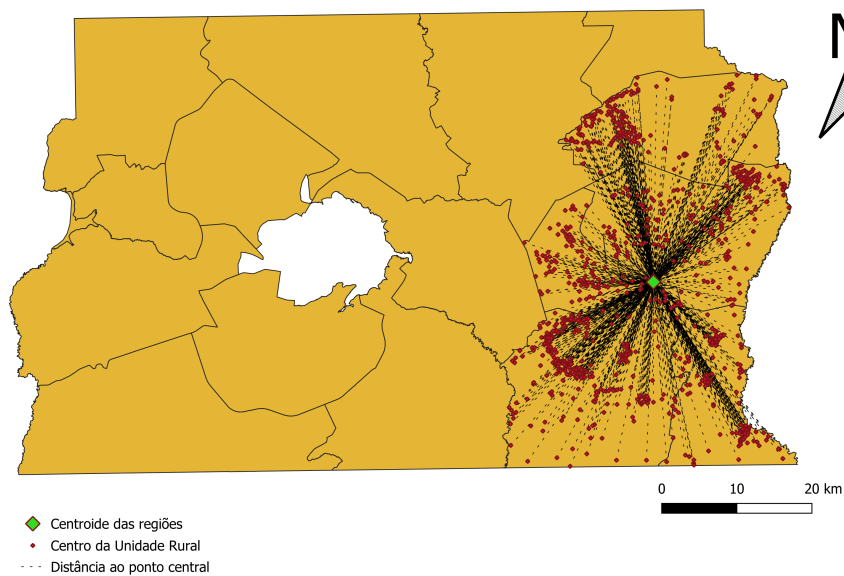


Figura 23 – Centróide, unidades rurais e rotas até o centroide, autoria própria com base em (IBGE, 2017)

Para o consumo de diesel relacionado com o transporte de RASP até o centroide, utiliza-se a metodologia de (MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012), na qual o consumo é definido pela distância e massa transportada. Utilizando a equação (3.1) (SILVA, 2018), pode-se obter uma estimativa de consumo de diesel com base na distância e massa transportada.

$$C_t = (1 + \alpha) \cdot (F_1 \cdot \sum_{trecho} P_i \cdot D_{ij}) \quad (3.1)$$

Na qual:

C_t - consumo de diesel total no período analisado;

α - fator de proporcionalidade de consumo de combustível no trajeto com caminhão vazio,

considerado como 0,5 (SILVA, 2018);

F_1 - fator de consumo de combustível da carreta de transporte, considerado como 0,03 (MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012);

P_i - total de RASP coletado na i -ésima propriedade rural;

D_{ij} - distância entre a unidade rural e o centroide.

Utilizando carretas transportadoras de $27 m^3$ de capacidade, tem-se o consumo por região conforme a tabela (21), normalizada para 1 tonelada de RASP. A carga transportada em cada unidade rural foi determinada como a média dos resíduos coletados. A distância para cada unidade rural foi calculada com base na API *Distance Matrix* do Google Maps, que define a rota mais curta entre os dois pontos através das estradas cadastradas.

Tabela 21 – Consumo de diesel para o transporte até usina central por região, elaboração própria

Região	Distância [m/tonelada]	Consumo de diesel [L/tonelada]
Rio Preto	126,3	0,9993
Tabatinga	87,8	1,0448
Taquara	232,4	1,6570
PAD-DF	316,8	1,4787
Jardim	191,3	1,2092
Média global	187,0	1,2628

3.4.5 Os impactos da coleta de RASP

Dado o consumo estimado de diesel, os impactos diretos de consumo de diesel são verificados conforme a base de ICV do software GaBi.

3.4.6 Os impactos da decomposição de RASP in loco

Diversos fatores impactam de forma direta ou indireta a emissão de gases de efeito estufa, GEE, no que diz respeito ao recolhimento ou não recolhimento do RASP. Esses fatores podem ser ambientais, relacionados ao tipo de solo, quantidade de material deixado para cobrir o solo, entre outros (PIMENTEL et al., 2015).

Diversos estudos defendem que o recolhimento de RASP tem pouco efeito real na emissão de GEE. A retirada de resíduos de milho, por exemplo, foi investigada e resultou em variação não significativa da emissão de NO_2 e CO_2 (BAKER; FASSBINDER; LAMB, 2014). Em outro estudo, que avaliou a retirada de resíduos de milho e soja, foi identificada uma redução de 4% da emissão de CO_2 em 9 diferentes locais (JIN et al., 2014).

Outro ponto de relevante interesse é relacionado ao aumento da temperatura no solo e conseqüente redução da umidade. Esse fator pode favorecer o aumento de emissões

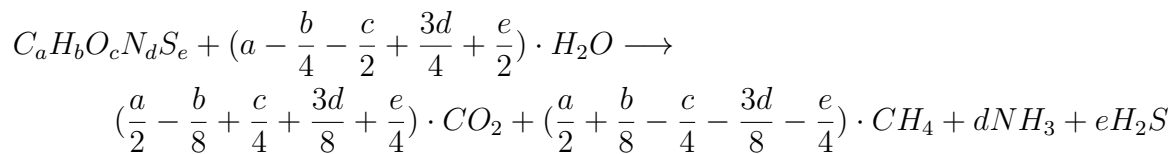
do CO_2 nos casos em que há retirada total do RASP (GUZMAN; AL-KAISI; PARKIN, 2015). No geral, os estudos para avaliação do recolhimento de RASP in loco são bastante limitados atualmente, sendo em grande parte das vezes feitos através de modelagem e simulação (ZHAO et al., 2015). Este encontra um valor ótimo de retirada de RASP na faixa de 25 %, assim como utilizado no presente estudo.

Em geral, o recolhimento de resíduos tende a reduzir os impactos diretos e indiretos da emissão de GEF, fomentando a utilização e RASP. Porém, impactos indiretos não relacionados à emissões necessitam ainda de serem investigados (CHERUBIN et al., 2018).

Desse modo, para este estudo o impacto da retirada do RASP será definido como insignificante no que diz respeito aos fatores estudados.

3.4.7 O processo de digestão anaeróbia do RASP

A estimativa da quantidade de metano produzida segue a metodologia de (BOYLE, 1977). Dada uma composição do substrato conhecida, a metodologia consegue prever a taxa de produção de metano com precisão de 5 % (KYTHREOTOU; FLORIDES; TASSOU, 2014). Assim, para um modelo não dinâmico, tem-se:



Como insumos para o processo, para a consideração de uma produção de 100% da taxa de produção definida pelo modelo, considera-se a utilização de pré-tratamento com $NaOH$ (ZHU; WAN; LI, 2010), a água necessária pelo modelo definido e energia. A energia se divide na necessidade de manutenção de temperatura ótima e diluição de substrato (BERGLUND; BÖRJESSON, 2006)(XIAO et al., 2020). Para a composição elementar do RASP, define-se a média dos dados disponíveis na tabela (20) para cada tipo de produto.

Desse modo, o balanço de produtos e insumos, normalizado para 1 tonelada de resíduo, é apresentado na tabela (22).

Os valores de geração de metano são compatíveis com os valores encontrados em literatura (ZHONG et al., 2011) (DENG et al., 2018) (LI et al., 2013) (ZHU et al., 2014). Considera-se ainda que há o escape de 2 % do metano produzido (DRESSLER; LOEWEN; NELLES, 2012).

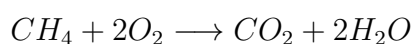
Tabela 22 – Produtos e insumos do processo de biodigestão de RASP, normalizado para 1 tonelada

Insumos		
	Milho	Soja
Água [kg]	341,0	275,5
NaOH [kg]	50,0	50,0
Energia [MJ]	366,0	366,0
Produtos		
	Milho	Soja
CO_2 [kg]	992,4	964,4
CH_4 [kg]	182,7	142,9
NH_3 [kg]	7,9	9,5
H_2S [kg]	0,2	8,1

3.4.8 Os impactos da digestão anaeróbia do RASP

Todo impacto relacionado aos insumos e produtos da digestão anaeróbia do RASP foram contabilizados utilizando as bases disponíveis no software GaBi.

Para comparação direta com outros cenários, considera-se que todo metano produzido será convertido em energia elétrica com a eficiência de 40 %, conforme dados obtidos por diferentes estudos (DRESSLER; LOEWEN; NELLES, 2012). A conversão se dá pela queima completa do metano, de acordo com a equação:



Em suma, o modelo tecnológico do processo de digestão anaeróbia é mostrado na figura (24), com o modelo feito no software GaBi disponível no apêndice 5. A figura mostra o processo para o Cenário 3, com os valores para milho como referência. A única diferença para o Cenário 2 é a etapa de transporte, que pode ser ignorada com a não utilização de seus insumos para contabilizar o ICV.

3.5 O inventário completo dos cenários de RASP

Dados todos os processos avaliados, tem-se o inventário de todo o modelo de forma consolidada. Cada cenário avaliado é apresentado separadamente, conforme as suas especificidades e diferenças, seja no resíduo utilizado ou nos seus diferentes processos.

Para o cenário 2, de digestão anaeróbia descentralizada, considerando o resíduo de milho como insumo para o modelo, tem-se a tabela (23). Para a soja como insumo, tem-se a tabela (24).

Modelo tecnológico de digestão anaeróbia de RASP

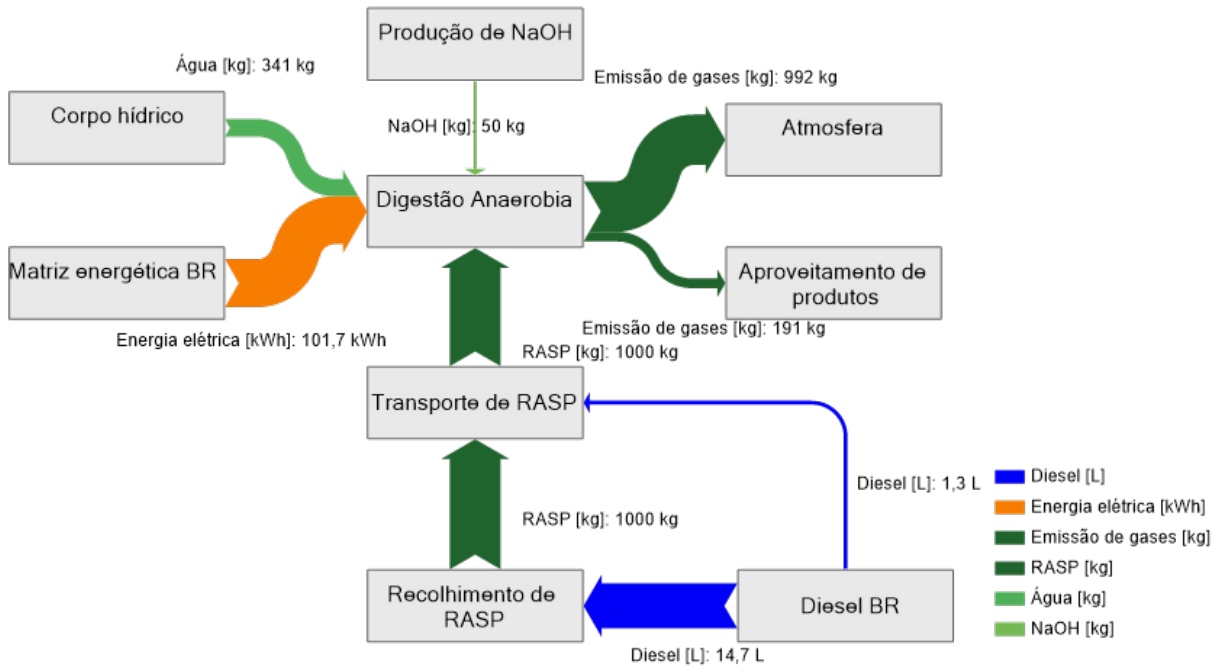


Figura 24 – Modelo tecnológico do cenário de digestão anaeróbia

Tabela 23 – Inventário consolidado - Cenário 2 - Milho como insumo

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo agrossilvopastoril	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,47E+01	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	0,00E+00	Entrada	Transporte de resíduo
Energia elétrica	MJ	2,00E+02	Entrada	Pré-processamento
Sodium hydroxide	kg	5,00E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	7,50E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	2,66E+02	Entrada	Digestão Anaeróbica
Carbon dioxide	kg	9,92E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Methane	kg	1,83E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Ammonia	kg	7,90E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Hydrogen sulfide	kg	2,00E-01	Saída	Digestão Anaeróbica
Water	kg	2,08E+02	Saída	Digestão Anaeróbica

Para o cenário 3, considerando a digestão anaeróbia centralizada, para o milho como insumo, tem-se a tabela (25). Para a soja como insumo, tem-se a tabela (26).

