



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

MARIA HELENA DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E ANÁLISE EXERGÉTICA NA GESTÃO DE
RSU: UM ESTUDO DE CASO NO AGRESTE DE PERNAMBUCO**

Recife

2023

MARIA HELENA DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E ANÁLISE EXERGÉTICA NA GESTÃO DE
RSU: UM ESTUDO DE CASO NO AGRESTE DE PERNAMBUCO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de concentração: Fontes Renováveis de Energia.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

Coorientador: Prof. Dr. Jorge Recarte Henríquez Guerrero

Recife

2023

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

- S729a Sousa, Maria Helena de.
Avaliação de ciclo de vida e análise exergética na gestão de RSU: um estudo de caso no agreste de Pernambuco / Maria Helena de Sousa, 2023.
128 f.: il.
- Orientador: Rômulo Simões Cezar Menezes.
Coorientador: Jorge Recarte Henríquez Guerrero.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Recife, 2023.
Inclui referências, apêndices e anexo.
1. Tecnologias energéticas e nucleares. 2. Resíduos sólidos urbanos. 3. Avaliação de ciclo de vida. 4. Demanda de exergia acumulada. 5. Sistema de gestão de resíduos. I. Menezes, Rômulo Simões Cezar (Orientador). II. Henríquez Guerrero, Recarte (Coorientador). III. Título.

UFPE

621.042 CDD (22. ed.)

BCTG / 2023 - 196

MARIA HELENA DE SOUSA

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E ANÁLISE EXERGÉTICA NA GESTÃO DE RSU:
UM ESTUDO DE CASO NO AGRESTE DE PERNAMBUCO**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Área de Concentração: Fontes Renováveis de Energia.

Aprovado em: 31/07/2023

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 ROMULO SIMOES CEZAR MENEZES
Data: 11/08/2023 11:52:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

THIAGO OLIVEIRA
RODRIGUES
71798625172:392
85387000105
Assinado de forma digital
por THIAGO OLIVEIRA
RODRIGUES
71798625172:39285387000
105
Dados: 2023.08.07 11:12:35
+0300'

Dr. Thiago Oliveira Rodrigues (Examinador Externo)
Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT

Documento assinado digitalmente
 EVERARDO VAI ADARES DE SA BARRETTO
Data: 09/08/2023 21:09:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Documento assinado digitalmente
 MICHEL XOCAIRA PAES
Data: 09/08/2023 10:54:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Michel Xocaira Paes (Examinador Externo)
Fundação Getúlio Vargas - FGV

Documento assinado digitalmente
 SERGIO PERES RAMOS DA SILVA
Data: 02/08/2023 15:49:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Sergio Peres Ramos da Silva (Examinador Externo)
Universidade de Pernambuco - UPE

À Vó Helena, Vó Glória e Carlos (em memória), com quem escrevi capítulos que vou guardar com muito carinho.

À Ulisses, com quem viverei novas aventuras.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Rômulo Menezes e ao Prof. Jorge Guerrero por serem orientadores humanos: disponíveis, compreensivos e incentivadores. Obrigada por compartilharem os seus conhecimentos e contribuírem para que este trabalho fosse aprimorado.

Ao Prof. Emmanuel Dutra e ao Prof. Aldo Sales, pelas colaborações nas bancas de seminários e, principalmente, pelas sugestões e incentivos nos corredores do departamento.

Aos membros da banca examinadora, pela disponibilidade e pelas contribuições.

Aos meus colegas do PROTEN, que tornaram essa jornada mais leve até mesmo durante a disciplina de Proteção Radiológica.

Aos meus professores do Colégio Santa Emília, os primeiros que me inspiraram a seguir a carreira acadêmica. Em especial, agradeço à Paulo Marcelo, Rogério Basílio, Luciana Tavares, Rildo José, Ana Maria, Edvaldo Júnior, Paula Almeida e Cristina Tavares.

Aos meus amigos Andressa, Gabriel, Igor, Fernanda, Juliette, Natalie, Phellipe e Vaneska, que estão comigo há mais de 15 anos. Também agradeço à Érica, Hayanne e Natália, com quem sei que posso contar.

À minha prima Maria Glória e minhas irmãs Maria Alice e Maria Clara. À Clarinha, em especial, por ter se mostrado a tia mais dedicada que eu já conheci. Nunca conseguirei agradecer o suficiente.

Aos meus pais, Marcos e Mônica, meus exemplos de disciplina, dedicação, e, principalmente, de amor. Obrigada por estarem presentes nos dias mais difíceis e tornarem esse sonho possível.

À Diego Ribeiro por ter topado casar comigo no meio do doutorado e me dar o suporte para que eu pudesse finalizá-lo. Obrigada por todo o cuidado e carinho.

Por fim, agradeço à Ulisses. Nem uma epopeia grega conseguiria narrar o que foram os nossos últimos meses. Conseguimos, filho.

Let me tell you what I wish I'd known
When I was young and dreamed of glory
You have no control who lives, who dies, who tells your story
I know that we can win
I know that greatness lies in you
But remember from here on in, history has its eyes on you
History has its eyes on you.
(MIRANDA, 2015).

RESUMO

Apesar de usual, o envio de resíduos sólidos urbanos (RSU) para aterros sanitários não atende a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que determina que estes locais devem receber apenas rejeitos. Esta conduta impede o reaproveitamento de parte dos resíduos, que poderia ser fonte de energia e de novos materiais, e mantém o padrão insustentável de consumo de recursos naturais. O problema é ainda mais grave na região Nordeste do Brasil, onde a identificação de arranjos de menor potencial de impacto ambiental para os sistemas de gestão de resíduos torna-se relevante. Assim, foi realizado um estudo de caso em Garanhuns/PE, para que fossem avaliados os potenciais impactos da implementação das alternativas citadas no Plano Nacional de Resíduos Sólidos através de uma avaliação de ciclo de vida e uma análise exergética. Foram comparados 13 cenários contemplando, além do aterro, incineração, compostagem, digestão anaeróbia, reciclagem e coprocessamento. Adicionalmente, foi investigado o emprego do RSU para substituir a lenha da Caatinga, um combustível comum no arranjo produtivo local (APL) de laticínios da região. As simulações foram feitas no software EASETECH, sendo a avaliação de impactos ambientais realizada através do método ReCiPe 2016. A análise exergética utilizou como métricas a demanda de exergia acumulada e a eficiência de recuperação de recursos. O cenário que inclui a incineração teria o maior impacto nas mudanças climáticas (561 kg CO₂eq/ton RSU). O melhor desempenho nesta categoria foi observado no arranjo que incluiu a combinação de compostagem, reciclagem e coprocessamento (-381 kg CO₂eq/ton RSU). Esta configuração também apresentou os melhores índices para eutrofização (-7,87E-02 kg Peq/ton RSU) e toxicidade humana associada ao câncer (-30,7 kg 1,4-DCBeq), além da maior eficiência de recuperação de recursos (63,1%). Portanto, os municípios devem priorizar o tratamento da fração seca do RSU. Os cenários que focaram no tratamento biológico da fração orgânica, apesar de reduzirem o impacto nas mudanças climáticas se comparadas ao aterro atual, geraram mais emissões relacionadas à acidificação e à toxicidade humana não cancerígena, além de apresentarem maior demanda de exergia acumulada. O uso do RSU como fonte de energia em substituição à lenha da Caatinga reduziria emissões associadas à mudança do uso da terra na região. O biometano produzido a partir do gás gerado no Aterro Sanitário de Garanhuns poderia suprir 40% da demanda de energia térmica para produção de queijo no APL de laticínios e evitar o desmatamento anual de 137,12 hectares de Caatinga.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; avaliação de ciclo de vida; demanda de exergia acumulada; sistema de gestão de resíduos.

ABSTRACT

Although usual, sending municipal solid waste (MSW) to landfills does not comply with the National Solid Waste Policy, which determines that these sites should receive only rejects. This practice impedes the reuse of part of the waste, which could be source of energy and new materials, and maintains the unsustainable pattern of consumption of natural resources. The problem is even more serious in the North-eastern region of Brazil, where the identification of arrangements with less environmental impact potential for waste management systems becomes relevant. A case study was therefore carried out in Garanhuns/PE to assess the potential impacts of implementing the alternatives mentioned in the National Solid Waste Plan through a life cycle assessment and an exergetic analysis. Thirteen scenarios were compared, including, in addition to landfill, incineration, composting, anaerobic digestion, recycling and co-processing. Additionally, the use of MSW to replace firewood from the Caatinga was investigated, since this is a common fuel in the local productive arrangement (LPA) of dairy products in the region. The simulations were carried out in the EASETECH software, and the environmental impact assessment was performed using the ReCiPe 2016 method. The exergetic analysis used the cumulative exergy demand and the resource recovery efficiency as metrics. The results indicated that the scenario including incineration would have the highest impact on climate change (561 kg CO₂eq/ton MSW). The best performance in this category was observed in the arrangement that included the combination of composting, recycling and co-processing (-381 kg CO₂eq/ton MSW). This configuration also presented the best indices for eutrophication (-7.87E-02 kg Peq/ton MSW) and human toxicity associated with cancer (-30.7 kg 1,4-DCBeq), in addition to the highest resource recovery efficiency (63.1%). From the results it was possible to infer that municipalities should prioritize the treatment of the dry fraction of MSW: the scenarios that focused on the biological treatment of the organic fraction, despite reducing the impact on climate change compared to the current landfill, generated more emissions related to acidification and non-cancer human toxicity, in addition to presenting a higher cumulative exergy demand. When analyzing the use of MSW as an energy source to replace Caatinga firewood, it was observed it would reduce emissions associated with land use change. The biomethane produced from the gas generated at the Garanhuns Landfill could supply 40% of the thermal energy demand for cheese production in the dairy LPA and avoid the deforestation of 137.12 hectares of Caatinga annually.