Tabela 24 – Inventário consolidado - Cenário 2 - Soja como insumo

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo agrossilvopastoril	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,47E+01	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	0,00E+00	Entrada	Transporte de resíduo
Energia elétrica	MJ	2,00E+02	Entrada	Pré-processamento
Sodium hydroxide	kg	5,00E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	7,50E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	2,01E+02	Entrada	Digestão Anaeróbica
Carbon dioxide	kg	9,64E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Methane	kg	1,43E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Ammonia	kg	9,50E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Hydrogen sulfide	kg	8,10E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Water	kg	2,01E+02	Saída	Digestão Anaeróbica

Tabela 25 – Inventário consolidado - Cenário 3 - Milho como insumo

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo agrossilvopastoril	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,47E+01	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,26E+00	Entrada	Transporte de resíduo
Energia elétrica	MJ	2,00E+02	Entrada	Pré-processamento
Sodium hydroxide	kg	5,00E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	7,50E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	2,66E+02	Entrada	Digestão Anaeróbica
Carbon dioxide	kg	9,92E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Methane	kg	1,83E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Ammonia	kg	7,90E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Hydrogen sulfide	kg	2,00E-01	Saída	Digestão Anaeróbica
Water	kg	2,08E+02	Saída	Digestão Anaeróbica

Tabela 26 – Inventário consolidado - Cenário 3 - Soja como insumo

Componente	Unidade	Valor	Tipo	Processo
Resíduo agrossilvopastoril	kg	1,00E+03	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,47E+01	Entrada	Coleta de resíduo
Diesel	L	1,26E+00	Entrada	Transporte de resíduo
Energia elétrica	MJ	2,00E+02	Entrada	Pré-processamento
Sodium hydroxide	kg	5,00E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	7,50E+01	Entrada	Pré-processamento
Água	kg	2,01E+02	Entrada	Digestão Anaeróbica
Carbon dioxide	kg	9,64E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Methane	kg	1,43E+02	Saída	Digestão Anaeróbica
Ammonia	kg	9,50E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Hydrogen sulfide	kg	8,10E+00	Saída	Digestão Anaeróbica
Water	kg	2,01E+02	Saída	Digestão Anaeróbica

4 Discussão e Análise

4.1 O processo de estabelecimento da ACV

Com o avanço na geração de resíduos impulsionado pelo aumento no consumo e crescimento populacional, faz-se necessário utilizar todas as ferramentas disponíveis para auxiliar os gestores, tomadores de decisão, no processo de definição dos melhores cenários sobre a gestão de resíduos.

No que diz respeito à implantação de WtE, a definição do cenário não é trivial, dados os parâmetros técnicos, econômicos, ambientais e sociais, trazendo a Avaliação de Ciclo de Vida como uma ferramenta poderosa para a avaliação dos impactos ambientais. Essa avaliação traz informações diretas e que permitem uma comparação justa entre diferentes cenários para o tomador de decisões, que não precisa se apoiar em informações subjetivas.

De forma legal, a implementação dos cenários é possível e fomentada, considerando tanto a utilização de RDO como de RASP. A principal diferença legal entre o uso dos dois resíduos, considerando o PDGIRS, reside na responsabilidade acerca da destinação entre eles. Enquanto o RDO é de responsabilidade do estado, o RASP é de responsabilidade do produtor, o que pode dificultar a decisão do legislador quanto a um programa único de tratamento de resíduos. Assim, soluções separadas devem ser tomadas para os diferentes tipos de resíduos, garantindo a melhor solução para ambos os casos, conforme as portarias vigentes do Ministério do Meio Ambiente e Ministério de Minas e Energia.

Assim como citado em grande parte dos estudos de ACV desenvolvidos, a limitação de dados no processo de construção do ICV é grande e pôde ser verificada durante a realização deste estudo. Ainda que as partes legal e logística do processo estejam bem definidas pelo SLU DF, a coleta e processamento são feitos por empresas privadas. Como há maior dificuldade em obter dados primários, haja vista que eles não são facilmente obtidos pela Lei de Acesso à Informação do Distrito Federal, dados significativos como a composição do lixo e os insumos utilizados no aterro sanitário não estão disponíveis. Além disso, dados que poderiam estar disponíveis, como peças, lubrificantes, uso de pneus, rotatividade de veículos em operação, entre outros, muitas vezes não chegam sequer a ser avaliados e documentados. Para contornar este problema, o ICV do software GaBi foi utilizado, regionalizado para o Brasil.

Por outro lado, a caracterização da composição dos resíduos conta com maior precisão, ainda que não disponha de dados primários para todas as informações necessárias. Considera-se as estimativas para a composição de RDO bastante aproximadas, assim como

para a composição do RASP, que são compatíveis com diversos estudos na área.

Porém, ainda assim, os dados disponíveis para a análise do RASP são poucos, concentrando-se principalmente na produção agrícola. Contudo, é esperada a falta de dados e análises acerca do cenário rural, haja vista que a responsabilidade sobre os resíduos é do produtor, havendo poucas iniciativas realmente focadas na caracterização do resíduo gerado.

Quanto aos fatores de emissão e consumo, não foi possível também a obtenção de dados primários, de forma que todos foram calculados com base em literatura ou com base na biblioteca do software GaBi. Dada a pouca disponibilidade de dados específicos, a análise como um todo pode conter algum viés carregado dos artigos nos quais foram baseados os dados.

É importante também citar a variação na geração de RSU ao longo do ano, o que pode impactar diretamente a operação de um incinerador, o qual deve ser dimensionado conforme as quantidades geradas. Caso haja falta de insumos para a incineração e geração de energia, dada a contínua operação do incinerador, é necessário o complemento com combustível, se distanciando do objetivo sustentável de sua implementação.

Considera-se também, conforme os dados de literatura, que a decomposição do RASP no local de geração não afeta de forma direta a emissão de gases de efeito estufa. Efeitos secundários não foram documentados em literatura até o momento da realização do estudo. Para fins de comparação, o cenário 1, de decomposição no local, é neutro em todas as categorias de impacto.

Como principal resultado do estudo feito, estão os impactos e suas respectivas categorias para cada cenário analisado. Conforme cada categoria de impacto, para cada cenário analisado, a tabela (27) lista seus respectivos valores.

Tabela 27 – Resultado de impacto ambiental por categoria para todos os cenários analisados

	Unidade	Cenário 1	Cenário 2 Milho	Cenário 2 Soja	Cenário 3 Milho	Cenário 3 Soja	Cenário 4 Aterro	Cenário 5 Incineração
ADP	MJ	-	-2,12E+03	-1,45E+03	-2,11E+03	-1,44E+03	2,88E+00	-9,50E+02
AP	kgSO _{2eq}	-	1,73E+01	1,86E+01	1,74E+01	1,96E+01	2,82E-02	1,32E-01
EP	kgPhosphate _{eq}	-	4,27E+00	5,09E+00	4,30E+00	5,34E+00	3,62E-03	1,59E-01
FAETP	kgDCB _{eq}	-	-3,56E+00	-2,54E+00	-3,55E+00	-2,53E+00	2,53E+00	3,98E-01
GWP	kgCO _{2eq}	-	7,11E+03	6,05E+03	7,12E+03	6,17E+03	4,05E+02	8,53E+02
HTP	kgDCB _{eq}	-	-6,04E+01	-4,22E+01	-6,02E+01	-4,08E+01	1,19E+03	1,59E+03
TETP	kgDCB _{eq}	-	-1,47E+00	-1,11E+00	-1,47E+00	-1,11E+00	1,81E-03	-4,90E-01

4.2 Os cenários de manejo do RDOT

Frequentemente, análises sobre o melhor cenário no que diz respeito às alternativas na destinação do resíduo sólido urbano não incluem o transporte dos resíduos. Como o

dado mais detalhado disponível para o Distrito Federal, no que diz respeito ao RSU, há significativa precisão na sua análise, o que motivou a sua inclusão neste estudo.

Inicialmente, limitações da análise da coleta do RDO incluem o uso de peças, consumo de lubrificantes e manutenção geral dos veículos utilizados. Esses dados não são fornecidos pelas empresas as quais operam a coleta dos resíduos, de forma que é de difícil estimativa seus valores totais, haja vista que há grande impacto da quantidade de veículos utilizados, bem como sua rotatividade em diferentes rotas de coleta.

Além disso, os dados propostos na licitação, que gerou o contrato das empresas, são vagos e não trazem a precisão necessária para um estudo aprofundado sobre o transporte de RDO. Por outro lado, a definição das rotas, periodicidade e áreas de atendimento contam com o detalhamento máximo possível.

No que diz respeito aos impactos ambientais da coleta de RDO, é interessante analisar comparativamente com os cenários de incineração e aterro. Para o cenário de incineração, o gráfico presente na figura (25) demonstra a baixa participação do transporte e coleta, com impacto abaixo de 1% do total em todas as categorias analisadas. Em outro cenário, de aterro, a situação de baixa participação se mantém, com a maior participação na categoria de potencial de acidificação, na ordem de 3,3 %. O gráfico presente na figura (26) mostra a baixa participação do transporte no cenário de aterro dos resíduos.

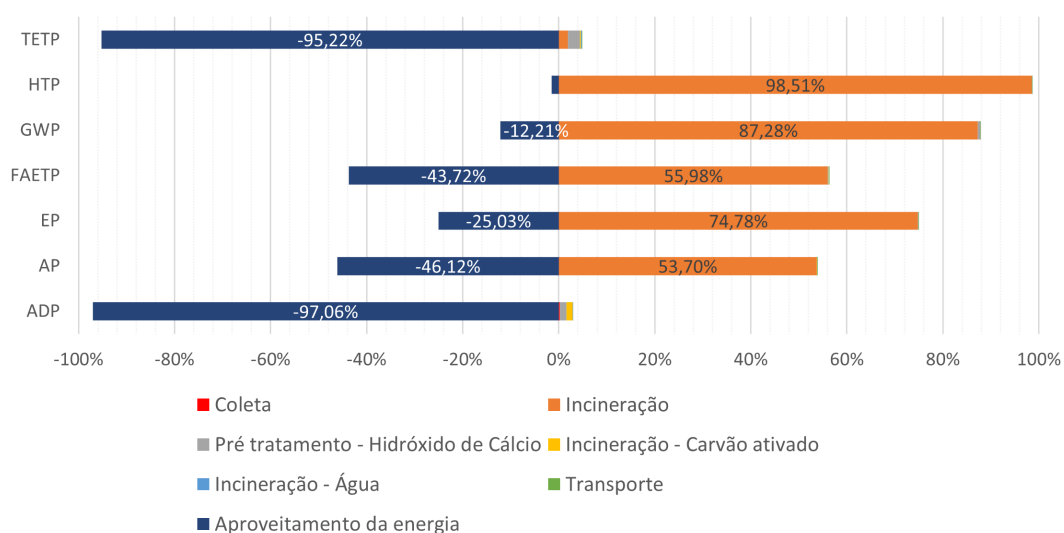


Figura 25 – Contribuição de cada etapa do processo de incineração para cada categoria de impacto analisada

Conforme grande parte dos estudos realizados e disponíveis em literatura, a parte relativa ao transporte do RDO não conta com grande significância em comparação com os cenários analisados

Para a comparação entre os cenários de manejo do RDOT, pode-se utilizar a figura (27) para ilustração da diferença de magnitude em algumas das categorias de impacto.

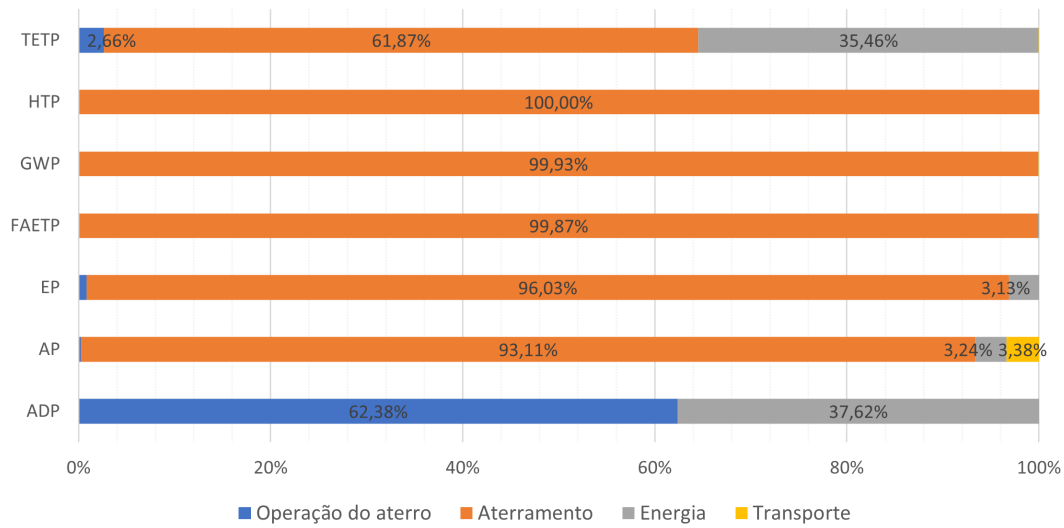


Figura 26 – Contribuição de cada etapa do processo de aterro para cada categoria de impacto analisada

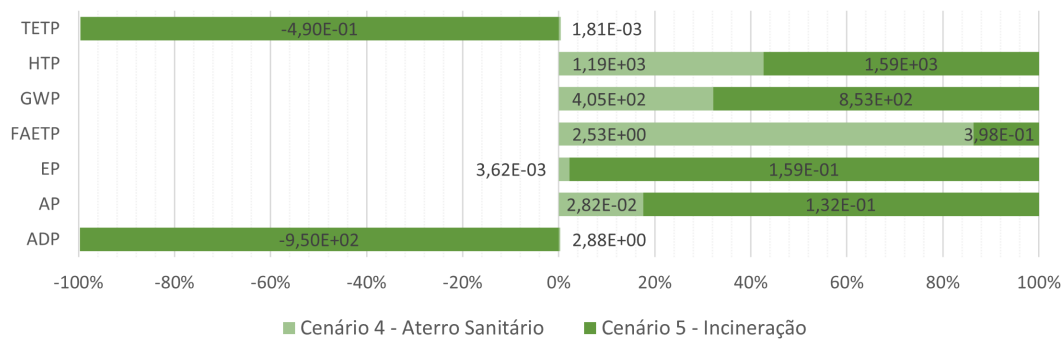


Figura 27 – Comparação entre os cenários de incineração e aterro em relação às categorias de impacto

Ao se comparar os cenários, inicialmente observa-se o potencial de aquecimento global da incineração bastante superior ao potencial do sistema de aterro sanitário (211 %). Como há significativa divergência na literatura acerca do o melhor cenário a ser implementado, diversas considerações devem ser realizadas nesta comparação. A primeira consideração deve ser acerca da comparabilidade dos dois cenários, de modo que deve ter-se ciência de que a fonte dos dados de ambos não é a mesma, ainda que tenha sido buscado em literatura os insumos mais equivalentes possíveis. Dada a indisponibilidade de dados primários para a mesma amostra, grande parte dos dados utilizados foram baseados em literatura.

Outra consideração de importância ímpar para a comparação do potencial de aquecimento global é o papel da biomassa na Avaliação de Ciclo de Vida, de grande parcela na composição do RDOT. Grande parte das análises sobre tal comparação apontam a utilização de biomassa como uma solução com boa relação de custo e benefício para a mitigação de impactos ambientais relacionados ao carbono. Porém, diversos autores cri-

ticam a ideia de que o CO_2 biogênico emitido teria sido sequestrado durante a fase de crescimento, resultando em emissões líquidas zero.

Como prática comum na ACV, a omissão do impacto direto do CO_2 emitido leva em conta somente o equilíbrio de massa, não avaliando o tempo no qual o dióxido de carbono permanece na atmosfera até ser novamente fixado, a variação do impacto ambiental neste tempo e suas consequências.

Ainda que existam guias que sugiram a não contabilização da emissão de CO_2 , este estudo considerou suas emissões na íntegra, haja vista que se visa comparar dois cenários que, em tese, teriam a mesma situação de sequestro de carbono através da biomassa. Nesse sentido, o potencial de emissão superior da incineração (211 %) se deve, principalmente, à matriz energética brasileira, que conta com uma participação de renováveis acima de 80 %. Com isso, a mitigação de impactos dada pela geração de energia no cenário de incineração não é suficiente para sobrepor o cenário do aterro sanitário.

Ainda sobre o potencial de aquecimento global, a contribuição do processo em si da incineração é o principal contribuinte da categoria, principalmente quando considera-se a emissão de CO_2 no processo. O dióxido de carbono é responsável por quase toda a potencialidade da categoria.

De mesmo modo, o potencial de acidificação também é pior para o cenário da incineração. Ainda que haja certa mitigação pelo fornecimento de energia à matriz energética brasileira, a emissão de óxidos de nitrogênio na incineração é responsável pela diferença de cerca de 469 % em relação ao cenário do aterro sanitário.

A eutrofização também é bem mais impactante no cenário de incineração, com causa semelhante ao potencial de acidificação. A emissão de óxidos de nitrogênio faz com que a incineração seja cerca de 43 vezes mais impactante.

Por outro lado, na categoria de depleção abiótica fóssil, há maior impacto no cenário de aterro. Para esta categoria, os insumos necessários para a operação do Aterro Sanitário, diesel e energia elétrica, foram os principais contribuintes, haja vista que o aterro dos resíduos em si não gera depleção de recursos. No outro cenário, de incineração, como há a mitigação de danos feita pelo aproveitamento de energia, existe um impacto de valor negativo.

Quanto ao potencial de ecotoxicidade aquática, o cenário de aterro é inferior. A incineração conta com 16 % de impacto em relação ao cenário de aterro sanitário. Considerando as principais emissões, ainda que haja a emissão de dioxinas, a incineração mitiga seus impactos com a substituição da energia que seria gerada na matriz energética, retirando Bário e Níquel das emissões que seriam feitas para a água. Por outro lado, o cenário de aterro sanitário causa a emissão principalmente de Chumbo para a água, o que causa o maior impacto citado. Identifica-se a emissão de lixiviado como ponto de atenção

para essa categoria, haja vista sua grande potencialidade de impacto caso haja algum problema no controle do processo.

De maneira oposta, o potencial de toxicidade humana é mais impactante no caso da incineração, cerca de 134 % em relação ao aterro. No caso da incineração, as dioxinas são o principal fator, enquanto a emissão de benzeno é o principal fator para o aterro sanitário.

Quanto ao potencial de ecotoxicidade terrestre, há a emissão de dioxinas para a incineração. Ainda que haja emissão de acrilonitrila, tolueno, bem como a emissão de organo-halogenados no cenário de aterro sanitário, o potencial de impacto da incineração é 8 vezes maior. Dadas as quantidades emitidas dos componentes citados para cada cenário, quando considera-se somente o processo de incineração, o cenário se torna inferior. Porém, com a mitigação dada pela geração de energia, a incineração torna-se bastante atrativa, principalmente quando leva-se em conta a emissão de metais pesados na matriz energética brasileira indicada pela base de ICV do GaBi.

Para os cenários analisados, é visto que a incineração de RDOT é ambientalmente inferior ao aterro de RDOT nas principais categorias analisadas. Na comparação dos cenários, o cenário de incineração só performa melhor significativamente nas categorias de ecotoxicidade terrestre, depleção abiótica fóssil e ecotoxicidade aquática. Em vista de desenvolvimento de tecnologias e controles mais rígidos, há grande possibilidade de alterações na situação das emissões do cenário de aterro sanitário, o que reforça a ideia da incineração ter impacto ambiental maior a longo prazo. Porém, como um dos principais fatores, o potencial de aquecimento global é decisivo na decisão de qual cenário deve ser utilizado.

Em suma, a omissão do impacto direto do CO_2 poderia influenciar diretamente no resultado individual de cada cenário. Porém, como foi considerado de igual forma para os cenários analisados, mantém-se a comparação justa entre eles, de forma que a decisão em favor da utilização de aterro sanitário é mantida, dadas as informações obtidas e o modelo utilizado.

Em comparação com o cenário mundial de gestão de resíduos, a decisão pelo aterro sanitário vai contra as decisões tomadas por grande parte dos países. Além do principal fator de comparação que deve ser utilizado entre países, a matriz energética, também deve-se levar em conta a área utilizada e os modelos de incineradores utilizados.

A matriz energética brasileira é bastante renovável, contando com cerca de 48% de matriz renovável (EPE, 2022). Por outro lado, considerando a matriz energética chinesa, por exemplo, cerca de 80 % da sua geração tem origem em termelétricas ou petróleo, o que impulsiona o uso de incineradores. Uma vez que a matriz energética tem impacto ambiental semelhante em ordem de grandeza aos incineradores, há o impulsionamento da

utilização destes. Outro exemplo é o Japão, altamente dependente de uma matriz não renovável, situação agravada pela baixa disponibilidade de área para desenvolvimento de outras soluções, como aterro de resíduos.

Outro ponto a ser considerado é o modelo de incinerador utilizado. Foi utilizado um modelo com precipitador eletrostático, mas existem modelos baseados em injeção de sorventes, lavador semi-seco, diferentes tipos de filtros, entre outros. Para uma análise mais precisa, são necessários dados primários e comparação entre diferentes tecnologias, que podem influenciar diretamente nos resultados.

4.3 Os cenários de manejo do RASP

Dada a limitação e indisponibilidade de dados mais precisos acerca dos impactos da decomposição de RASP no local de colheita, a análise tem mais foco na comparação entre o transporte ou não do resíduo e nos diferentes insumos para a digestão anaeróbia.

Inicialmente, é importante citar que a definição de um ponto central para a realização da biodigestão dos resíduos traz muitas facilidades logísticas, como maior homogeneização do insumo, facilidade no controle, redução do investimento necessário em relação à uma produção descentralizada, facilidade de venda de energia à rede, entre outros diversos fatores.

No que diz respeito aos impactos ambientais do transporte dos resíduos, dados os valores obtidos pelo modelo analisado, observa-se uma baixa participação na totalidade dos impactos em relação ao processo como um todo, em valores abaixo de 5 %. No caso do RASP de milho como principal insumo, a única categoria de impacto significativo, cerca de 5 %, frente ao processo de digestão anaeróbia é a depleção abiótica fóssil, o que explica-se pela necessidade do insumo de diesel na coleta e transporte.

Por fim, é significativa a influência do recolhimento do resíduo de colheita, responsável por mais de 90 % do consumo de diesel da etapa de coleta e transporte.

Além disso, acerca do transporte de RASP, nas categorias de impacto em que a digestão anaeróbia apresenta impacto positivo ambientalmente, não haveria diferença significativa ao selecionar o cenário com transporte, dado seu baixo impacto no processo como um todo.

Para uma comparação direta entre a utilização dos dois diferentes insumos para a digestão anaeróbia, pode-se tomar como base a figura (28).

Dado o maior conteúdo de carbono do milho, sua emissão de CO_2 é também maior, o que causaria um possível maior impacto em potencial de aquecimento global. Além disso, com a maior produção de CH_4 pelo milho, a combustão para geração de energia também gera mais CO_2 , dada a sua maior quantidade.

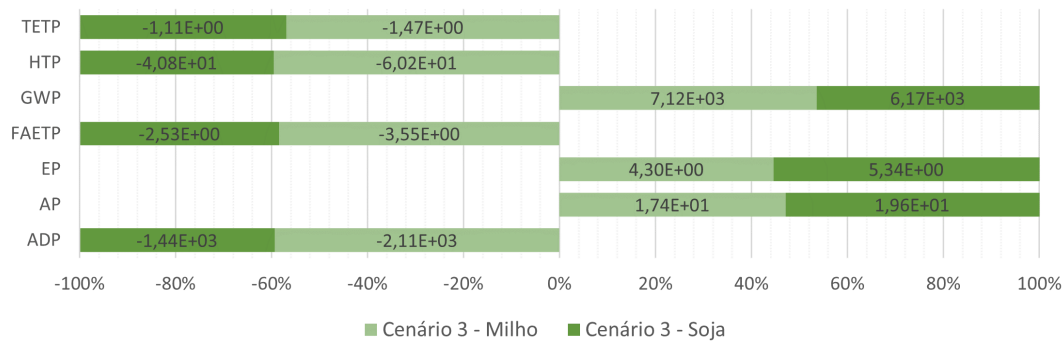


Figura 28 – Comparação entre o milho e a soja em digestão anaeróbia quanto às categorias de impacto

Ao comparar os dois cenários, observa-se um bom equilíbrio entre a utilização dos dois insumos, com a maior diferença no potencial de toxicidade humana, na ordem de 67 %. Ainda que exista diferenças na produção de produtos pelo modelo utilizado, não há variação significativa observada. Para avaliar a contribuição de cada parte integrante do cenário, é possível utilizar a figura (29). Como os cenários são semelhantes e não há significativo impacto da etapa de transporte, apresenta-se o cenário 3, para o milho.