Keywords: municipal solid waste; life cycle assessment; cumulative exergy demand; waste management system.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Metodologia para seleção de estudos de avaliação de ciclo de vida aplicados à gestão de RSU no Brasil.	22
Figura 2 -	Número de publicações selecionadas que aplicaram a Avaliação de Ciclo de Vida para análise de sistemas de gestão de RSU no Brasil por região (Norte, Nordeste, Centro-oeste, Sudeste e Sul) e por ano.	24
Figura 3 -	Tecnologias do sistema de gestão de RSU consideradas por número de publicações. CDR: Combustível derivado de resíduos; Compostagem descentralizada: Realizada em casas e/ou comunidades.	26
Figura 4 -	Modelos utilizados para avaliação do sistema de gestão de RSU por número de publicações.	28
Figura 5 -	Métodos de caracterização de impactos por número de publicações.	29
Figura 6 -	Categorias de ponto médio (midpoint) avaliadas por número de publicações.	30
Figura 7 -	Localização do município de Garanhuns/PE	36
Figura 8 -	Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Garanhuns em 2020. Área para expansão destacada no tracejado azul.	37
Figura 9 -	Municípios que descartam RSU no aterro de Garanhuns (em azul).	37
Figura 10 -	Estrutura da metodologia escolhida para avaliação do sistema de gestão de RSU.	38
Figura 11 -	Cenários avaliados na ACV por grupo. Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final, Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU, Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis, Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento.	42
Figura 12 -	Resultados para a categoria de mudanças climáticas por processo. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	63
Figura 13 -	Resultados para as categorias de acidificação terrestre, eutrofização de água doce e toxicidade humana por processo. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	65
Figura 14 -	Resultado da análise exergética para cada processo dos cenários avaliados. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	68
Figura 15 -	Potencial de aquecimento global (kg CO ₂ eq) para a implementação dos cenários Base, 1(a) e 1(b), com destaque para as emissões das coberturas do aterro e para o sequestro de carbono biogênico. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	71
Figura 16 -	Variação dos resultados dos cenários Base, 1(a) e 1(b) de acordo com a taxa de sequestro de carbono biogênico adotada para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	71
Figura 17 -	Detalhamento para categorias de mudanças climáticas e acidificação terrestre por processo do cenário 2(a), onde parte dos resíduos orgânicos é enviada para compostagem. Unidade funcional: 1 ton de RSU.	74
Figura 18 -	Sistemas analisados na ACV de acordo com o grupo de cenários. O biometano produzido a partir do gás proveniente do RSU é utilizado para substituir a lenha da Caatinga como combustível.	84
Figura 19 -	Estoques de carbono detectados para quatro tipos de cobertura no Bioma Caatinga, de acordo com o compartimento.	86

Figura 20 - Resultados para a categoria de mudanças climáticas por processo. O termo ‘substituição de insumo’ representa o uso do gás produzido a partir do RSU para suprir as demandas de eletricidade, gás natural ou lenha, de acordo com o cenário. Unidade funcional: 1 ton de RSU.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Publicações brasileiras que aplicaram a avaliação de ciclo de vida para análise de sistemas de gestão de RSU selecionados na revisão bibliográfica.	22
Tabela 2 -	Publicações que obtiveram dados primários de operação do aterro avaliado na ACV.	26
Tabela 3 -	Configurações do sistema de gestão de RSU comparadas através da avaliação de ciclo de vida ambiental e da análise exergética. FORSU: Fração orgânica do RSU, CDR: Combustível derivado de resíduo	39
Tabela 4 -	Entrega (em toneladas) de RSU dos sete municípios que destinam para o Aterro Sanitário de Garanhuns entre novembro de 2022 e abril de 2023.	44
Tabela 5 -	Composição gravimétrica do RSU inserido nas simulações do estudo de caso.	45
Tabela 6 -	Características do RSU utilizado nas simulações do estudo de caso. MS: Massa seca. PCI: Poder calorífico inferior	45
Tabela 7 -	Eficiência de remoção por substância para o sistema biológico de tratamento de lixiviado do aterro. BOD: Demanda biológica de oxigênio, COD: Demanda química de oxigênio.	47
Tabela 8 -	Parâmetros empregados para a simulação do aterro sanitário (em percentual).	48
Tabela 9 -	Características dos resíduos ao entrar no pátio de compostagem. MS: massa seca.	49
Tabela 10 -	Parâmetros empregados para a simulação do pátio de compostagem. Valores em função da quantidade (em kg) de resíduo que entra no pátio.	50
Tabela 11 -	Quantidades de fertilizantes inorgânicos substituídos pelo composto produzido e respectivos inventários.	50
Tabela 12 -	Parâmetros empregados para a simulação do sistema de digestão anaeróbia.	51
Tabela 13 -	Parâmetros utilizados para avaliação da reciclagem de cada tipo de material.	54
Tabela 14 -	Eficiências de recuperação por tipo de material recuperado na planta de triagem e produção de CDR. Percentual se refere à massa recuperada em relação à massa de entrada.	56
Tabela 15 -	Características do CDR produzido a partir do RSU na planta simulada.	57
Tabela 16 -	Fatores de emissão do CDR durante queima em cimenteira (kg/kg de combustível).	57
Tabela 17 -	Fatores de emissão do CDR e do coque de petróleo durante queima em cimenteira (kg/kg de combustível).	58
Tabela 18 -	Categorias selecionadas para avaliação no método ReCiPe. DCB: diclorobenzeno.	59
Tabela 19 -	Resultado da avaliação dos impactos ambientais por categoria em cada cenário. Valores em laranja e azul mostram o maior e o menor valor, respectivamente.	62
Tabela 20 -	Resultado da análise exergética. Valores em laranja e azul mostram o maior e o menor valor, respectivamente. Unidade funcional: 1 ton de RSU. CExD: Demanda de exergia acumulada	67

Tabela 21 -	Demanda de exergia acumulada para fabricação de materiais primários e secundários.	68
Tabela 22 -	Produtos e eficiências de recuperação de exergia para cada cenário. Unidade funcional: 1 ton de RSU	69
Tabela 23 -	Efeito do sequestro de carbono biogênico no desempenho dos cenários analisados para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global	72
Tabela 24 -	Efeito da matriz elétrica no desempenho dos cenários analisados para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global	73
Tabela 25 -	Emissões de CH ₄ , N ₂ O e NH ₃ durante o processo de decomposição da matéria orgânica na compostagem em leiras (kg/ton de resíduo orgânico)	74
Tabela 26 -	Cenários para o sistema de gestão de RSU incluindo o aproveitamento energético para substituição da lenha da Caatinga.	84
Tabela 27 -	Fatores de emissão da lenha decorrentes da combustão.	85
Tabela 28 -	Avaliação dos impactos ambientais por categoria em cada cenário. Obtidos do capítulo 3: 1(a), 1(b), 2(c) e 2(d). Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global.	88

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS	15
1.1	OBJETIVO GERAL	18
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA DOS ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE GESTÃO DE RSU NO BRASIL	19
2.1	INTRODUÇÃO	19
2.2	METODOLOGIA	21
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
2.3.1	Distribuição temporal e geográfica	24
2.3.2	Unidade funcional, cenários e rotas tecnológicas	25
2.3.3	Softwares	27
2.3.4	Avaliação de impacto	28
2.3.5	Análise de sensibilidade	30
2.3.6	Discussão	31
2.4	CONCLUSÕES	33
3	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E ANÁLISE EXERGÉTICA NA GESTÃO DE RSU: UM ESTUDO DE CASO NO BRASIL PARA ATENDIMENTO DE METAS E IMPLEMENTAÇÃO DE UMA ECONOMIA CIRCULAR	34
3.1	INTRODUÇÃO	34
3.2	ESTUDO DE CASO	36
3.2.1	Caracterização do local	36
3.2.2	Metodologia	38
3.3	RESULTADOS E INTERPRETAÇÃO	61
3.3.1	Impactos ambientais	61
3.3.2	Demanda de exergia acumulada	66
3.3.3	Interpretação	70
3.4	CONCLUSÕES	78
4	MITIGAÇÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS COM A SUBSTITUIÇÃO DA LENHA DA CAATINGA PELO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	80
4.1	INTRODUÇÃO	80
4.2	ESTUDO DE CASO	82
4.2.1	Caracterização do local	82
4.2.2	Metodologia	83
4.3	RESULTADOS E INTERPRETAÇÃO	87
4.4	CONCLUSÕES	90
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
	REFERÊNCIAS	94

APÊNDICE A - FATORES DE DEMANDA DE EXERGIA ACUMULADA PARA CADA INSUMO SUBSTITUÍDO DOS CENÁRIOS AVALIADOS	112
APÊNDICE B - CENÁRIOS SIMULADOS NO EASETECH	114
ANEXO A - METAS PREVISTAS PELO PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS	127

1 INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS

A urbanização, a industrialização e o desenvolvimento econômico baseado na exploração dos recursos naturais têm sido responsáveis por um dos principais desafios do século XXI: o gerenciamento do crescente volume de resíduos sólidos urbanos (RSU). Não à toa, a Agenda 2030 insere como metas nos objetivos 11 e 12 a redução do impacto negativo nas cidades através da gestão de resíduos municipais e a diminuição substancial da geração até o fim desta década (UN, 2015).

Em 2016, a população mundial gerou 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos e, em 2050, estima-se que esse número deverá chegar a 3,40 bilhões de toneladas. O fato preocupante é que um terço destes resíduos ainda foi destinado para lixões. Em países de menor renda, este montante pode chegar a mais de 90% (KAZA *et al.*, 2018). No Brasil, o cenário não é muito diferente: das quase 81,8 milhões de toneladas de RSU produzidas em 2022, 76,1 milhões foram coletadas, mas 29,7 milhões não receberam a destinação adequada apesar da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010 (ABRELPE, 2022; BRASIL, 2010a).

Estes dados refletem-se em diversos impactos ambientais, como contaminação do solo e de fontes de água, maior incidência de arboviroses e emissão de gases de efeito estufa (GEE) (NASCIMENTO *et al.*, 2019). Em 2020, por exemplo, o setor de resíduos foi responsável por 4,3% das emissões de GEE do Brasil, sendo a maior parte delas (64%) associada ao metano gerado em lixões, aterros controlados e aterros sanitários (POTENZA *et al.*, 2021). O Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) traz indicadores e metas para mudar este cenário até 2040, incluindo a utilização de compostagem, digestão anaeróbia, reciclagem, incineração e coprocessamento (BRASIL, 2022).

A literatura que aborda o gerenciamento de resíduos foca principalmente no tratamento e na disposição final (CAMPITELLI; SCHEBEK, 2020). Embora estas avaliações gerem informações importantes, elas podem não capturar todos os impactos envolvidos na gestão do RSU, que inclui outras etapas como coleta e transporte e possíveis contribuições para a matriz energética local (IQBAL; LIU; CHEN, 2020; ISTRATE *et al.*, 2020). Por isso, a análise global de sistemas de gestão ganhou cada vez mais destaque nos últimos anos, principalmente por meio da ferramenta de avaliação de ciclo de vida (ACV).

De acordo com Christensen *et al.* (2020), o ponto forte da ACV é o fornecimento de uma visão ampla, consistente e transparente dos fluxos nos sistemas de gestão de resíduos e a quantificação dos seus impactos ambientais. Porém, as publicações nesta temática ainda estão

concentradas nos continentes asiático e europeu, que respondem por mais 70% do total (MULYA *et al.*, 2022). As sugestões de implementação obtidas podem não ser aplicáveis em outras regiões, podendo levar à priorização de estratégias equivocadas. Para tomadas de decisão é fundamental que sejam consideradas as condições locais quanto à composição dos resíduos, à eficiência dos tratamentos e à matriz energética (KHANDELWAL *et al.*, 2019).

No Brasil, os estudos de ACV voltados à gestão de RSU ganharam força na última década. Os vários métodos e premissas adotados trazem algumas divergências, a exemplo dos impactos do transporte e do armazenamento de carbono no aterro sanitário nos resultados finais. Além disso, ainda são escassos os trabalhos realizados na Região Nordeste do país, que possui o pior índice de coleta e o segundo pior de destinação adequada de RSU do país, mesmo gerando mais de 20 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2022). O Nordeste também apresenta o menor índice de desenvolvimento humano municipal (IDHM), o que se reflete na limitação financeira dos municípios para gerir seus resíduos (IPEA, 2016). Desta forma, é importante que mais avaliações de ciclo de vida sejam realizadas a nível nacional e regional para contribuir com essas discussões.

A relação entre RSU e aproveitamento energético vem se estreitando cada vez mais nos estudos de ACV (MULYA *et al.*, 2022). Um fator que diferencia as publicações brasileiras das demais é o efeito da produção de eletricidade a partir de resíduos nos resultados. A maioria das publicações a nível global favorece a incineração em detrimento do aterro sanitário (ISTRATE *et al.*, 2020). Este arranjo pode não ser tão oportuno em locais onde a matriz já é composta majoritariamente por fontes renováveis, como é o caso do Brasil (LIIKANEN *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2018). Além disso, o uso do RSU em sistemas avançados, como termelétricas de alta performance, é difícil devido à instabilidade na quantidade e qualidade do material, o que torna a substituição dos combustíveis fósseis nestes casos menos viável. Entretanto, se o resíduo é utilizado para atender demandas de processos industriais de baixa eficiência exergética, como sistemas térmicos, a eficiência esperada equivale àquela dos combustíveis tradicionais (FUJII *et al.*, 2019). A combinação apropriada de opções tecnológicas e a sua implementação podem melhorar a eficiência de recuperação de energia de sistemas urbanos e industriais e contribuir para a formação de cidades de baixo carbono (OHNISHI *et al.*, 2018).

A recuperação de materiais também merece destaque, sobretudo quando é abordada a transição para uma economia circular. No mundo, apenas 13,5% dos resíduos são reciclados (KAZA *et al.*, 2018). Para que este número cresça, é indispensável que haja maior segregação dos resíduos na fonte, evitando a contaminação cruzada e mantendo a qualidade dos materiais, possibilitando a reciclagem mais efetiva e o menor consumo de recursos naturais (UNEP;

ISWA, 2016). As baixas taxas de segregação podem acabar desviando estes resíduos para incineração ou para produção de combustível derivado de resíduo (CDR), que deveriam utilizar apenas rejeitos.

O potencial de esgotamento de recursos pode ser reduzido tanto pelo aproveitamento dos resíduos para produção de energia quanto pela reciclagem. Este efeito pode ser quantificado através de uma análise exergética, que agrega à ACV indicadores de demanda de exergia e de eficiência de processos (FINNVEDEN; ARUSHANYAN; BRANDÃO, 2016). Apenas 3% dos estudos de ACV voltados à gestão de RSU realizaram este tipo de análise (IQBAL; LIU; CHEN, 2020), que pode esclarecer quais combinações de tecnologias mais evitam a degradação da natureza (ATTA; HUSSAIN; MALIK, 2020; BEHROOZNIA *et al.*, 2018; TANG *et al.*, 2020). No Brasil, este tipo de estudo é inédito.

Diante do exposto, este trabalho visou avaliar configurações potencialmente menos impactantes para um sistema de gestão de RSU através de uma ACV e uma análise exergética. O estudo foi realizado no município de Garanhuns, no Agreste Meridional de Pernambuco, que recebe RSU de outros seis municípios próximos (Brejão, Caetés, Correntes, Capoeiras, Lagoa do Ouro e São João).

As perguntas a serem respondidas incluem:

- 1) Qual o impacto ambiental do sistema de gestão atual? O transporte dos resíduos para um único município tem impacto significativo?
- 2) As melhorias devem ser priorizadas para tratamento da fração orgânica ou da fração seca dos resíduos? E no caso da fração seca, para quais tipos de recicláveis?
- 3) O aproveitamento energético de parte do RSU como CDR, traz vantagens em termos de impacto ambiental?

O Nordeste também abriga a Caatinga, cuja vegetação dominante é uma floresta tropical seca. De acordo com Silva *et al.* (2017), 94% do bioma possui de médio a alto risco de desertificação. Além de ser altamente vulnerável às mudanças climáticas, a Caatinga é alvo de constante extração de lenha para atendimento de necessidades energéticas domésticas e industriais. Segundo Brasil (2018), cerca de 80% da oferta de lenha no Nordeste ainda vem da extração ilegal. Ou seja, é indispensável que novas fontes de energia sejam analisadas para atendimento destas demandas, que são comuns também a outros países em desenvolvimento. Seria o gás produzido a partir do RSU um potencial substituto da lenha na região? Será que esta substituição poderia contribuir ainda mais para a redução do potencial de aquecimento global relacionado à gestão dos resíduos? Para responder estas perguntas, foi analisada a inserção do

RSU na matriz energética do setor industrial local de laticínios em substituição à lenha da Caatinga, cuja utilização é frequente.

A partir deste estudo espera-se ampliar o uso da ACV como ferramenta de suporte à tomada de decisão, colaborar no planejamento de políticas públicas e contribuir para a renovabilidade e descentralização da matriz energética brasileira e de outros países em situação semelhante.

Esta tese é dividida em cinco capítulos. Neste primeiro, foi feita uma introdução ao tema e aos objetivos do trabalho. O capítulo 2 apresenta uma revisão bibliográfica dos estudos de caso de ACV voltados à gestão de RSU realizados no Brasil, de forma que seja discutido o estado da arte no país. Em seguida, o capítulo 3 traz a ACV e a análise exergética aplicados ao sistema de gestão de RSU, tendo como estudo de caso o município de Garanhuns. A utilização do RSU como possível substituto da lenha na matriz energética local é avaliada no capítulo 4, onde são calculadas as emissões associadas à extração desta biomassa. Por fim, o capítulo 5 traz as principais conclusões da tese e as considerações finais.

1.1 OBJETIVO GERAL

Identificar os arranjos de menor potencial de impacto ambiental para um sistema de gestão de resíduos no Nordeste do Brasil visando o atendimento das metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar diagnóstico da atual estratégia de gestão de RSU no Brasil, assim como revisão bibliográfica dos estudos de ACV voltados ao tema no país;
- Avaliar os impactos ambientais e a eficiência de recuperação de recursos através de ACV e análise exergética, respectivamente, para diferentes configurações de um sistema de gestão de resíduos no Nordeste do Brasil;
- Quantificar o benefício de se utilizar o gás produzido a partir do RSU para fins energéticos em substituição à lenha extraída ilegalmente da Caatinga.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA DOS ESTUDOS DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE GESTÃO DE RSU NO BRASIL

2.1 INTRODUÇÃO

Apesar da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) há mais de dez anos, a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil ainda enfrenta desafios (BRASIL, 2010a). Entre 2019 e 2020 as emissões nacionais do setor de resíduos registraram um aumento de 1,8%, chegando a 92 MtCO₂eq, sendo quase dois terços relacionados à destinação final dos resíduos em lixões, aterros controlados e aterros sanitários (POTENZA *et al.*, 2021). Avanços no setor poderiam contribuir para o atingimento das Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) brasileiras: o país se comprometeu a reduzir suas emissões de GEE em 37% até 2025 em comparação ao ano base de 2005 (BRASIL, 2020a).

A geração de RSU no Brasil em 2022 foi de 81,8 milhões de toneladas, o equivalente a 1,04 kg/habitante/dia. Deste montante, 93% foi coletado, porém pouco mais da metade recebeu a destinação adequada (ABRELPE, 2022). Embora os aterros sanitários sejam o principal tipo de disposição final, a PNRS menciona que estes locais deveriam receber apenas rejeitos, ou seja, resíduos que não possuam mais possibilidade de tratamento e recuperação através de outras tecnologias. O Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), que descreve a estratégia de longo prazo para operacionalizar as diretrizes da PNRS e é um norteador para estados e municípios, só foi publicado quase 12 anos depois da aprovação da Política, em abril de 2022 (BRASIL, 2022). Esta demora pode ter sido uma das principais razões para que a lei não tenha sido efetiva até o momento, sobretudo em um dos seus principais pontos: a extinção dos lixões. A disposição final adequada dos rejeitos, que deveria ter se dado até 2014, passou a ter como prazo final agosto de 2024 para todos os municípios brasileiros após as inserções da Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020c). Desta forma, é fundamental que alternativas tecnológicas ambientalmente sustentáveis sejam avaliadas e implementadas nos sistemas de gestão de resíduos municipais.

A avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que vem sendo amplamente utilizada para este tipo de análise. Nas últimas décadas, os estudos que seguiram esta abordagem possibilitaram uma visão quantitativa dos fluxos e dos impactos ambientais relacionados ao setor (CHRISTENSEN *et al.*, 2020). De acordo com a norma ABNT NBR ISO 14.040:2009, os estudos de ACV compreendem quatro etapas: a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

A definição do objetivo configura o contexto do estudo de ACV e é a base para a definição do escopo, no qual a avaliação é delineada em termos de unidade funcional, abordagem e fronteiras espaciais e temporais. A análise de inventário de ciclo de vida (ICV) envolve a coleta de dados dos fluxos em termos de entradas e saídas e os procedimentos de cálculo para quantificá-los. Nesta etapa é gerado o inventário de ciclo de vida, uma lista de fluxos quantificados para o sistema de produto em função da unidade funcional previamente escolhida. Em seguida, a avaliação de impactos utiliza os resultados do inventário para descrever e estudar a significância dos impactos ambientais do ciclo de vida em questão. Também podem ser incluídas as etapas de normalização e ponderação para aprofundar a análise, embora sejam opcionais. Por fim, na interpretação, os resultados das etapas anteriores são analisados em relação ao objetivo e ao escopo a fim de desenvolver conclusões e recomendações. Completude, consistência e sensibilidade devem ser avaliadas, além de obstáculos e limitações do estudo (LAURENT *et al.*, 2020). É importante destacar que a ACV é uma técnica iterativa e, à medida que dados e informações são coletados, vários aspectos do escopo podem exigir modificações visando a atender ao objetivo original (ABNT, 2014a).

A utilização da ACV para sistemas de gestão de RSU se distingue pela rigorosa definição das fronteiras, já que só inclui o fim da vida do produto. Geralmente estas avaliações são de natureza comparativa e não consideram os estágios anteriores do ciclo de vida, o que também é chamado de “suposição de carga zero” (do inglês *zero-burden assumption*) (BAKAS *et al.*, 2018).

Iqbal, Liu e Chen (2020) realizaram uma revisão bibliográfica selecionando estudos publicados entre 2010 e 2020 em 36 países. Em 90% dos estudos selecionados o principal objetivo era avaliar e comparar o desempenho de dois ou mais métodos alternativos para o tratamento de RSU. Predominou (60%) o uso da unidade funcional unitária (1 tonelada de RSU), para comparação entre os cenários propostos. Entre os impactos ambientais avaliados, predominou o potencial de aquecimento global, presente em 96% dos estudos, sendo os métodos de caracterização dos impactos mais empregados o CML e o ReCiPe.

De acordo com Mulya *et al.* (2022) e Khandelwal *et al.* (2019), a maior parte dos estudos de ACV analisando sistemas de gestão de resíduos foram realizados na Europa e na Ásia. Estes últimos autores afirmaram ainda que, para que sejam tomadas as melhores decisões, deve-se levar em conta as condições locais quanto à eficiência dos tratamentos, a matriz energética local e a composição dos resíduos, o que foi destacado por Mayer, Bhandari e Gath (2019). Este tema foi, inclusive, profundamente abordado por Bisinella *et al.* (2017), que confirmaram o efeito significativo da variabilidade da composição dos resíduos nos resultados das ACVs.