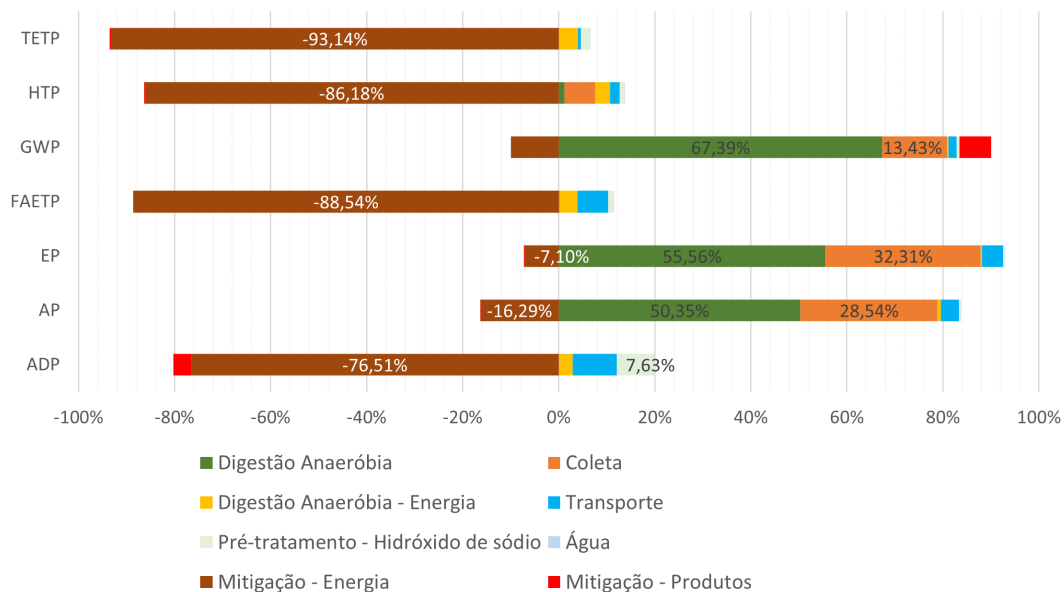


Figura 29 – Contribuição de cada etapa do processo de digestão anaeróbia para cada categoria de impacto analisada

Da mesma forma que a omissão das emissões de CO_2 não foi utilizada para o cenário de RDO, o que daria um resultado positivo ambientalmente em potencial de aquecimento global, a análise é utilizada para o RASP.

Conforme a figura (29), três principais componentes do cenário são responsáveis quase que pela totalidade dos potenciais avaliados, a mitigação dada pela geração de energia, as emissões do processo de digestão anaeróbia e a coleta dos resíduos.

Para as categorias de ecotoxicidade terrestre, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática e depleção abiótica fóssil, a substituição da matriz energética é suficiente para sobrepor os impactos dos insumos utilizados, bem como as emissões do processo em si. Na categoria da depleção abiótica fóssil, a mitigação da utilização de recursos não renováveis é o principal contribuinte. Por outro lado, a mitigação na emissão de metais pesados é a parte mais significativa do processo para as outras três categorias citadas.

Em relação ao potencial de aquecimento global, as emissões relacionadas ao processo de digestão anaeróbia em si são o fator mais importante (67,4 %), haja vista a emissão de CO_2 no processo. Porém, a etapa de coleta, com a necessidade de diesel relacionada, é significativa. Caso a omissão de emissões de CO_2 fosse realizada, o processo se tornaria positivo ambientalmente também nesta categoria.

Além disso, o potencial de eutrofização é bem dividido entre a coleta e o processo de digestão anaeróbia. Para a coleta, a emissão de óxidos de nitrogênio é o principal fator de impacto, enquanto a emissão de CO_2 é o principal fator para o processo de biodigestão.

Por fim, o potencial de acidificação, assim como o potencial de eutrofização, é bastante influenciado pela coleta e pela digestão do RASP. Porém, nesta categoria, é significativa a contribuição das emissões relacionadas ao diesel consumido, como óxidos de nitrogênio e óxidos de enxofre. Para a digestão do RASP, a emissão de CO_2 segue sendo a mais significativa.

Em comparação com o cenário de não utilização dos resíduos, a decisão por utilizar os resíduos pode ser quase que inteiramente baseada na contabilização ou não das emissões de CO_2 . Determinando que os impactos dos potenciais de ecotoxicidade terrestre e aquático, toxicidade humana e depleção abiótica fóssil são negativos, ou seja, benéficos ao meio ambiente, já haveriam diversos motivos para a implementação da digestão anaeróbia.

Por outro lado, os potenciais de eutrofização e acidificação geram impacto negativo ao meio ambiente. Estes, principalmente relacionados às emissões de CO_2 da digestão dos resíduos.

Desse modo, com a dependência do estabelecimento da contabilização ou não de CO_2 , há a necessidade de uma decisão conceitual. Dada a relação do dióxido de carbono com a fixação pela biomassa em crescimento, mantido o carbono em seu ciclo, essa análise, juntamente com a análise de impactos da manutenção do resíduo no local de colheita, deve ser mais aprofundada para trazer resultados mais conclusivos.

Em linhas gerais, da mesma forma que não foi possível obter dados primários para a realização do estudo acerca do RDO, repete-se a situação para a utilização de RASP. Para o cenário analisado, a coleta e transporte do resíduo é a parte com mais informação disponível em literatura, haja vista que depende muito mais de uma análise logística que

uma análise de impactos diretos, dada a sua natureza.

Assim, dados os resultados obtidos, a utilização do RASP, caso feita, deve considerar sempre o seu recolhimento e transporte para sua utilização, dado seu baixo impacto no cenário de forma geral. Os ganhos não são somente logísticos e financeiros, mas também permitem uma avaliação, acompanhamento e fiscalização do processo, que são partes importantes e normalmente negligenciadas em estudos com foco acadêmico.

Os resultados da análise são consequência principal da geração de energia, impactada diretamente pela matriz energética brasileira, bem como a produção de NH_3 e H_2S . A produção destes mitiga os impactos de sua produção de outras formas, contabilizando impactos positivos para a digestão anaeróbia.

Como foi utilizado um cenário simplificado para a estimativa, ainda que compatível com a literatura, limitações quanto a insumos necessários e processos auxiliares não foram contabilizados, o que pode influenciar o cenário real.

Em suma, considerando todos os pontos abordados, indica-se a digestão anaeróbia do RASP com objetivos ambiental e de geração de energia.

4.4 A comparação com base na ACV e a decisão do gestor público

Para o gestor público, tomador de decisão acerca das tecnologias implementadas, a ACV é ferramenta ímpar para uma indicação de direção na qual buscar as melhores alternativas em cada situação. Porém, estabelecendo uma análise crítica acerca da decisão no ponto de vista do gestor, alguns pontos críticos podem ser apontados.

Em primeiro lugar, o estabelecimento de um termo técnico é necessário para a implementação de um projeto, o que necessita diversas informações comumente não disponíveis. No caso da utilização do RDO, por exemplo, a viabilidade de todo o processo necessita de dados acerca de localidade, diversos modelos de incineradores, fornecedores, contratos de manutenção, entre outros. Nesse ponto de vista, é possível que uma outra utilização da verba pública, como a construção de um parque de geração de energia renovável, tenha impactos mais significativos no que diz respeito à relação custo/benefício. Desse modo, a Avaliação de Ciclo de Vida se torna uma análise de Custo de Ciclo de Vida, bem mais abrangente e com muitos cenários auxiliares para a tomada de decisão.

Outro ponto de relevância é o custo de oportunidade, a atribuição do orçamento do Estado e os alinhamentos políticos vigentes. Dada a disponibilidade de recursos em área específica, há possibilidade que a relação custo/benefício não possa ser diretamente comparada, mas avaliada junto com diversos outros fatores.

Assim, a avaliação feita pelo gestor deve contar com diversos estudos compostos por ACV, compondo uma análise completa que forneça insumos para uma correta decisão.

5 Conclusões

Em suma, o objetivo de avaliar de forma ambiental a utilização dos resíduos do Distrito Federal através da Avaliação de Ciclo de Vida foi cumprido, ainda que algumas limitações tenham sido identificadas, dada a falta de dados primários. A incineração com recuperação de energia provou-se ambientalmente inferior ao atual processo utilizando aterro sanitário nas categorias de HTP, GWP, EP e AP, como consequência de vários fatores, como os fatores de emissão da matriz energética brasileira e tecnologia utilizada no modelo. Caso não haja recuperação de energia na incineração, o cenário só não performa pior que o aterro sanitário na categoria de FAETP.

A digestão anaeróbia do RASP se provou eficiente ambientalmente na maioria das categorias de impacto, desde que não contabilizado o impacto direto do CO_2 dada a fixação biológica deste, que já é considerada em diversos estudos, mas não é indicada por este estudo. A digestão anaeróbia do RASP se mostrou melhor nas categorias de TETP, HTP, FAETP e ADP.

Os modelos obtidos foram validados através de dados primários de cenários diversos, se aproximando dos valores reais. Porém, para uma decisão final, a nível de estabelecimento de política pública, é necessário dispor de dados mais precisos e regionalizados. Ainda que não tenha sido possível obter dados primários acerca de todos os processos analisados, foi possível avaliar os cenários propostos utilizando a Avaliação de Ciclo de Vida para os dados existentes.

Para estudos futuros, indica-se a obtenção de dados primários e modelagem de diferentes cenários, para diferentes tecnologias de incineradores e biodigestores de digestão anaeróbia. Outros cenários que contemplem também a compostagem, fomento à reciclagem, torrefação, gaseificação e pré-tratamentos diversos também podem ser analisados. Com o objetivo de fornecer insumos para a decisão do gestor público, este estudo pode complementar a análise, mas são necessários outros estudos a serem comparados com este.

Referências

- ABRELPE, E. A. e. A. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2020. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 32.
- ABRELPE, E. A. e. A. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2022. Citado na página 32.
- ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. et al. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, Scientific Research Publishing, v. 6, n. 03, p. 205, 2015. Citado na página 38.
- ANSHASSI, M.; SACKLES, H.; TOWNSEND, T. G. A review of lca assumptions impacting whether landfilling or incineration results in less greenhouse gas emissions. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 174, p. 105810, 2021. Citado na página 23.
- ASLANZADEH, S. *Pretreatment of cellulosic waste and high rate biogas production*. Tese (Doutorado) — University of Borås, School of Engineering, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 37 e 38.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. *ABNT NBR ISO 14044:2009*. 2009. Online. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 42.
- ASTRUP, T. F. et al. Life cycle assessment of thermal waste-to-energy technologies: Review and recommendations. *Waste management*, Elsevier, v. 37, p. 104–115, 2015. Citado na página 23.
- BAKER, J. M.; FASSBINDER, J.; LAMB, J. A. The impact of corn stover removal on n₂ o emission and soil respiration: an investigation with automated chambers. *BioEnergy Research*, Springer, v. 7, p. 503–508, 2014. Citado na página 71.
- BERE, L. D. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water science and technology*, IWA Publishing, v. 41, n. 3, p. 283–290, 2000. Citado na página 37.
- BERGLUND, M.; BÖRJESSON, P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, Elsevier, v. 30, n. 3, p. 254–266, 2006. Citado na página 72.
- BEYLOT, A. et al. Municipal solid waste incineration in france: An overview of air pollution control techniques, emissions, and energy efficiency. *Journal of Industrial Ecology*, Wiley Online Library, v. 22, n. 5, p. 1016–1026, 2018. Citado na página 33.
- BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J. Environmental impacts of residual municipal solid waste incineration: A comparison of 110 french incinerators using a life cycle approach. *Waste management*, Elsevier, v. 33, n. 12, p. 2781–2788, 2013. Citado na página 60.
- BOYLE, W. Energy recovery from sanitary landfills-a review. *Microbial energy conversion*, Elsevier, p. 119–138, 1977. Citado na página 72.

- CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 16, n. 3, p. 1462–1476, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 68 e 69.
- CHEN, D.; CHRISTENSEN, T. H. Life-cycle assessment (easewaste) of two municipal solid waste incineration technologies in china. *Waste Management & Research*, SAGE Publications Sage UK: London, England, v. 28, n. 6, p. 508–519, 2010. Citado na página 61.
- CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008. Citado na página 39.
- CHEN, Z. et al. Dioxins degradation and reformation during mechanochemical treatment. *Chemosphere*, Elsevier, v. 180, p. 130–140, 2017. Citado na página 36.
- CHERUBIN, M. R. et al. Crop residue harvest for bioenergy production and its implications on soil functioning and plant growth: A review. *Scientia Agricola*, SciELO Brasil, v. 75, p. 255–272, 2018. Citado na página 72.
- COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 128, p. 438–450, 2018. Citado 4 vezes nas páginas 18, 26, 62 e 101.
- CONAB, C. N. de A. *Calendário de Plantio e Colheita de 2022*. 2022. Publicação online, disponível em <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes>. Citado 3 vezes nas páginas 15, 67 e 68.
- COSTA, F. C. et al. Hybridization of energy sources as an energy alternative. In: *26th International Congress of Mechanical Engineering COBEM*. [S.l.: s.n.], 2021. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 57.
- COUTH, R.; TROIS, C. Waste management activities and carbon emissions in africa. *Waste Management*, Elsevier, v. 31, n. 1, p. 131–137, 2011. Citado na página 36.
- CUÉLLAR, A. D.; WEBBER, M. E. Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. *Environmental Research Letters*, IOP Publishing, v. 3, n. 3, p. 034002, 2008. Citado na página 37.
- CUNHA, T. C. Avaliação do ciclo de vida de alternativas de gestão de resíduos sólidos orgânicos: estudo de caso em ceilândia e taguatinga. 2021. Citado na página 42.
- DEMIREL, B.; YENIGÜN, O. *Two-phase anaerobic digestion processes: a review*. [S.l.]: Wiley Online Library, 2002. Citado na página 37.
- DENG, Y. et al. Anaerobic co-digestion of rice straw and soybean straw to increase biogas production by pretreatment with trichoderma reesei rut c30. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, Wiley Online Library, v. 37, n. 3, p. 1050–1057, 2018. Citado na página 72.

- DEUS, R. M. et al. A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 242, p. 118433, 2020. Citado na página 28.
- DONG, J. et al. Effect of operating parameters and moisture content on municipal solid waste pyrolysis and gasification. *Energy & Fuels*, ACS Publications, v. 30, n. 5, p. 3994–4001, 2016. Citado na página 37.
- DRESSLER, D.; LOEWEN, A.; NELLES, M. Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Springer, v. 17, p. 1104–1115, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 72 e 73.
- EHRIG, H.-J. 4.2 prediction of gas production from laboratory-scale tests. *Landfilling of Waste: Biogas*, CRC Press, p. 269, 2020. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 58.
- EMATER. *Relatório de Valor Bruto da Produção Agropecuária do Distrito Federal*. 2021. Base de dados. Accessed: 2023-02-01. Disponível em: <<http://www.emater.df.gov.br/plano-de-dados-abertos/>>. Citado 6 vezes nas páginas 15, 17, 64, 65, 66 e 68.
- EMATER. *Relatório de Informações Agropecuárias do Distrito Federal*. 2022. Base de dados. Accessed: 2023-05-01. Disponível em: <<http://www.emater.df.gov.br/plano-de-dados-abertos/>>. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 66.
- EPE. *Matriz Energética Brasileira*. 2022. Base de dados. Accessed: 2023-09-18. Citado na página 82.
- ERICSSON, K.; NILSSON, L. J. Assessment of the potential biomass supply in europe using a resource-focused approach. *Biomass and bioenergy*, Elsevier, v. 30, n. 1, p. 1–15, 2006. Citado na página 68.
- FILHO, J. L. da P. *Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro*. Tese (Doutorado) — [sn], 2017. Citado na página 58.
- FOGGIA, G. D.; BECCARELLO, M. Designing waste management systems to meet circular economy goals: The italian case. *Sustainable Production and Consumption*, Elsevier, v. 26, p. 1074–1083, 2021. Citado na página 23.
- FRICKE, K. *Gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos: transferência de experiência entre a Alemanha eo Brasil*. [S.l.]: Techn. Univ., 2015. Citado na página 32.
- GERARDI, M. H. *The microbiology of anaerobic digesters*. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2003. Citado na página 38.
- GUNASEELAN, V. N. Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass and bioenergy*, Elsevier, v. 13, n. 1-2, p. 83–114, 1997. Citado na página 39.
- GUPTA, S.; ONSTAD, C.; LARSON, W. Predicting the effects of tillage and crop residue management on soil erosion. *Journal of Soil and Water Conservation*, Soil Conservation Society of America, v. 34, n. 2, p. 77–79, 1979. Citado na página 68.

- GUZMAN, J.; AL-KAISI, M.; PARKIN, T. Greenhouse gas emissions dynamics as influenced by corn residue removal in continuous corn system. *Soil Science Society of America Journal*, Wiley Online Library, v. 79, n. 2, p. 612–625, 2015. Citado na página 72.
- HENRÍQUEZ, A. I. M. Análise de ciclo de vida (acv) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte. 2016. Citado na página 24.
- HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. World Bank, Washington, DC, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 36.
- HUANG, H.-J. et al. Effect of biomass species and plant size on cellulosic ethanol: a comparative process and economic analysis. *Biomass and Bioenergy*, Elsevier, v. 33, n. 2, p. 234–246, 2009. Citado na página 69.
- IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. Achieving waste recovery goals in the medium/long term: Eco-efficiency analysis in a brazilian city by using the lca approach. *Journal of Environmental Management*, Elsevier, v. 298, p. 113457, 2021. Citado na página 26.
- IBGE. *Censo Agropecuário*. 2017. Base de dados. Accessed: 2021-04-28. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/pesquisa/24/76693>>. Citado 3 vezes nas páginas 15, 66 e 70.
- JIN, V. L. et al. Soil greenhouse gas emissions in response to corn stover removal and tillage management across the us corn belt. *BioEnergy Research*, Springer, v. 7, p. 517–527, 2014. Citado na página 71.
- JUNIOR, A. B. d. C.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 15, p. 385–392, 2010. Citado na página 58.
- JUNIOR, M. A. U. de A.; ZANGHELINI, G. M.; SOARES, S. R. Using life cycle assessment to address stakeholders' potential for improving municipal solid waste management. *Waste Management & Research*, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 35, n. 5, p. 541–550, 2017. Citado na página 27.
- KADAM, K. L.; MCMILLAN, J. D. Availability of corn stover as a sustainable feedstock for bioethanol production. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 88, n. 1, p. 17–25, 2003. Citado na página 68.
- KARIM, M.; CORAZZINI, B. The current status of msw disposal and energy production: a brief review of waste incineration. *MOJ Eco Environ Sci*, v. 4, n. 1, p. 34–37, 2019. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 60.
- KAZA, S. et al. *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. [S.l.]: World Bank Publications, 2018. Citado na página 23.
- KHALIL, E. et al. The effects of pesticides on anaerobic digestion processes. *Environmental technology*, Taylor & Francis, v. 12, n. 6, p. 471–475, 1991. Citado na página 39.
- KROEKER, E. et al. Anaerobic treatment process stability. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, JSTOR, p. 718–727, 1979. Citado na página 39.

- KUGELMAN, I. J.; MCCARTY, P. L. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, JSTOR, p. 97–116, 1965. Citado na página 39.
- KYRYZYUK, S. et al. Crop residue removal: Assessment of future bioenergy generation potential and agro-environmental limitations based on a case study of ukraine. *Energies*, MDPI, v. 13, n. 20, p. 5343, 2020. Citado na página 68.
- KYTHREOTOU, N.; FLORIDES, G.; TASSOU, S. A. A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 71, p. 701–714, 2014. Citado na página 72.
- LAL, R. The role of residues management in sustainable agricultural systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, Taylor & Francis, v. 5, n. 4, p. 51–78, 1995. Citado na página 68.
- LAMAS, G. C. et al. Effect of torrefaction on steam-enhanced co-gasification of an urban forest and landfill waste blend: H₂ production and co₂ emissions mitigation. *International Journal of Hydrogen Energy*, Elsevier, 2023. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 57.
- LAMAS, G. C. et al. Steam-enhanced gasification of a hybrid blend composed of municipal solid waste and torrefied biomass. In: *30th EUROPEAN BIOMASS CONFERENCE AND EXHIBITION PROCEEDINGS*. [S.l.: s.n.], 2022. p. 9–12. Citado na página 57.
- LAURENT, A. et al. Review of lca studies of solid waste management systems—part i: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, Elsevier, v. 34, n. 3, p. 573–588, 2014. Citado na página 24.
- LEITE, F. F. de O. et al. Evaluation of technological alternatives for the treatment of urban solid waste: A case study of minas gerais, brazil. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 330, p. 129618, 2022. Citado na página 26.
- LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from municipal solid waste (msw) in brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 87, p. 8–20, 2014. Citado na página 26.
- LI, Y. et al. Evaluating methane production from anaerobic mono-and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure. *Energy & Fuels*, ACS Publications, v. 27, n. 4, p. 2085–2091, 2013. Citado na página 72.
- LIIKANEN, M. et al. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management—a life cycle assessment study of são paulo, brazil. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 196, p. 150–162, 2018. Citado na página 27.
- LIMA, P. D. M. et al. Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in brazil. *Waste management*, Elsevier, v. 78, p. 857–870, 2018. Citado na página 26.
- LIMA, P. de M. et al. Environmental assessment of waste handling in rural brazil: Improvements towards circular economy. *Cleaner Environmental Systems*, Elsevier, v. 2, p. 100013, 2021. Citado na página 27.

- LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water Science and Technology*, IWA Publishing, v. 45, n. 10, p. 113–120, 2002. Citado 2 vezes nas páginas 39 e 40.
- LU, J.-W. et al. Status and perspectives of municipal solid waste incineration in china: A comparison with developed regions. *Waste Management*, Elsevier, v. 69, p. 170–186, 2017. Citado na página 34.
- MAKARICHI, L.; JUTIDAMRONGPHAN, W.; TECHATO, K.-a. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 91, p. 812–821, 2018. Citado 3 vezes nas páginas 34, 35 e 36.
- MARTÍNEZ-GUIJARRO, K.; RAMADAN, A.; GEVAO, B. Atmospheric concentration of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (pcdd/fs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-pcbs) at umm-al-aish oil field-kuwait. *Chemosphere*, Elsevier, v. 168, p. 147–154, 2017. Citado na página 36.
- MATHANKER, S. K.; HANSEN, A. C. Impact of miscanthus yield on harvesting cost and fuel consumption. *Biomass and Bioenergy*, Elsevier, v. 81, p. 162–166, 2015. Citado na página 69.
- MATTSSON, B.; SONESSON, U. *Environmentally-friendly food processing*. [S.l.]: Woodhead publishing, 2003. v. 91. Citado na página 50.
- MCDOUGALL, F. R. et al. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 58.
- MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in são paulo city as determined by lca. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 41, n. 1, p. 47–63, 2004. Citado na página 24.
- MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in são paulo city as determined by lca. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 41, n. 1, p. 47–63, 2004. Citado na página 27.
- MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste management*, Elsevier, v. 32, n. 5, p. 1009–1018, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 70 e 71.
- MERSONI, C. *Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi/RS*. Tese (Doutorado), 2015. Citado na página 24.
- MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparison of municipal solid waste treatment scenarios through the technique of life cycle assessment: the case of the city of garibaldi, rs, brazil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017. Citado na página 27.
- Ministério de Minas e Energia - BRASIL. *PORTARIA No 435, DE 4 DE DEZEMBRO DE 2020*. 2020. Online. Disponível em: <http://antigo.mme.gov.br/documents/72128/975491/Portaria_n_435-2020/a6daed13-2964-533c-bb73-864908ff0188?version=1.0>. Citado na página 33.