O Brasil vem contribuindo mais para a temática na última década (MULYA *et al.*, 2022). Porém, apesar das revisões bibliográficas supracitadas mencionarem estudos nacionais, não há uma discussão aprofundada sobre o estado da arte no país. Assim, este capítulo visa analisar criticamente os trabalhos quanto a distribuição temporal e geográfica, aspectos metodológicos (unidade funcional, escopo, método e software) e principais resultados. Esta revisão poderá auxiliar na elaboração de futuros estudos fornecendo um panorama das avaliações de ciclo de vida já desenvolvidas, incluindo os avanços e as lacunas para aplicação desta metodologia na gestão de resíduos.

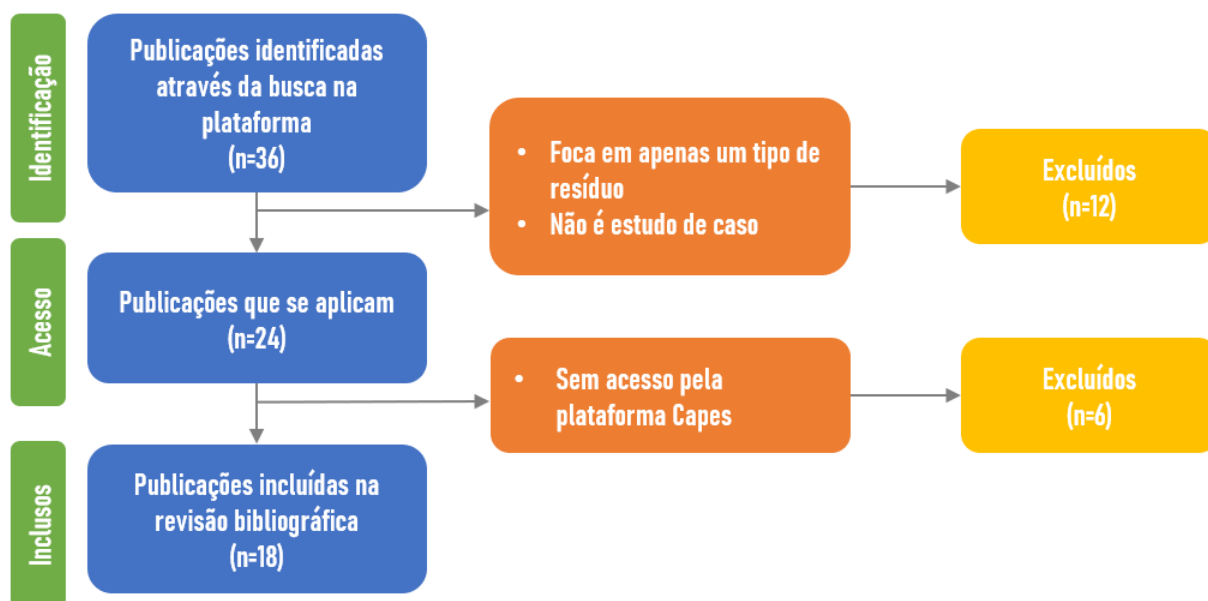
2.2 METODOLOGIA

Foi realizada uma revisão bibliográfica dos estudos aplicados no país disponíveis em maio de 2023. Foram utilizados os termos ‘*life cycle assessment*’, ‘*municipal solid waste*’ e ‘*Brazil*’ (avaliação de ciclo de vida, resíduos sólidos urbanos e Brasil, em português, respectivamente) para a busca na plataforma Scopus, que incluiu os conteúdos presentes no título, no resumo e nas palavras-chave dos documentos. Não houve restrição quanto à data.

A partir das 36 publicações resultantes da busca, foi realizado um filtro para restringir aqueles que avaliassem, através de ACV, sistemas de gestão de RSU (sem exclusão de nenhuma fração) e os impactos ambientais associados. Em seguida, foram identificados aqueles disponíveis através do Portal de Periódicos Capes ou com acesso livre (Figura 1). Assim, foram considerados os 18 estudos presentes na Tabela 1.

As publicações foram avaliadas quanto a: a) distribuição temporal e geográfica; b) unidade funcional, número de cenários e rotas tecnológicas; c) softwares utilizados; d) métodos e categorias de impacto; e e) uso da análise de sensibilidade. Por fim, são discutidas as principais conclusões destes trabalhos e as lacunas a serem preenchidas em trabalhos futuros.

Figura 1 - Método para seleção de estudos de avaliação de ciclo de vida aplicados à gestão de RSU no Brasil.



Fonte: A autora (2023).

Tabela 1 - Publicações brasileiras que aplicaram a avaliação de ciclo de vida para análise de sistemas de gestão de RSU selecionados na revisão bibliográfica.

(continua)

Referência	Unidade funcional (UF), modelo e método	Localização
Mendes, Aramaki e Hanaki (2004)	UF: 1 tonelada de RSU Software: JEMAI Modelo de caracterização: EDIP	São Paulo/SP
Leme <i>et al.</i> (2014)	UF: 1 tonelada de RSU Software: SimaPro Modelo de caracterização: CML	Betim/MG
Reichert e Mendes (2014)	UF: RSU gerado no ano de 2011 Software: IWM-2 Modelo de caracterização: CML	Porto Alegre/RS
Soares, Miyamaru e Martins (2017)	UF: 1 tonelada de RSU Software: SimaPro Modelo de caracterização: TRACI	Aterro Sanitário de Caieiras/SP
Mersoni e Reichert (2017)	UF: RSU gerado no ano de 2013 Software: IWM-2 Modelo de caracterização: CML	Garibaldi/RS
Bernstad Saraiva, Souza e Valle (2017)	UF: 1 tonelada de RSU Software: EASETECH Modelo de caracterização: ILCD	Rio de Janeiro/RJ
Coelho e Lange (2018)	UF: RSU gerado no ano de 2013 Software: LCA-IWM Modelo de caracterização: CML	Rio de Janeiro/RJ

Tabela 1 - Publicações brasileiras que aplicaram a avaliação de ciclo de vida para análise de sistemas de gestão de RSU selecionados na revisão bibliográfica.

(conclusão)

Referência	Unidade funcional (UF), modelo e método	Localização
Ibáñez-Forés <i>et al.</i> (2018)	UF: 1 tonelada de RSU/hab.ano Software: SimaPro Modelo de caracterização: CML	João Pessoa/PB
Lima <i>et al.</i> (2018)	UF: 1 tonelada de RSU Software: EASETECH Modelo de caracterização: ILCD	Brasil
Liikanen <i>et al.</i> (2018)	UF: RSU gerado no ano de 2015 Software: GaBi LCA Modelo de caracterização: CML	São Paulo/SP
Lima <i>et al.</i> (2019)	UF: RSU gerado anualmente (entre 2017 e 2037) Software: EASETECH Modelo de caracterização: ILCD	Campo Grande/MS
Paes <i>et al.</i> (2020a)	UF: RSU gerado no ano de 2014 Software: SimaPro Modelo de caracterização: ReCiPe	Sorocaba/SP
Paes <i>et al.</i> (2020b)	UF: 1 tonelada de RSU Software: CO2ZW Modelo de caracterização: IPCC	Sorocaba/SP, São Paulo/SP, Piedade/SP, Santa Cruz do Sul/RS, Humaitá/AM
Silva, Contreras e Bortoleto (2021)	UF: 1 tonelada de RSU Software: não informado Modelo de caracterização: CML	Brasília/DF
Lima <i>et al.</i> (2021)	UF: 1 tonelada de RSU Software: EASETECH Modelo de caracterização: ILCD	12 comunidades rurais do Mato Grosso do Sul
Ibáñez-Forés <i>et al.</i> (2021)	UF: 1 tonelada de RSU Software: SimaPro Modelo de caracterização: CML	João Pessoa/PB
Junqueira, Medeiros e Cohim (2022)	UF: 1 tonelada de RSU Software: SimaPro Modelo de caracterização: IPCC	Feira de Santana/BA
Oliveira <i>et al.</i> (2022)	UF: RSU gerado no ano de 2017 Software: SimaPro Modelo de caracterização: ReCiPe	Humaitá/AM

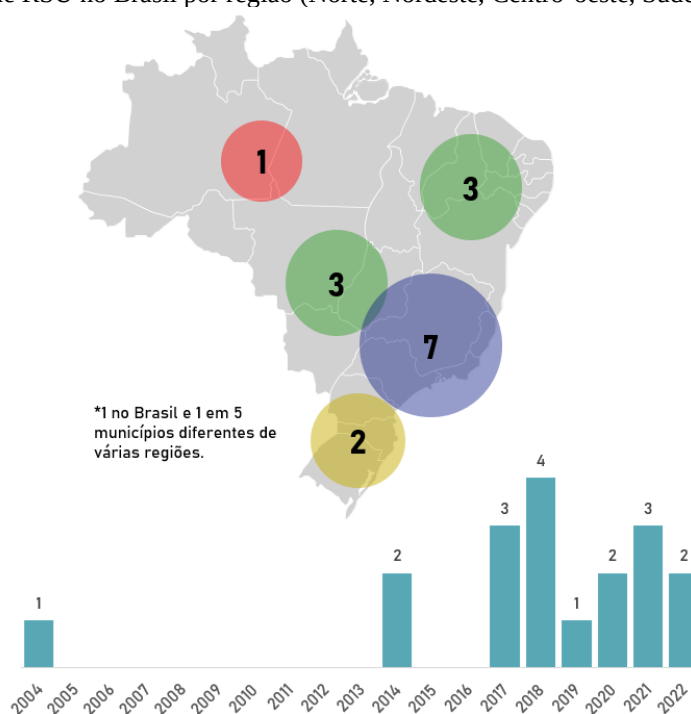
Fonte: A autora (2023)

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Distribuição temporal e geográfica

O primeiro estudo identificado data de 2004, sendo os demais publicados a partir de 2014 (figura 2). A maioria dos trabalhos realizados no Brasil foi publicada nos últimos cinco anos, o que demonstra que este é um tema ainda em evolução no país. Há uma constância desde 2017, com o pico atingido em 2018 com 4 trabalhos. O atraso para a extinção dos lixões no Brasil em 2014 conforme determinado pela PNRS pode ter sido um catalisador para as análises a partir deste ano. O compromisso internacional firmado através das NDCs em 2016 também pode ter contribuído para um maior interesse no tema (NOBRE, 2016).

Figura 2 - Número de publicações selecionadas que aplicaram a avaliação de ciclo de vida para análise de sistemas de gestão de RSU no Brasil por região (Norte, Nordeste, Centro-oeste, Sudeste e Sul) e por ano.



Fonte: A autora (2023)

A Figura 2 também apresenta a distribuição dos estudos por região do Brasil. O Sudeste concentra o maior número, sendo 4 das 7 publicações realizadas no estado de São Paulo. Em seguida vêm as regiões Nordeste e Centro-oeste, com 3 publicações cada, Sul (2) e Norte (1). Além destas, há também um trabalho mais generalista, que avaliou cenários para aplicação no contexto nacional (LIMA *et al.*, 2018), e um que incluiu 5 municípios distribuídos nas regiões Norte, Sudeste e Sul (PAES *et al.*, 2020b).

Em 12 dos 18 estudos o foco foi em cidades com mais de 400 mil habitantes, que representam apenas 1% dos municípios brasileiros. Dada a característica continental do país, é fundamental que também sejam analisadas áreas fora das grandes metrópoles. Destacam-se o artigo de Lima *et al.* (2021), que avaliou a gestão de resíduos em 12 comunidades quilombolas no Mato Grosso do Sul, e o de Oliveira *et al.* (2022), realizado no município de Humaitá/AM.

Não foram identificados estudos que incluíssem municípios atuando em conjunto. O formato de consórcio público para gestão de resíduos, por exemplo, abarca quase 30% dos municípios brasileiros, e pode viabilizar operações e minimizar custos (BRASIL., 2021).

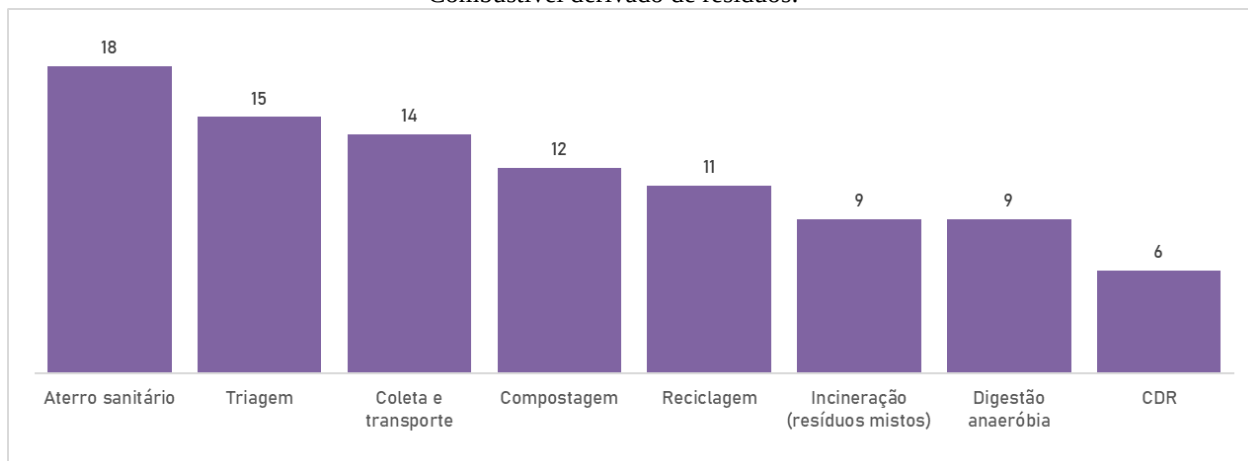
2.3.2 Unidade funcional, cenários e rotas tecnológicas

Em geral, o objetivo dos estudos de ACV é comparar alternativas de métodos de tratamento ou analisar uma tecnologia existente em termos de sustentabilidade ambiental (IQBAL; LIU; CHEN, 2020). Para que isso seja possível, é necessária a definição de uma unidade funcional, que fornece uma referência para os dados de entrada e saída do inventário de ciclo de vida (ABNT, 2014b). A tonelada de RSU foi a unidade utilizada por 56% dos trabalhos, seguida da geração anual de RSU em 39% deles.

As análises utilizaram cenários para comparação, que costumam se diferenciar pelo fluxo de massa direcionado para cada tipo de tratamento. Entre os trabalhos selecionados, o número de cenários variou entre 2 e 14. Nos casos de Lima *et al.* (2018, 2019) foram consideradas também variações de alguns dos cenários, quanto ao tipo de compostagem e à forma de aproveitamento do biogás, por exemplo.

As tecnologias contempladas nos sistemas de gestão de RSU incluídas nos estudos são apresentadas na Figura 3 por ordem de ocorrência. Também foi possível identificar cenários incluindo lixão, biossecagem, queima direta e aterro de resíduos em Lima *et al.* (2018, 2021) e estações de transferência no sistema de transporte de resíduos de Brasília analisado por Silva, Contreras e Bortoleto (2021).

Figura 3 - Tecnologias do sistema de gestão de RSU consideradas por número de publicações. CDR: Combustível derivado de resíduos.



Fonte: A autora (2023)

O aterro sanitário está presente em todas as publicações, o que era esperado já que é a principal forma de destinação final utilizada no Brasil. Apesar disso, em apenas 4 dos 18 trabalhos foi possível encontrar dados de operação fornecidos pelas administradoras dos aterros para os consumos de diesel e eletricidade (Tabela 2). Entre os demais, foram utilizados dados dos softwares utilizados para simulação (COELHO; LANGE, 2018; LIMA *et al.*, 2018; MERSONI; REICHERT, 2017; REICHERT; MENDES, 2014) ou de publicações anteriores. De maneira geral, os cenários de melhor desempenho são aqueles que mais evitam o envio do RSU para o aterro sanitário. Porém, a comparação entre os estudos é prejudicada pela pluralidade de métodos e eficiências utilizados para estimar as emissões do aterro sanitário.

Metade dos artigos incluiu a geração elétrica a partir do gás de aterro, porém, apenas dois avaliaram a purificação do gás para produção de biometano (LIMA *et al.*, 2018, 2019).

Tabela 2 - Publicações que obtiveram dados primários de operação do aterro avaliado na ACV.

Referência	Local	Dados
Mendes, Aramaki e Hanaki (2004)	São Paulo/SP	0,8 l diesel/t; 0,1 kWh/t
Ibáñez-Forés <i>et al.</i> (2018)	João Pessoa/PB	0.01 l diesel/t; 0,041 kWh/t
Liikanen <i>et al.</i> (2018)	São Paulo/SP	0,46 l diesel/t
Junqueira, Medeiros e Cohim (2022)	Feira de Santana/BA	0,40 l diesel/t

Fonte: A autora (2023)

Estações de triagem, sejam elas manuais ou automáticas, foram consideradas em 83% dos trabalhos. Este tipo de instalação contribui para aumentar os índices de aproveitamento de materiais recicláveis (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2021).

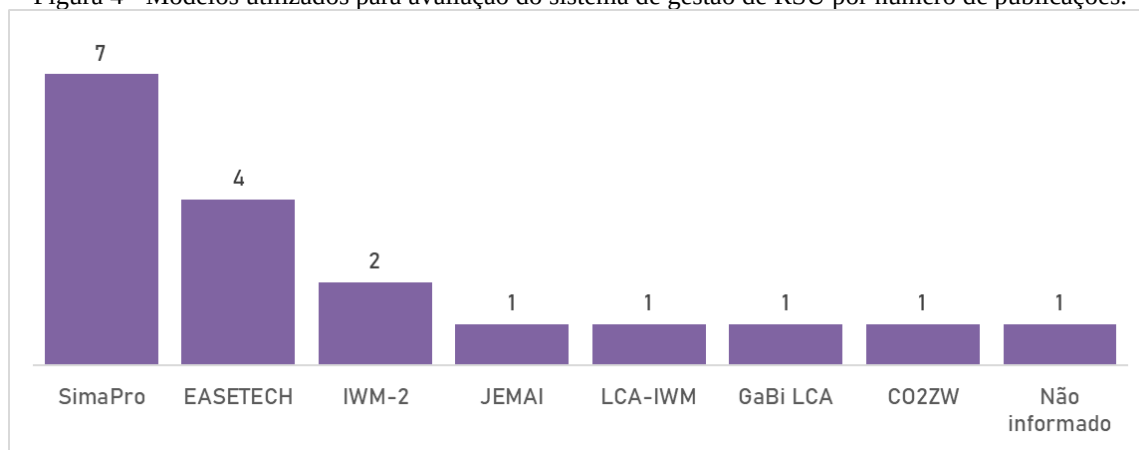
A maioria também avaliou os impactos causados na coleta e no transporte dos resíduos dos pontos de geração aos locais de tratamento ou destinação final. Esta etapa foi uma das mais impactantes no potencial de acidificação, que está associado ao consumo de diesel (COELHO; LANGE, 2018; IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2022). Com relação ao potencial de aquecimento global, os resultados variam. Enquanto a coleta e o transporte foram a principal fonte de impacto em Silva, Contreras e Bortoleto (2021), representaram apenas 2% em Junqueira, Medeiros e Cohim (2022).

Metade dos trabalhos especificou que realizou a compostagem utilizando sistemas de leiras em local aberto. Quanto à digestão anaeróbia, a rota mais empregada entre os trabalhos foi a seca. O combustível derivado de resíduo (CDR) foi incluído em 6 estudos. Em 5 deles, os autores avaliaram a sua utilização na indústria do cimento, em substituição ao carvão ou ao coque. Conforme alertado por Lima *et al.* (2019), ainda há pouca experiência neste tipo de aplicação no Brasil, porém, o Panorama do Coprocessamento publicado em 2022 pela Associação Brasileira de Cimento Portland mostra uma tendência de crescimento. Em 2021, os combustíveis alternativos já representaram 13% da matriz energética do setor, sendo 4,55% destes relativos ao uso de CDR produzido a partir de RSU (ABCP, 2022).

2.3.3 Softwares

O uso de um software para elaboração de uma ACV não é obrigatório, mas pode simplificar a elaboração dos inventários e os cálculos de potencial de impacto ambiental. A escolha varia de acordo com os objetivos do estudo, os custos de aquisição, a base de dados e o conhecimento para utilização da ferramenta. É possível identificar o uso de software para realização da ACV em 17 dos 18 estudos selecionados (Figura 4). Entre eles, SimaPro, EASETECH e IWM-2 foram as três ferramentas com maior número de ocorrências.

Figura 4 - Modelos utilizados para avaliação do sistema de gestão de RSU por número de publicações.



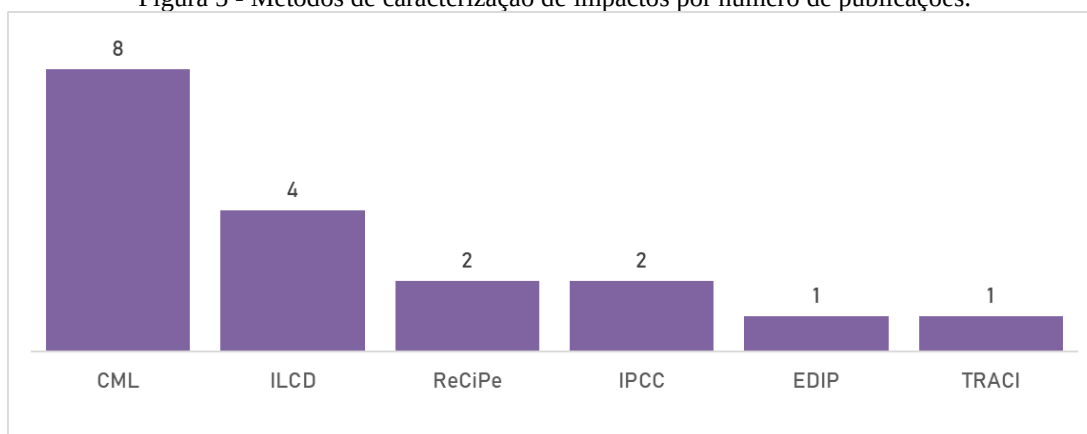
Fonte: A autora (2023).