- Ministério de Minas e Energia - BRASIL. *PORTARIA No 480, DE 15 DE JANEIRO DE 2021*. 2020. Online. Disponível em: <<https://www.gov.br/mme/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/portarias/2021/portaria-n-480-gm-mme-2021.pdf/view>>. Citado na página 33.
- Ministério do Meio Ambiente - BRASIL. *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. 2022. Online. Citado 4 vezes nas páginas 32, 33, 34 e 39.
- MOMAYEZ, F.; KARIMI, K.; TAHERZADEH, M. J. Energy recovery from industrial crop wastes by dry anaerobic digestion: A review. *Industrial crops and products*, Elsevier, v. 129, p. 673–687, 2019. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 69.
- MONTZKA, S. A.; DLUGOKENCKY, E. J.; BUTLER, J. H. Non-co2 greenhouse gases and climate change. *Nature*, Nature Publishing Group UK London, v. 476, n. 7358, p. 43–50, 2011. Citado 2 vezes nas páginas 23 e 33.
- MORAES, C. S. B. de; DOLPHINE, L. M.; MAEDA, A. Y. Auditoria do plano de gerenciamento de resíduos em instituição com base na política nacional de resíduos sólidos e leis correlatas. *Peer Review*, v. 5, n. 3, p. 59–81, 2023. Citado na página 31.
- MU'MIN, G. F. et al. Municipal solid waste processing and separation employing wet torrefaction for alternative fuel production and aluminum reclamation. *Waste Management*, Elsevier, v. 67, p. 106–120, 2017. Citado na página 56.
- NEUWAHL, F. et al. Best available techniques (bat) reference document for waste incineration. *EUR*, v. 29971, p. 2020–01, 2019. Citado na página 33.
- NIESSEN, W. R. *Combustion and incineration processes: applications in environmental engineering*. [S.l.]: CRC Press, 2010. Citado na página 35.
- NOBREGA, C. C. et al. Life cycle assessment of selective paper and cardboard collection of in the bessa nucleus, municipality of João Pessoa/Paraíba, Brazil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 24, p. 875–886, 2019. Citado na página 27.
- OFFICER, E. W. A.; HAMLIN, M. Ap-42: Compilation of air emissions factors. 2023. Citado 3 vezes nas páginas 17, 60 e 61.
- OKOLIE, J. A. et al. Hydrothermal gasification of soybean straw and flax straw for hydrogen-rich syngas production: Experimental and thermodynamic modeling. *Energy Conversion and Management*, Elsevier, v. 208, p. 112545, 2020. Citado na página 69.
- OLIVEIRA, A. L. A. R. d. Avaliação do ciclo de vida aplicada na gestão dos resíduos sólidos urbanos: estudo de caso do distrito federal. 2019. Citado 4 vezes nas páginas 17, 24, 58 e 59.
- PAES, M. X. et al. Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. *Journal of cleaner production*, Elsevier, v. 254, p. 119848, 2020. Citado na página 27.
- PAES, M. X. et al. Transition towards eco-efficiency in municipal solid waste management to reduce ghg emissions: The case of Brazil. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 263, p. 121370, 2020. Citado na página 26.

- PDGIRS. *Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*. 2015. Disponível em: <<http://www.so.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2018/03/PDGIRS.pdf>>. Citado 7 vezes nas páginas 15, 17, 47, 48, 53, 54 e 55.
- PIMENTEL, L. G. et al. Soil n₂o emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Wiley Online Library, v. 178, n. 4, p. 631–640, 2015. Citado na página 71.
- PIN, B. V. R. et al. Waste management studies in a brazilian microregion: Ghg emissions balance and lfg energy project economic feasibility analysis. *Energy Strategy Reviews*, Elsevier, v. 19, p. 31–43, 2018. Citado na página 27.
- POHLAND, F.; GHOSH, S. Developments in anaerobic stabilization of organic wastes-the two-phase concept. *Environmental letters*, Taylor & Francis, v. 1, n. 4, p. 255–266, 1971. Citado na página 37.
- QI, X. et al. Advantages of the integrated pig-biogas-vegetable greenhouse system in north china. *Ecological Engineering*, Elsevier, v. 24, n. 3, p. 175–183, 2005. Citado na página 37.
- RAND, T.; HAUKOHL, J.; MARXEN, U. Municipal solid waste incineration: World bank technical guidance report. *The World Bank, Washington, DC*, 1999. Citado 2 vezes nas páginas 35 e 37.
- RAPPORT, J. et al. Current anaerobic digestion technologies used for treatment of municipal organic solid waste. *University of California, Davis, Contractor Report to the California Integrated Waste Management Board*, v. 236, 2008. Citado na página 37.
- REHL, T.; MÜLLER, J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, Elsevier, v. 56, n. 1, p. 92–104, 2011. Citado na página 37.
- RIBEIRO, N. de S. et al. Electric energy generation from biogas derived from municipal solid waste using two systems: Landfills and anaerobic digesters in the states of sao paulo and minas gerais, brazil. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, Elsevier, v. 48, p. 101552, 2021. Citado na página 26.
- ROSIN, M. Capacidade e eficiência operacional nas operações de semeadura e colheita de grãos em diferentes talhões. UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL, 2017. Citado 3 vezes nas páginas 15, 69 e 70.
- SANTOS, M. D. N. dos et al. Análise do ciclo de vida na gestão de resíduo sólidos urbanos: Uma revisão bibliográfica. *Revista Internacional de Ciências*, v. 12, n. 2, p. 126–140, 2022. Citado na página 24.
- SCARLAT, N. et al. Evaluation of energy potential of municipal solid waste from african urban areas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Elsevier, v. 50, p. 1269–1286, 2015. Citado na página 34.
- SEADI, T. A. et al. Handbook of biogas. *University of Southern Denmark, Esbjerg*, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 38.

- SILVA, S. T. S. et al. Technical and economic evaluation of using biomethane from sanitary landfills for supplying vehicles in the southeastern region of brazil. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 196, p. 1142–1157, 2022. Citado na página 26.
- SILVA, V.; CONTRERAS, F.; BORTOLETO, A. P. Life-cycle assessment of municipal solid waste management options: A case study of refuse derived fuel production in the city of brasilia, brazil. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 279, p. 123696, 2021. Citado 4 vezes nas páginas 17, 26, 57 e 58.
- SILVA, V. A. O. Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso no distrito federal. 2018. Citado 2 vezes nas páginas 70 e 71.
- SLU, S. de Limpeza Urbana do D. F. *Pedido de acesso à informação*. 2022. Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão. Citado 8 vezes nas páginas 15, 17, 18, 53, 54, 55, 99 e 100.
- SLU, S. de Limpeza Urbana do D. F. *Relatório Anual 2022*. 2022. Publicação online, disponível em: <https://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2023/04/RELATORIO-ANUAL-SLU-2022.pdf>. Citado 3 vezes nas páginas 18, 99 e 100.
- SMIL, V. *Energy and Civilization: A History*. [S.l.]: The MIT Press, 2017. ISBN 0262035774,9780262035774. Citado na página 23.
- SOARES, F. R.; MIYAMARU, E. S.; MARTINS, G. Environmental performance of the allocation and urban solid waste treatment with energetic reuse through life cycle assessment at ctr-caieiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, ASSOC BRASILEIRA ENGENHARIA SANITARIA AMBIENTAL AV BEIRA MAR, 216-13 ANDAR . . . , v. 22, n. 5, p. 993–1003, 2017. Citado na página 27.
- SOKHANSANJ, S. et al. Engineering aspects of collecting corn stover for bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, Elsevier, v. 23, n. 5, p. 347–355, 2002. Citado na página 68.
- STOUT, B. A. *Handbook of energy for world agriculture*. [S.l.]: Elsevier, 2012. Citado na página 68.
- TESTER, J. W. et al. *Sustainable energy: choosing among options*. [S.l.]: MIT press, 2012. Citado na página 37.
- USA, N. S. C. for E. P. Municipal incineration - a review of literature. *NSCEP*, 1971. Citado na página 35.
- USA, U. D. of Energy Office of S. T. I. *A Report From: Energy Information Service*. 1980. Online. Disponível em: <https://www.osti.gov/servlets/purl/6368527>. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 35.
- VANE, C. H. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (pah) and polychlorinated biphenyls (pcb) in urban soils of greater london, uk. *Applied Geochemistry*, Elsevier, v. 51, p. 303–314, 2014. Citado na página 36.
- WANG, X. et al. Improving exploitation of chicken manure via two-stage anaerobic digestion with an intermediate membrane contactor to extract ammonia. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 268, p. 811–814, 2018. Citado na página 37.

- WISSING, F.; WIRTZ, S.; SCHERER, V. Simulating municipal solid waste incineration with a dem/cfd method—influences of waste properties, grate and furnace design. *Fuel*, Elsevier, v. 206, p. 638–656, 2017. Citado na página 35.
- XIAO, C. et al. Life cycle and economic assessments of biogas production from microalgae biomass with hydrothermal pretreatment via anaerobic digestion. *Renewable Energy*, Elsevier, v. 151, p. 70–78, 2020. Citado na página 72.
- XU, Q.; PENG, W.; LING, C. An experimental analysis of soybean straw combustion on both co and nox emission characteristics in a tubular furnace. *Energies*, MDPI, v. 13, n. 7, p. 1587, 2020. Citado na página 69.
- YEN, H.-W.; BRUNE, D. E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 98, n. 1, p. 130–134, 2007. Citado na página 39.
- ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. d. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no brasil: do ordenamento jurídico à realidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, SciELO Brasil, v. 24, p. 219–228, 2019. Citado na página 31.
- ZHAN, M. et al. Suppression of dioxins after the post-combustion zone of mswis. *Waste management*, Elsevier, v. 54, p. 153–161, 2016. Citado na página 35.
- ZHAO, G. et al. Sustainable limits to crop residue harvest for bioenergy: maintaining soil carbon in australia’s agricultural lands. *Gcb Bioenergy*, Wiley Online Library, v. 7, n. 3, p. 479–487, 2015. Citado na página 72.
- ZHAO, J. *Enhancement of methane production from solid-state anaerobic digestion of yard trimmings by biological pretreatment*. Tese (Doutorado) — The Ohio State University, 2013. Citado na página 40.
- ZHONG, W. et al. Effect of biological pretreatments in enhancing corn straw biogas production. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 102, n. 24, p. 11177–11182, 2011. Citado na página 72.
- ZHU, J.; WAN, C.; LI, Y. Enhanced solid-state anaerobic digestion of corn stover by alkaline pretreatment. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 101, n. 19, p. 7523–7528, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 40 e 72.
- ZHU, J. et al. Solid-state anaerobic co-digestion of hay and soybean processing waste for biogas production. *Bioresource technology*, Elsevier, v. 154, p. 240–247, 2014. Citado na página 72.

6 Apêndices

6.1 Apêndice 1 - A coleta seletiva no Distrito Federal

No Distrito Federal, 32 das 33 regiões administrativas contam com coleta seletiva de resíduos recicláveis. Parte da coleta é realizada por empresas contratadas pelo SLU, enquanto outra parte é realizada por Cooperativas de Catadores. O plano de coleta seletiva é de menor frequência que a coleta comum e é executada em ciclo de repetição semanal. De forma consolidada, a distância média mensal planejada percorrida é de cerca de 52.000 km, conforme a tabela (28). Após a coleta, os resíduos de coleta seletiva, RCS, são encaminhados para as Instalações de Recuperação de Recicláveis, nas quais catadores de materiais recicláveis fazem a triagem do material para posterior comercialização (SLU, 2022a) (SLU, 2022b). Após a triagem, os rejeitos são retornados para o SLU, que faz o transporte e aterro, assim como é feito para o RDO.

A caracterização gravimétrica dos resíduos coletados na coleta seletiva é apresentada na tabela 29. Parte da coleta seletiva, realizada por Cooperativas de Catadores, não conta com controle de saída de material, de forma que os dados não contemplam os valores relacionados à essas cooperativas. Os resíduos recuperados, em média, são apresentados na tabela 30.

Prestador de Serviço	Percurso mensal [km]	Percurso anual [km]
Valor Ambiental LTDA	8.902	108.307
Sustentare Saneamento S/A	9.616	116.989
SUMA Brasil - Serviços Urbanos e Meio Ambiente	18.101	220.229
Cooperdife	1.230	14.970
Recicla Mais Brasil	1.773	21.576
Ecolimpo	840	10.226
CRV	707	8.596
Recicla Brasília	1.082	13.162
Vencendo os Obstáculos	190	2.318
Renascer	359	4.366
Coopere	752	9.153
R3	964	11.731
Recicle a Vida	1.436	17.469
CRB	851	10.356
Reciclo	456	5.547
Cortrap	597	7.268
Plasferro	348	4.231
Construir	334	4.069
Reciclamaís	1.078	13.120
Flor do Cerrado	1.092	13.285
Planalto	714	8.687
Nova Superação	139	1.695
Coopernoos	304	3.695
CTELS	314	3.823
Total	52.181	634.866

Tabela 28 – Percurso médio planejado para a coleta seletiva por prestador (SLU, 2022a)

Classificação	Material	Total [%]
Resíduos Orgânicos	Resíduos alimentares / Jardins	11,01%
	Papelão Ondulado	20,80%
Papéis	Papel Branco	3,35%
	Papel Misto	6,54%
	Outros Papéis	8,96%
	PEAD	3,26%
Plásticos	Plástico Filme Preto	2,06%
	Plástico Filme Misto	5,54%
	Outros Plásticos	7,88%
Metais	Ferrosos, Alumínios e outros	4,19%
Vidros	Vidros	6,16%
Outros Resíduos	(*)	7,98%
Rejeitos	Areia, pedras e contaminantes biológicos	12,27%

Tabela 29 – Caracterização gravimétrica média da coleta seletiva (SLU, 2022a)(SLU, 2022b)

Resíduo recuperado	Média mensal [Mg]
Papel	1250,20
Plástico	1042,67
Metal	261,45
Vidro	451,81
Diversos	54,60
Total	3060,69

Tabela 30 – Quantidade mensal média de resíduos recuperados por coleta seletiva (SLU, 2022b)

6.2 Apêndice 2 - Emissões e consumo na matriz brasileira

Tabela 31 – Emissões e consumo médios de recursos para a geração de 1 kWh na matriz brasileira (COELHO; LANGE, 2018)

Substância	Emissão ou extração	Unidade	Valor
U	Recurso	kg	9.82E-07
Antracite	Recurso	kg	9.09E-02
Gás natural	Recurso	m ³	1.30E-02
Petróleo	Recurso	kg	1.56E-02
Bauxita	Recurso	kg	1.54E-06
Minério de ferro	Recurso	kg	1.21E-03
NH ₃	Emissão para o ar	kg	3.81E-07
Benzeno	Emissão para o ar	kg	2.36E-06
Cd II	Emissão para o ar	kg	3.30E-09
CO ₂	Emissão para o ar	kg	2.00E-01
CO	Emissão para o ar	kg	1.15E-04
N ₂ O	Emissão para o ar	kg	7.49E-07
Material particulado <PM10	Emissão para o ar	kg	1.35E-04
HCl	Emissão para o ar	kg	1.79E-05
HF	Emissão para o ar	kg	1.59E-06
Pb II	Emissão para o ar	kg	3.57E-08
Metano	Emissão para o ar	kg	5.08E-04
Ni	Emissão para o ar	kg	2.54E-07
NO ₂	Emissão para o ar	kg	5.09E-04
SO ₂	Emissão para o ar	kg	7.31E-04
Hexafluoreto de enxofre	Emissão para o ar	kg	2.29E-10
Zn II	Emissão para o ar	kg	3.71E-08
NH ₄	Emissão para água	kg	9.65E-07
As	Emissão para água	kg	1.19E-07
Ba	Emissão para água	kg	6.51E-06
Cd II	Emissão para água	kg	3.84E-09
DQO	Emissão para água	kg	7.91E-07
Cr VI	Emissão para água	kg	5.96E-07
Cu II	Emissão para água	kg	2.95E-07
Pb II	Emissão para água	kg	3.08E-07
Hg II	Emissão para água	kg	1.77E-10
Ni	Emissão para água	kg	2.98E-07
NO ₃ ⁻	Emissão para água	kg	1.62E-06
Fenol	Emissão para água	kg	1.09E-07
Fosfato	Emissão para água	kg	3.69E-06
H ₃ PO ₄	Emissão para água	kg	3.35E-04
Zn II	Emissão para água	kg	5.97E-07

6.3 Apêndice 3 - Gravimetria e RSU coletado por região no DF

Tabela 32 – Quantidade de RSU coletado por região

Região Administrativa	RDO	Coleta Seletiva	Resíduos de varrição	Total
Águas Claras	2.124.851	412.700	15.662.630	18.200.181
Arniqueira	919.183	25.768	5.806.680	6.751.631
Brazlândia	998.705	25.368	6.983.200	8.007.274
Candangolândia	305.845	7.140	1.928.040	2.241.025
Ceilândia	5.455.746	247.870	35.530.100	41.233.716
Cruzeiro	423.869	18.242	2.971.630	3.413.741
Fercal	293.560	1.850	1.799.870	2.095.280
Gama	2.607.530	83.688	16.893.750	19.584.969
Guará	2.479.890	304.670	17.746.030	20.530.590
Itapoã	1.255.262	-	7.688.390	8.943.652
Jardim Botânico	621.762	35.155	3.904.250	4.561.167
Lago Norte	1.311.001	49.105	8.669.430	10.029.536
Lago Sul	1.736.120	7.972	11.426.470	13.170.562
Núcleo Bandeirante	518.096	9.540	3.308.200	3.835.836
Paranoá	927.807	12.080	6.130.880	7.070.767
Park Way	977.579	46.110	6.473.770	7.497.459
Planaltina	3.294.733	14.260	20.851.340	24.160.333
Plano Piloto	5.100.232	966.448	39.118.070	45.184.750
Recanto das Emas	2.067.692	40.055	13.027.830	15.135.577
Riacho Fundo I	1.332.580	2.555	8.507.010	9.842.145
Riacho Fundo II	1.073.981	790	6.611.400	7.686.171
Samambaia	3.846.258	44.907	24.159.700	28.050.865
Santa Maria	2.120.798	42.552	14.170.430	16.333.780
São Sebastião	1.945.523	11.232	12.306.850	14.263.605
SCIA	628.314	5.220	4.996.250	5.629.784
SIA	332.076	11.152	2.224.140	2.567.368
Sobradinho 1	1.333.403	370	8.624.050	9.957.823
Sobradinho 2	1.677.097	70.173	10.693.140	12.440.410
Sol Nascente / Por do Sol	1.757.772	-	10.766.230	12.524.002
Sudoeste/Octogonal	1.200.678	176.010	8.410.130	9.786.818
Taguatinga	3.910.228	301.005	26.799.520	31.010.753
Vicente Pires	1.906.835	51.800	12.210.780	14.169.415
Total	56.485.006	2.992.632	376.400.190	435.877.828

Tabela 33 – Gravimetria de RSU por região administrativa do DF

Região	Orgânico	Papéis e papelão			Plásticos				Metais	Vidros	Outros	Rejeitos	
		Ondulado	Branco	Misto	PEAD	Plástico	Filme Preto	Filme Mistro					Outros
Águas Claras e Arniqueira	37,73%	3,98%	3,12%	1,69%	3,35%	1,59%	3,08%	5,35%	3,48%	0,69%	2,75%	4,79%	28,42%
Asa Norte	54,44%	1,72%	1,25%	3,29%	2,66%	1,21%	1,82%	5,29%	5,82%	1,21%	3,05%	4,93%	13,30%
Asa Sul	61,06%	1,67%	0,30%	2,91%	3,36%	1,28%	1,90%	4,27%	5,76%	1,05%	3,06%	2,35%	11,04%
Brazlândia	50,26%	3,71%	0,88%	1,04%	2,86%	0,92%	1,56%	5,68%	3,85%	1,66%	0,97%	5,29%	21,33%
Candangolândia	58,43%	2,64%	0,09%	1,08%	3,30%	1,74%	0,98%	5,85%	4,95%	1,24%	2,14%	6,07%	11,48%
Ceilândia	31,80%	2,75%	0,47%	2,32%	4,33%	1,03%	1,57%	7,85%	5,07%	0,79%	1,64%	9,48%	30,90%
Cruzeiro	55,89%	1,77%	0,64%	4,69%	4,38%	1,39%	1,31%	5,45%	4,87%	1,21%	1,80%	3,27%	13,34%
Gama	42,24%	5,53%	1,18%	1,51%	4,21%	1,76%	3,57%	8,27%	6,24%	1,22%	1,67%	9,45%	13,14%
Guará, SIA e SCIA	50,53%	5,77%	1,64%	3,60%	2,56%	1,87%	2,33%	5,95%	4,36%	1,89%	2,69%	4,96%	11,84%
Itapoã	53,51%	3,32%	0,89%	1,59%	2,83%	2,73%	2,06%	6,65%	2,66%	2,50%	1,58%	6,22%	13,47%
Jardim Botânico	62,82%	5,34%	0,13%	0,98%	3,37%	1,50%	2,44%	4,81%	3,93%	2,95%	3,98%	3,13%	4,60%
Lago Norte	73,68%	4,09%	0,23%	1,10%	1,53%	0,76%	1,23%	3,47%	2,66%	0,82%	1,63%	4,09%	4,70%
Lago Sul	70,06%	4,66%	0,06%	2,18%	3,51%	0,44%	1,84%	2,82%	4,00%	1,15%	1,39%	2,64%	5,25%
Núcleo Bandeirante	50,26%	6,37%	0,83%	1,98%	2,09%	1,20%	2,70%	4,95%	7,14%	1,07%	1,31%	3,92%	16,18%
Paranoá	32,84%	7,42%	0,76%	3,14%	3,13%	3,26%	4,77%	10,40%	2,87%	2,00%	1,38%	6,25%	21,79%
Park Way	52,39%	3,44%	0,44%	5,26%	2,78%	1,31%	1,91%	4,37%	5,98%	1,04%	3,74%	6,04%	11,31%
Planaltina	43,28%	5,12%	0,66%	5,88%	5,58%	4,27%	3,73%	6,67%	5,58%	2,02%	2,71%	7,39%	7,10%
Plano Piloto	57,75%	1,70%	0,78%	3,10%	3,01%	1,25%	1,86%	4,78%	5,79%	1,13%	3,06%	3,64%	12,17%
Recanto das Emas	36,31%	5,59%	1,10%	2,25%	3,91%	1,72%	2,85%	7,58%	5,69%	2,45%	1,34%	8,21%	21,01%
Riacho Fundo I	41,84%	2,53%	0,61%	1,90%	4,06%	0,66%	1,64%	5,93%	5,70%	1,18%	0,67%	6,72%	26,56%
Riacho Fundo II	32,35%	4,90%	1,58%	1,35%	7,01%	1,30%	2,83%	4,17%	5,05%	2,33%	1,48%	8,30%	27,34%
Samambaia	32,04%	2,92%	0,40%	1,62%	3,78%	1,34%	2,95%	4,95%	7,97%	1,28%	1,98%	10,24%	28,53%
Santa Maria	41,29%	4,69%	2,41%	3,10%	3,14%	1,86%	3,14%	5,65%	7,53%	1,53%	1,64%	7,14%	16,87%
São Sebastião	51,16%	3,64%	0,66%	1,05%	2,80%	1,66%	0,85%	6,02%	4,65%	1,08%	1,74%	10,50%	14,20%
Sobradinho 1, 2 e Fercal	45,22%	7,12%	0,67%	3,38%	3,92%	2,44%	2,27%	6,33%	2,85%	1,89%	2,47%	8,53%	12,91%
Taguatinga	49,19%	4,05%	0,47%	1,55%	1,70%	1,00%	2,85%	5,24%	3,27%	1,30%	2,03%	3,96%	23,39%
Vicente Pires	57,23%	3,35%	3,13%	0,55%	3,16%	0,52%	1,45%	3,61%	4,24%	1,30%	2,85%	2,59%	16,02%
Total	48,78%	4,09%	0,86%	2,44%	3,43%	1,60%	2,31%	5,72%	4,91%	1,49%	2,07%	6,06%	16,24%