Programas como SimaPro e GaBi LCA são gerais e costumam ser utilizados para avaliação de qualquer produto ou serviço. Já EASETECH, IWM-2, LCA-IWM e CO2ZW foram pensados especificamente para ACV de gestão de resíduos. Para a modelagem de sistemas de gestão de RSU, Laurent *et al.* (2014) recomendam o segundo grupo. De acordo com os autores, estas ferramentas podem trazer vantagens como o rastreamento das frações de materiais e suas propriedades, modelos de decomposição de primeira ordem e inventários de ciclo de vida de processos. Porém, segundo Anshassi e Townsend (2021), há hipóteses padrão em cada software que podem impactar fortemente os resultados nas avaliações. Desta forma, é importante garantir que estes fatores sejam definidos corretamente considerando o objetivo, o escopo e as fronteiras do sistema avaliado.

2.3.4 Avaliação de impacto

Na etapa de avaliação de impactos ocorre a interpretação dos resultados do inventário de ciclo de vida e seus potenciais efeitos. A quantificação dos impactos se dá a partir de fatores de caracterização, que diferem de acordo com o método de avaliação escolhido. Nos trabalhos selecionados, foi identificada a utilização de seis métodos (Figura 5), sendo CML e ILCD os de maior ocorrência.

Figura 5 - Métodos de caracterização de impactos por número de publicações.



Fonte: A autora (2023)

As categorias de impacto ambiental se dividem entre as de ponto médio (*midpoint*) e ponto final (*endpoint*), sendo o primeiro grupo o mais utilizado mundialmente (MULYA *et al.*, 2022). Este foi o caso de todos os estudos da Tabela 1. O impacto do sistema de gestão de RSU nas mudanças climáticas foi avaliado em todos os trabalhos analisados. A maioria dos estudos contemplou ainda as categorias de acidificação, eutrofização, toxicidade humana e formação de foto-oxidantes (Figura 6).

Embora seja opcional na avaliação de impactos de ciclo de vida, a normalização foi empregada por metade dos trabalhos. Este recurso é utilizado para que as várias categorias de impacto sejam expressas na mesma unidade, de forma que possam ser comparadas. Como os fatores de normalização predominantes são baseados nos impactos per capita em escala global ou europeia, a sua utilização deve ser ponderada para que não agregue incertezas aos resultados.

Também foi identificada a utilização de outras métricas em conjunto com os métodos supracitados. Um terço dos estudos acrescentou uma análise econômica dos processos, sendo três deles sob a perspectiva da eco-eficiência (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2021; OLIVEIRA *et al.*, 2022; PAES *et al.*, 2020b). Porém, apenas três dos dezoito trabalhos incluíram indicadores relacionados a energia. Junqueira, Medeiros e Cohim (2022), por exemplo, utilizaram a demanda de energia acumulada (DEA) na sua análise. Considerando que este é um tema que está ganhando cada vez mais relevância nas publicações internacionais já que os resíduos se apresentam como uma fonte sustentável de energia (MULYA *et al.*, 2022), ainda são poucos os estudos investigando os sistemas de gestão de RSU sob esta ótica no Brasil.

Figura 6 - Categorias de ponto médio (*midpoint*) avaliadas por número de publicações.



Fonte: A autora (2023)

2.3.5 Análise de sensibilidade

Os resultados de uma avaliação de ciclo de vida estão sujeitos a incertezas relacionadas à escolha de modelo, seleção de tecnologias em cada cenário e à representatividade dos parâmetros de entrada escolhidos. A análise de sensibilidade pode contribuir para a melhor compreensão dos resultados, já que permite determinar o quão sensíveis eles são às variações nos dados e métodos. Este recurso foi empregado para aprofundar as discussões acerca dos impactos ambientais em 33% dos trabalhos.

O índice de sequestro de carbono biogênico no aterro sanitário foi analisado por Bernstad Saraiva, Souza e Valle (2017) e Lima *et al.* (2018, 2019, 2021). Como os trabalhos utilizaram diferentes taxas, obtiveram conclusões distintas: no primeiro caso, o sequestro de 11% do carbono que não se decompõe nos resíduos de alimento representou um aumento de menos de 5% no potencial de aquecimento global. Por outro lado, os resultados de Lima *et al.* (2018), por exemplo, apresentaram variações de até 100%.

A composição da matriz elétrica também foi alvo de discussão. Em Coelho e Lange (2018) não houve alteração na priorização dos cenários em relação ao potencial de aquecimento global, o que, segundo os autores, deve-se à já elevada fração de fontes renováveis na matriz brasileira. Já Liikanen *et al.* (2018), ao comparar a matriz atual com a geração baseada em termelétricas a óleo, constatou mudanças principalmente no potencial de acidificação dos cenários.

Outras variáveis avaliadas incluíram a substituição dos produtos dos tratamentos biológicos por fertilizantes minerais, os parâmetros de geração e a eficiência de coleta do gás de aterro e as distâncias de transporte entre os pontos de geração e a destinação final.

2.3.6 Discussão

Os dois primeiros estudos identificados consideraram como alternativas de tratamento do RSU a incineração e o aterro sanitário, com e sem recuperação de energia, para as cidades de São Paulo e Betim, respectivamente (LEME *et al.*, 2014; MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2004). Não foram consideradas nas análises as etapas de coleta e transporte entre a geração e a destinação final e nem a separação de resíduos não-combustíveis antes da incineração, como vidro e metais. Ambos concluíram que a incineração seria preferível ao aterro sanitário. É importante destacar, porém, que para os cenários com aterro não foi considerado o armazenamento do carbono biogênico não degradado nem a oxidação de parte do metano produzido nas coberturas de solo, tornando os índices de emissão de metano para a atmosfera bastante significativos.

As publicações seguintes passaram a contemplar mais etapas do ciclo de vida dos resíduos, incluindo geração, coleta, transporte, triagem, tratamento e destinação final, assim como outras tecnologias como reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia e fabricação de CDR.

Mersoni e Reichert (2017), em estudo realizado em Garibaldi/RS, variaram a parcela de resíduos destinada à reciclagem entre os cenários considerados e concluíram que esta foi a prática que mais contribuiu para minimizar os impactos ambientais no sistema de gestão local. Os benefícios da reciclagem foram reiterados por Ibáñez-Forés *et al.* (2018) em João Pessoa/PB. Os autores ressaltaram ainda a conscientização da população para separação dos resíduos e o aumento da eficiência no transporte como fatores para melhorar performance do sistema de gestão. O melhor arranjo eleito por Coelho e Lange (2018) para o Rio de Janeiro também está relacionado a altas taxas de separação dos resíduos.

De acordo com Paes *et al.* (2020a), os sistemas nos quais a participação do aterro sanitário é predominante apresentam menores custos, o que faz com que esta seja a solução mais frequentemente utilizada no Brasil e em outros países em desenvolvimento. Entretanto, há um consenso em relação aos impactos negativos causados por esta destinação. O metano não recuperado nestes locais domina as emissões relacionadas ao aquecimento global e, consequentemente, a taxa de coleta destes gases pode interferir diretamente na escolha da

melhor configuração do sistema de gestão de RSU. Visto que estas emissões são intensificadas à medida que a quantidade de resíduos orgânicos depositados aumenta, a implementação de tratamentos biológicos para recuperação da fração orgânica do RSU (FORSU), como compostagem e digestão anaeróbia, apresenta um grande efeito de mitigação (BERNSTAD SARAIVA; SOUZA; VALLE, 2017; IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2018; MERSONI; REICHERT, 2017; SOARES; MIYAMARU; MARTINS, 2017).

Dois estudos merecem destaque pela variedade de cenários e tecnologias comparados: Lima *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2019). No primeiro, que analisa a aplicação dos diferentes sistemas de gestão de resíduos para o Brasil, conclui-se mais uma vez que quando há a segregação dos resíduos e o envio para tratamentos biológicos e reciclagem, menos impactos ambientais são gerados. Os autores também demonstram que a incineração não oferece benefícios significativos se comparada ao aterro sanitário com aproveitamento energético, diferentemente de Mendes, Aramaki e Hanaki (2004) e Leme *et al.* (2014). Da mesma forma, Liikanen *et al.* (2018) chegaram a este resultado, destacando que isto ocorre devido à característica predominantemente renovável da matriz elétrica nacional. O mesmo ocorre para a utilização do biogás gerado a partir de reatores de digestão anaeróbia: são poucas as emissões relacionadas ao aquecimento global evitadas com a produção de energia elétrica.

Uma sugestão de aproveitamento seria a utilização da eletricidade gerada para substituir especificamente a parcela referente ao gás natural na matriz (BERNSTAD SARAIVA; SOUZA; VALLE, 2017). Embora esta seja uma estratégia razoável, a eficiência de geração de energia elétrica a partir de resíduos é bastante inferior à de termelétricas movidas a combustíveis fósseis. Adicionalmente, a qualidade e a quantidade instáveis do RSU tornam mais difícil a operação de sistemas de energia avançados.

Exemplos de aproveitamento energético dos resíduos em sistemas térmicos também foram dados por alguns autores. Lima *et al.* (2019) propuseram o melhoramento do biogás para veículos comerciais, visando a redução do consumo de diesel. Esta estratégia, porém, demandaria uma mudança estrutural no mercado automotivo e na rede de abastecimento. Outra recomendação dos mesmos autores é a produção de CDR a partir de rejeitos para substituir os combustíveis fósseis empregados em cimenteiras, assim como sugeriram Liikanen *et al.* (2018) e Silva, Contreras e Bortoleto (2021).

A comparação entre os trabalhos é prejudicada pela variedade de métodos, tecnologias e eficiências. Além disso, ainda são escassas as referências que descrevam os insumos e emissões das tecnologias para a realidade brasileira, sendo a maioria dos estudos baseada em dados europeus. A degradação da matéria orgânica no aterro sanitário ou em rotas biológicas

de tratamento, por exemplo, depende fortemente de fatores climáticos. E mesmo processos mais mecanizados, como uma planta de tratamento mecânico biológico, podem sofrer alterações devido às características do RSU. Logo, é necessário que os próximos trabalhos passem a considerar também a coleta de dados que reflitam com mais exatidão o funcionamento do sistema de gestão de RSU no Brasil.

2.4 CONCLUSÕES

De maneira geral, os resultados encontrados estão em sintonia com o entendimento da literatura mundial, que sugere que a melhor estratégia de sustentabilidade ambiental para sistemas de gestão de RSU é a integração de reciclagem, tratamento e destinação final, com destaque para a compostagem e a digestão anaeróbia como alternativas ao aterro sanitário para a FORSU (IQBAL; LIU; CHEN, 2020; ISTRATE *et al.*, 2020).

Por outro lado, é possível constatar algumas lacunas. Uma delas é a concentração dos estudos em municípios com população acima de 400 mil habitantes, que representam apenas 1% das cidades brasileiras. Além disso, nenhum dos artigos avaliou municípios com gestão associada, o que poderia tornar o impacto das emissões pelo transporte dos resíduos mais relevante.

Foram poucos os estudos que incluíram algum indicador relacionado à energia e nenhum à exergia, apesar de haver uma tendência global de relacionar gestão de resíduos a este tema. Também não foram identificados trabalhos associando o uso de RSU em substituição a biomassas tradicionais, embora a utilização destes recursos possa ser fonte de mais impactos ambientais.

Mesmo estando presente em 100% dos trabalhos, o aterro sanitário simulado pela maioria dos trabalhos baseou-se no emprego de dados da literatura. Esta deficiência também foi verificada para outras tecnologias, cujos inventários ainda dependem de dados estrangeiros. Logo, é fundamental que os próximos estudos busquem gerar estas informações em casos brasileiros, de forma que a ACV traga resultados com maior exatidão.

Por fim, conclui-se que a estratégia para compor um sistema de gestão de resíduos deve considerar a conexão entre os tratamentos e as demandas locais de materiais e energia.

3 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA E ANÁLISE EXERGÉTICA NA GESTÃO DE RSU: UM ESTUDO DE CASO NO BRASIL PARA ATENDIMENTO DE METAS E IMPLEMENTAÇÃO DE UMA ECONOMIA CIRCULAR

3.1 INTRODUÇÃO

O aumento na geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma das principais consequências do crescimento populacional e da urbanização. A gestão destes resíduos é fundamental na transição para uma economia circular, porém, os desafios são complexos e falhas podem impactar nos âmbitos social, econômico e ambiental (HALOG; ANIEKE, 2021).

Em 2019, o setor de resíduos foi responsável pela emissão de 1629,87 MtCO₂eq no mundo, o equivalente a 3,3% do total para este ano (CLIMATE WATCH, 2023). Estima-se que este valor poderia ser reduzido entre 10 e 15% através de melhorias na gestão de resíduos, incluindo redução de aterros sanitários, aproveitamento energético e reciclagem (UNEP; ISWA, 2016). Porém, nos países de baixa e média renda, a destinação final ainda se baseia principalmente em lixões e aterros (KAZA *et al.*, 2018). Os compromissos firmados através das Contribuições Nacionais Determinadas (NDCs, na sigla em inglês) do Acordo de Paris, em que cada país declara suas contribuições para redução de emissões, oportunizam a mudança deste quadro (UNEP, 2015).

Em geral, a responsabilidade pela gestão dos resíduos sólidos é local, criando diferentes regulações e metas para cada país. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e, posteriormente, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) trouxeram metas para recuperação dos resíduos, incluindo, além da reciclagem, tecnologias de tratamento biológico e térmico (BRASIL, 2010a, 2022). Assim como ocorre em outros países em desenvolvimento, a tomada de decisão dos municípios para implementar e manter o sistema de gestão de RSU de acordo com as metas depende de informações acerca das possíveis alternativas, sobretudo relativas à sustentabilidade ambiental. Neste contexto, a avaliação de ciclo de vida (ACV) vem ganhando destaque como uma ferramenta capaz de fornecer uma análise quantitativa dos potenciais impactos ambientais.

Embora centenas de artigos já tenham sido publicados utilizando a ACV na gestão de resíduos, Chistensen *et al.* (2020) ressalta a importância da ferramenta para entendimento e otimização de sistemas de gestão existentes e na comparação destes com rotas alternativas. Além disso, a concentração dos estudos na Ásia e na Europa restringe as conclusões obtidas, podendo levar países fora destes eixos (em geral de menor renda) a priorizarem estratégias

equivocadas (MULYA *et al.*, 2022). Logo, o planejamento da gestão de RSU não pode ser feito de forma isolada: é fundamental que sejam considerados o contexto socioeconômico e as fontes de energia do local avaliado.

Conforme discutido no capítulo 2, o Brasil vem publicando estudos de ACV para gestão de resíduos com mais frequência desde 2017. Os artigos sugerem a integração de reciclagem, tratamento biológico e destinação final como o arranjo mais sustentável para os sistemas de gestão de RSU, concordando com o posicionamento internacional (IQBAL; LIU; CHEN, 2020; ISTRATE *et al.*, 2020). Porém, a maioria dos autores considerou taxas de segregação e tratamento muito acima da realidade brasileira e não deixou claro qual fração deve ser priorizada para tratamento. Para gestores municipais que estão iniciando a elaboração dos seus planos, estes pontos podem gerar ações precipitadas. Também foram identificadas lacunas quanto à análise de municípios com gestão de resíduos conjunta, presente em pelo menos um terço das cidades brasileiras (BRASIL., 2021), e ao uso da exergia como parâmetro de avaliação.

A nível global, a inclusão da exergia na ACV também é incipiente. Este tipo de análise está presente em apenas 3% dos estudos (IQBAL; LIU; CHEN, 2020), embora exista uma tendência de aproximar a gestão de resíduos do aproveitamento energético (MULYA *et al.*, 2022). A exergia pode ser utilizada para aprofundar uma ACV através da avaliação da eficiência no uso de recursos naturais e da identificação de oportunidades de conservação (CORNELISSEN; HIRS, 2002). Desta forma, todas as entradas e saídas de energia e materiais, inclusive recursos não-energéticos, são quantificadas e comparadas através da contabilização das exergias relacionadas (TANG *et al.*, 2020). O objetivo é reduzir a destruição de exergia e consequentemente aumentar a eficiência de processos e sistemas.

Ainda no capítulo 2 identificou-se a concentração de publicações na região Sudeste e em municípios de grande porte do Brasil. O Nordeste, foco deste trabalho, abriga quase 60 milhões de pessoas, e apresenta o pior índice de coleta e o segundo pior de destinação adequada de RSU do país (ABRELPE, 2022; IBGE, 2021). A região possui o menor índice de desenvolvimento humano municipal, o que se reflete na limitação financeira dos municípios para gerir seus resíduos adequadamente (IPEA, 2016). A transição da destinação atual, baseada em aterros sanitários, para aquela exigida pelas metas nacionais ocorre de forma mais lenta, o que pode comprometer também o atendimento das NDCs.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar configurações mais ambientalmente sustentáveis para um sistema de gestão de RSU através de uma ACV e de uma análise exérgica. O estudo de caso foi realizado no município de Garanhuns, no Nordeste do

Brasil, que recebe os resíduos gerados de outras seis cidades. São investigados os impactos ambientais e a demanda de exergia acumulada no panorama atual e em outros 12 cenários, elaborados considerando o Planares (BRASIL, 2022).

Visto que as características da gestão de RSU na região são semelhantes às dos demais países do BRICS e de outros países em desenvolvimento (CETRULO *et al.*, 2018; PAES *et al.*, 2020b), espera-se com este estudo contribuir para o planejamento de políticas públicas em escalas regional, nacional e global.

3.2 ESTUDO DE CASO

3.2.1 Caracterização do local

Garanhuns é um município que abriga 141 mil habitantes numa área de 459 km² no Agreste Meridional do estado de Pernambuco (IBGE, 2021) (Figura 7). A gestão de resíduos sólidos urbanos do município é feita pela Secretaria de Infraestrutura, Obras e Serviços Públicos. Todo o RSU produzido é destinado para o Aterro Sanitário de Garanhuns, localizado a cerca de 9 km do centro da cidade (Figura 8).

Figura 7 - Localização do município de Garanhuns/PE



Fonte: A autora (2023)

Além do RSU de Garanhuns, o aterro também recebe os resíduos gerados por outros seis municípios: Brejão, Caetés, Capoeiras, Correntes, Lagoa do Ouro e São João (Figura 9). O aterro foi fundado em 2004 e recebe, em média, 4.375 toneladas de RSU por mês. Para que a operação seja continuada, o aterro deverá passar por uma expansão nos próximos quatro anos.

O sistema de gestão de resíduos avaliado neste estudo foi aquele que atende os sete municípios que atualmente destinam o RSU gerado no Aterro Sanitário de Garanhuns,

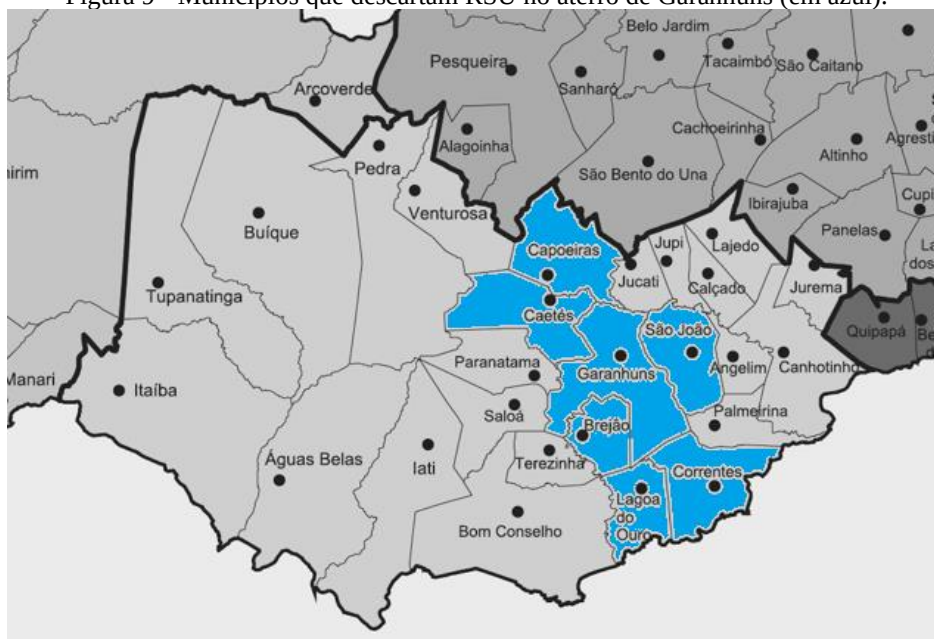
considerando sua operação atual e possíveis melhorias para a expansão prevista, conforme descrito a seguir.

Figura 8 - Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Garanhuns em 2020. Área para expansão destacada no tracejado azul.



Fonte: GOOGLE (2023)

Figura 9 - Municípios que descartam RSU no aterro de Garanhuns (em azul).