6.4 Apêndice 4 - Produção agrossilvopastoril do DF

Tabela 34 – Produção Agrossilvopastoril de 2023 para grandes culturas no DF

Produto/Região	Área [hm ²]	Produção total [Mg]	Participação na produção (%)	Número de estabelecimentos	Produção por estabelecimento [Mg]
Distrito Federal	175.362,57	974.821,96	100,00	4.678	208,38
Soja	79.344,68	354.151,74	36,33	915	387,05
Milho	48.095,34	334.694,70	34,33	2.089	160,22
Outras	2.366,32	101.575,78	10,42	706	143,88
Soja Semente	10.994,60	50.381,16	5,17	50	1.007,62
Sorgo	11.190,57	43.966,20	4,51	159	276,52
Feijão	12.010,51	34.046,04	3,49	579	58,80
Milho Semente	2.765,30	26.940,24	2,76	24	1.122,51
Trigo	4.345,60	18.811,32	1,93	38	495,03
Milheto	3.127,02	6.995,94	0,72	29	241,24
Girassol	704,64	2.053,92	0,21	6	342,32
Café	418,00	1.204,92	0,12	83	14,52
Alexandre Gusmão	252,37	2.305,49	0,24	249	9,26
Feijão	23,52	69,00	0,20	30	2,30
Milho	205,40	1.234,02	0,37	203	6,08
Outras	23,45	1.002,47	0,99	16	62,65
Brazlândia	546,46	3.871,55	0,40	237	16,34
Café	49,30	173,40	14,39	11	15,76
Feijão	5,82	13,14	0,04	19	0,69
Milho	255,43	1.084,68	0,32	159	6,82
Soja	200,00	480,00	0,14	1	
Sorgo	2,00	7,20	0,02	2	3,60
Outras	33,90	2.113,13	2,08	45	46,96
Ceilândia	650,73	6.162,05	0,63	555	11,10
Café	2,30	5,16	0,43	6	0,86
Feijão	26,31	74,28	0,22	96	0,77
Milho	538,22	3.789,48	1,13	407	9,31
Soja	50,00	180,00	0,05	1	180,00
Outras	33,90	2.113,13	2,08	45	46,96
Gama	1.549,02	25.411,84	2,61	491	51,76
Café	57,25	102,54	8,51	7	14,65
Feijão	102,13	304,14	0,89	76	4,00
Milho	592,32	3.313,98	0,99	262	12,65
Soja	335,00	1.329,00	0,38	8	166,13
Sorgo	91,00	388,80	0,88	8	48,60
Outras	371,32	19.973,38	19,66	130	153,64
Jardim	24.204,15	141.667,11	14,53	213	665,10
Café	50,00	135,00	11,20	1	135,00
Feijão	902,50	3.107,70	9,13	17	182,81
Girassol	30,00	30,00	1,46	2	15,00
Milho	7.391,00	46.218,00	13,81	55	840,33
Milho Semente	1.220,00	10.008,00	37,15	10	1.000,80
Soja	12.994,40	72.400,02	20,44	88	822,73
Sorgo	387,00	1.346,76	3,06	6	224,46
Trigo	1.206,00	6.513,00	34,62	9	723,67

Tabela 34 - Produção Agrossilvopastoril de 2023 para grandes culturas no DF

Produto/Região	Área [hm ²]	Produção total [Mg]	Participação na produção (%)	Número de estabelecimentos	Produção por estabelecimento [Mg]
Outras	23,25	1.908,63	1,88	25	76,35
PAD-DF	36.088,40	184.743,31	18,95	409	451,70
Café	120,10	396,12	32,88	3	132,04
Feijão	1.984,40	5.581,74	16,39	39	143,12
Milho		65.297,88	19,51	138	473,17
Milho Semente	490,10	5.412,60	20,09	5	1.082,52
Soja	9.709,80	39.726,42	11,22	122	325,63
Soja Semente	10.000,00	45.000,00	89,32	43	1.046,51
Sorgo	3.808,00	13.513,80	30,74	34	397,46
Trigo	1.543,00	6.948,00	36,94	12	579,00
Outras	241,30	2.866,75	2,82	13	220,52
Paranoá	911,60	8.201,12	0,84	209	39,24
Café	14,70	41,94	3,48	16	2,62
Feijão	22,40	46,80	0,14	29	1,61
Milho	138,80	688,68	0,21	58	11,87
Milho Semente	12,00	43,20	0,16	3	14,40
Soja	608,60	2.114,10	0,60	66	32,03
Sorgo	50,00	252,00	0,57	2	126,00
Outras	65,10	5.014,40	4,94	35	143,27
Pipiripau	7.679,91	42.349,76	4,34	295	143,56
Feijão	107,80	329,22	0,97	22	14,96
Milho	2.285,57	16.562,40	4,95	128	129,39
Soja	3.890,50	16.368,36	4,62	89	183,91
Sorgo	1.320,00	5.493,72	12,50	18	305,21
Outras	76,04	3.596,06	3,54	38	94,63
Planaltina	10.739,24	96.966,53	9,95	259	374,39
Café	0,08	0,06	0,00	1	0,06
Feijão	160,68	653,94	1,92	23	28,43
Milheto	205,02	390,06	5,58	4	97,52
Milho	2.710,78	23.102,76	6,90	85	271,80
Soja	5.818,00	34.968,00	9,87	27	1.295,11
Sorgo	1.175,25	4.313,76	9,81	14	308,13
Outras	669,43	33.537,95	33,02	105	319,41
Rio Preto	33.382,57	156.837,40	16,09	568	276,12
Feijão	3.272,72	9.620,40	28,26	54	178,16
Milheto	984,80	2.363,52	33,78	4	590,88
Milho	7.370,97	53.923,20	16,11	192	280,85
Milho Semente	712,20	7.901,64	29,33	5	1.580,33
Soja	17.175,01	63.955,38	18,06	258	247,89
Soja Semente	994,60	5.381,16	10,68	7	768,74
Sorgo	2.269,27	9.681,48	22,02	33	293,38
Trigo	477,60	1.993,32	10,60	10	199,33
Outras	125,40	2.017,30	1,99	5	403,46
São Sebastião	7.079,55	35.371,17	3,63	326	108,50
Café	8,20	23,40	1,94	16	1,46
Feijão	502,42	1.204,38	3,54	72	16,73
Milheto	97,00	232,80	3,33	3	77,60
Milho	2.913,95	17.880,06	5,34	128	139,69

Tabela 34 - Produção Agrossilvopastoril de 2023 para grandes culturas no DF

Produto/Região	Área [hm ²]	Produção total [Mg]	Participação na produção (%)	Número de estabelecimentos	Produção por estabelecimento [Mg]
Soja	3.192,21	11.666,16	3,29	11	1.060,56
Sorgo	295,50	1.224,24	2,78	6	204,04
Outras	70,27	3.140,13	3,09	90	34,89
Sobradinho	1.008,62	16.510,83	1,69	231	71,48
Café	47,30	132,72	11,01	14	9,48
Feijão	17,16	44,64	0,13	36	1,24
Girassol	0,64	1,92	0,09	1	1,92
Milho	349,37	3.507,60	1,05	93	37,72
Soja	397,00	2.352,00	0,66	7	336,00
Sorgo	50,00	240,00	0,55	1	240,00
Outras	147,15	10.231,95	10,07	79	129,52
Tabatinga	20.375,24	103.781,60	10,65	259	400,70
Café	63,00	189,00	15,69	1	189,00
Feijão	1.111,50	3.046,98	8,95	19	160,37
Girassol	438,00	1.314,00	63,98	2	657,00
Milheto	906,00	2.328,00	33,28	10	232,80
Milho	6.548,30	45.673,20	13,65	60	761,22
Soja	10.792,44	45.919,98	12,97	149	308,19
Sorgo	453,00	2.170,44	4,94	15	144,70
Outras	63,00	3.140,00	3,09	3	1.046,67
Taquara	30.839,38	150.004,92	15,39	308	487,03
Feijão	3.765,20	9.936,18	29,18	31	320,52
Milheto	934,20	1.681,56	24,04	8	210,20
Milho	8.568,63	52.234,92	15,61	93	561,67
Milho Semente	331,00	3.574,80	13,27	1	3.574,80
Soja	14.181,72	62.692,32	17,70	88	712,41
Sorgo	1.289,55	5.334,00	12,13	20	266,70
Trigo	1.119,00	3.357,00	17,85	7	479,57
Outras	414,08	10.486,14	10,32	59	177,73
Vargem Bonita	55,35	637,32	0,07	69	9,24
Café	5,77	5,58	0,46	7	0,80
Feijão	5,95	13,50	0,04	16	0,84
Milho	34,90	183,84	0,05	28	6,57
Outras	8,73	434,40	0,43	18	24,13

6.5 Apêndice 5 - Modelos construídos no GaBi

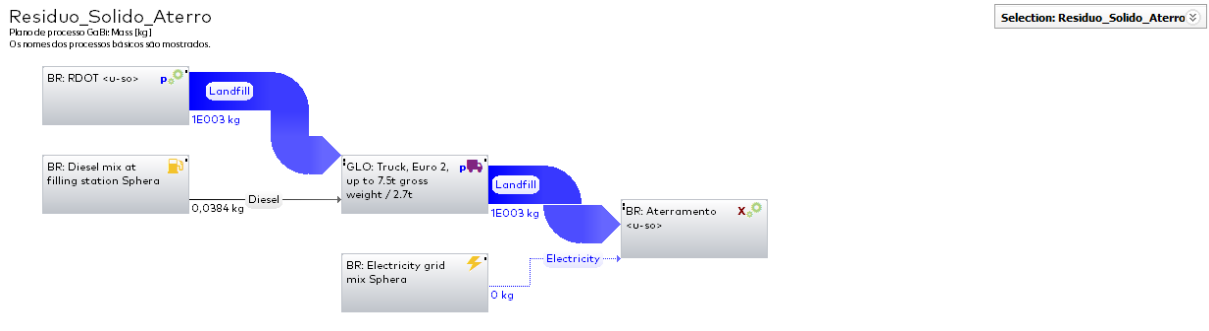


Figura 30 – GaBi - Modelo de aterro sanitário de RSU

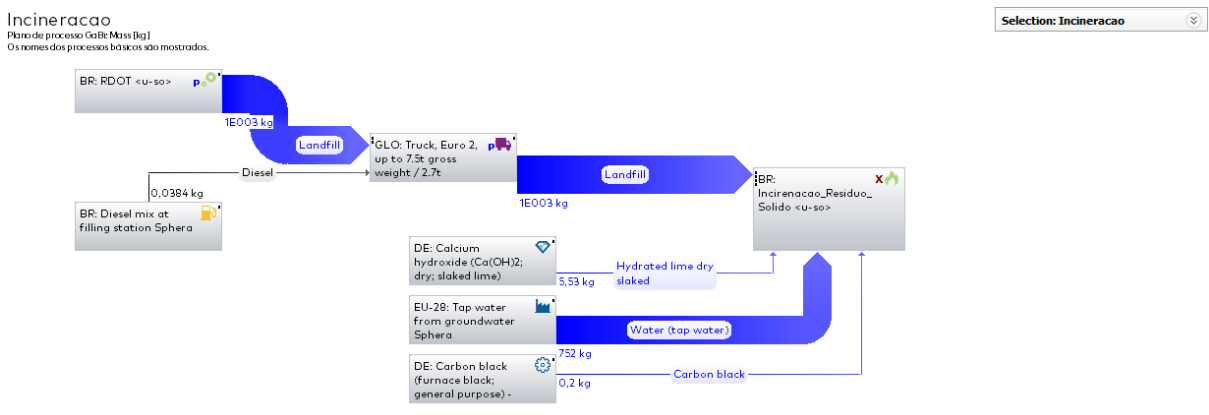


Figura 31 – GaBi - Modelo de incineração de RSU

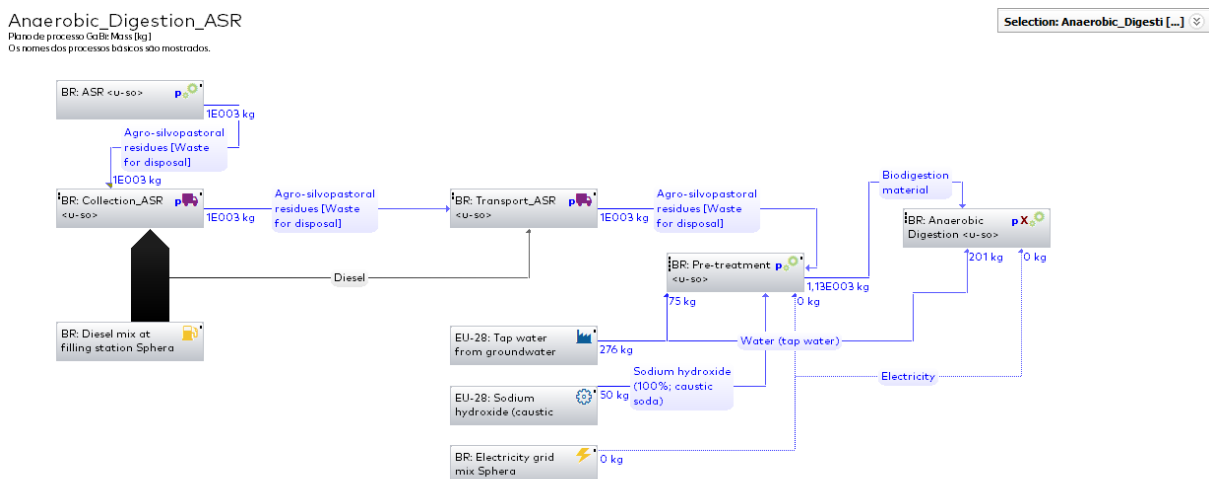


Figura 32 – GaBi - Modelo de digestão anaeróbia de RASP