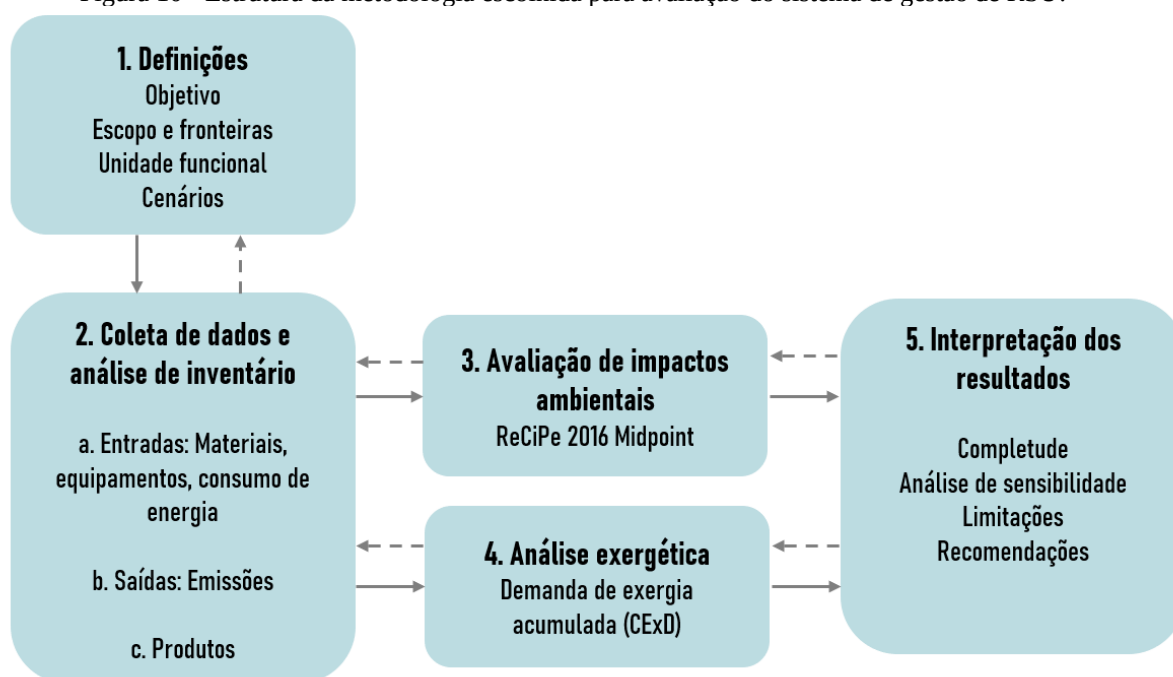


Fonte: Adaptado de Freitas e Santos (2011)

3.2.2 Metodologia

A ferramenta utilizada para análise do sistema de gestão de resíduos baseia-se na ACV, conforme as normas ABNT NBR 14.040:2009 e ABNT NBR 14.044:2009. Desta forma, são realizadas as seguintes etapas: definição de objetivo e escopo, coleta de dados e análise de inventário, avaliação de indicadores e interpretação dos resultados (Figura 10). A avaliação de indicadores contempla tanto os impactos ambientais quanto a análise exergética.

Figura 10 - Estrutura da metodologia escolhida para avaliação do sistema de gestão de RSU.



Fonte: A autora (2023)

a. Definições

O objetivo da ACV é identificar quais processos afetam significativamente o desempenho ambiental do sistema de gestão de RSU dos sete municípios atendidos pelo Aterro Sanitário de Garanhuns em 2023. De posse destas informações, serão analisadas alternativas de cenários futuros, visando compreender quais tecnologias citadas nas metas do Planares (anexo A) devem ser priorizadas para implementação de acordo com os potenciais de impacto.

o arranjo mais ambientalmente sustentável para o sistema de gestão de RSU

O escopo do estudo inclui as etapas de coleta, transporte, tratamento e destinação final do RSU sem levar em conta os impactos relacionados à produção e ao consumo dos materiais

eu dão origem aos resíduos. Os fluxos de entrada e saída do sistema foram dados em função da unidade funcional, aqui definida como 1 tonelada de RSU coletada.

A modelagem do sistema foi realizada no software EASETECH, que se destaca em relação às outras opções do mercado por ser voltado para sistemas de gestão de RSU, possibilitar a customização das frações dos fluxos de massa e das tecnologias de tratamento e ainda executar os cálculos com base nas propriedades dos resíduos de entrada (CLAVREUL *et al.*, 2014). A ACV seguiu os princípios da abordagem consequencial, ou seja, leva em consideração os efeitos da gestão de RSU nos mercados relacionados (Ex: produção de materiais recicláveis e geração de energia).

Os cenários avaliados neste estudo estão descritos na Tabela 3. Foram incluídas as tecnologias citadas pelo Planares.

Tabela 3 - Configurações do sistema de gestão de RSU comparadas através da avaliação de ciclo de vida ambiental e da análise exergética. FORSU: Fração orgânica do RSU, CDR: Combustível derivado de resíduo

Cenário	Descrição
Cenário base	Aterro sanitário de Garanhuns
Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final	a. Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade) b. Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) c. Incineração
Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU	a. Compostagem centralizada b. Compostagem descentralizada c. Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade) d. Digestão anaeróbia (biogás para biometano)
Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis	a. Reciclagem de papel e plástico b. Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal
Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento	a. Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal b. Planta de triagem e produção de CDR c. Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR

Fonte: A autora (2023)

O cenário Base reflete o sistema de gestão de RSU no ano de 2023. Os resíduos não passam por nenhum tipo de segregação prévia e, após a coleta e o transporte, são enviados para o Aterro Sanitário de Garanhuns.

Os demais cenários visam analisar a inclusão de outras tecnologias no sistema de gestão considerando o atendimento das metas estabelecidas pelo Planares para 2040.

No grupo 1, ainda sem incluir segregação de nenhuma fração do RSU, foi elaborado um modelo simulando a estrutura da futura expansão do Aterro Sanitário de Garanhuns, incluindo melhorias nos sistemas de coleta de gás e de lixiviado. Neste caso, são comparadas duas formas de utilização do gás de aterro coletado: a queima em motor estacionário para geração de eletricidade (considerada nas simulações dos grupos 2,3 e 4) e a purificação para inserção na rede como biometano. Esta hipótese pode ser utilizada visto que foi inaugurada em 2022 uma rede de gás natural no município de Garanhuns que poderia receber este biometano (PREFEITURA DE GARANHUNS, 2022). Este grupo contempla, ainda, a opção de uma planta de incineração com geração de energia elétrica, cuja localização seria a 5 km do aterro.

Para os cenários dos grupos 2 e 3 foi inserida uma unidade de triagem anexa ao aterro sanitário para recebimento dos resíduos antes de receberem algum tipo de tratamento. A unidade se baseia naquela descrita por Lima *et al.* (2019), que considera um sistema de segregação manual com auxílio de esteiras e enfardadeiras com consumo de 15 kWh e 0,7 litros de diesel por tonelada recebida. Foi assumida uma eficiência de 95% para a triagem (COELHO; LANGE, 2018).

Para atendimento da meta de recuperação de 13,5% do RSU em fração orgânica através de tratamento biológico nos cenários do grupo 2 (BRASIL, 2022), adotou-se um índice de segregação na fonte de 31,9% dos resíduos de alimento e 42,5% dos resíduos de madeira e jardinagem produzidos pelos municípios. Adicionalmente, foi inserido um triturador de madeira para possibilitar a degradação do material. As tecnologias incluídas são a compostagem e a digestão anaeróbia. No caso da compostagem, foram comparadas a opção centralizada (onde todos os resíduos permanecem sendo transportados para Garanhuns) e a descentralizada (cada município trata parte dos seus resíduos orgânicos).

Para os cenários do grupo 3, nos quais a prioridade é a reciclagem de resíduos secos, o índice de segregação na fonte é de 77,63%, para que se possa atingir a meta de recuperação de 20% em relação à massa total de RSU no cenário 3(b) (BRASIL, 2022). Também foi simulado um cenário considerando apenas a reciclagem de papel e plástico no 3(a), já que são as frações mais significativas na reciclagem (INSTITUTO PRAGMA, 2022). A mesma planta de triagem inicial foi empregada. Nestes casos, os resíduos recicláveis são enviados para a Região Metropolitana do Recife e os resíduos orgânicos são enviados para o aterro sanitário.

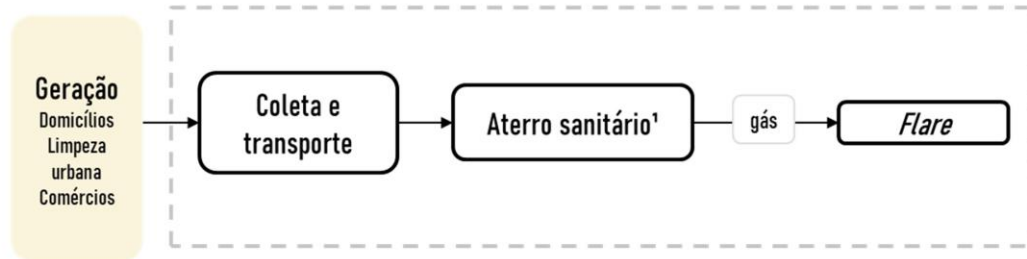
Por fim, nos cenários do grupo 4, a recuperação das frações orgânica e reciclável é integrada. O cenário 4(a) é uma junção dos cenários 2(b) e 3(b), ou seja, inclui a compostagem

descentralizada e a reciclagem de 13,5% e 20% do RSU, respectivamente. Para comparação, os cenários 4(b) e 4(c) contêm uma planta de triagem e tratamento mecânico com produção de combustível derivado de resíduo (CDR). A diferença é que, no cenário 4(c), o RSU enviado para esta planta já passou por segregação prévia de orgânicos e recicláveis conforme o 4(a). O modelo inclui a queima do CDR numa cimenteira e a substituição do coque de petróleo.

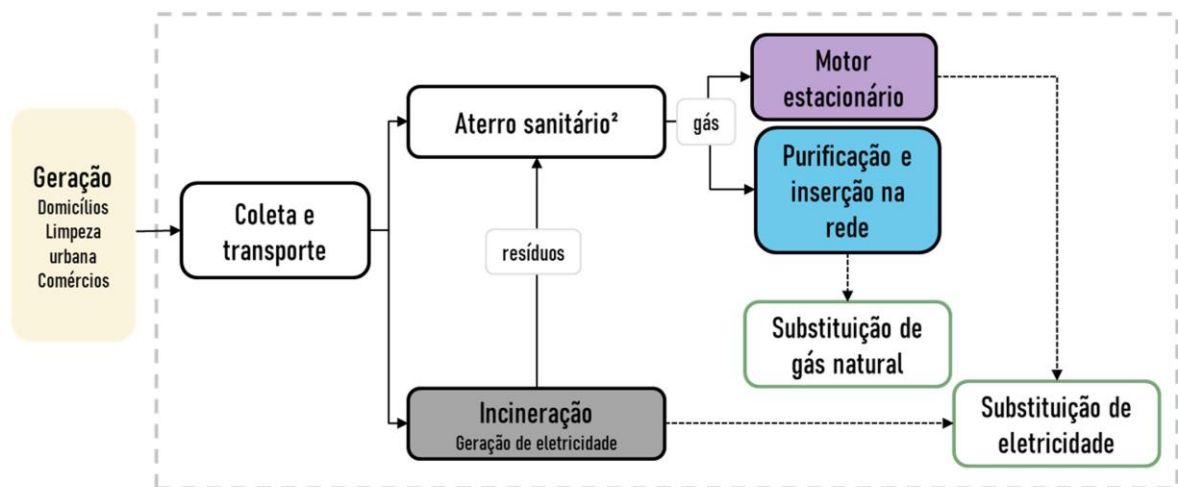
O transporte dos rejeitos das plantas de reciclagem para o aterro sanitário não está incluso em nenhum dos cenários. Os fluxos dos sistemas avaliados são apresentados na Figura 11. As Figuras A1-A13 (apêndice B) mostram a formação dos cenários no software EASETECH.

Figura 11 - Cenários avaliados na ACV por grupo. Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final, Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU, Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis, Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento.

Cenário base

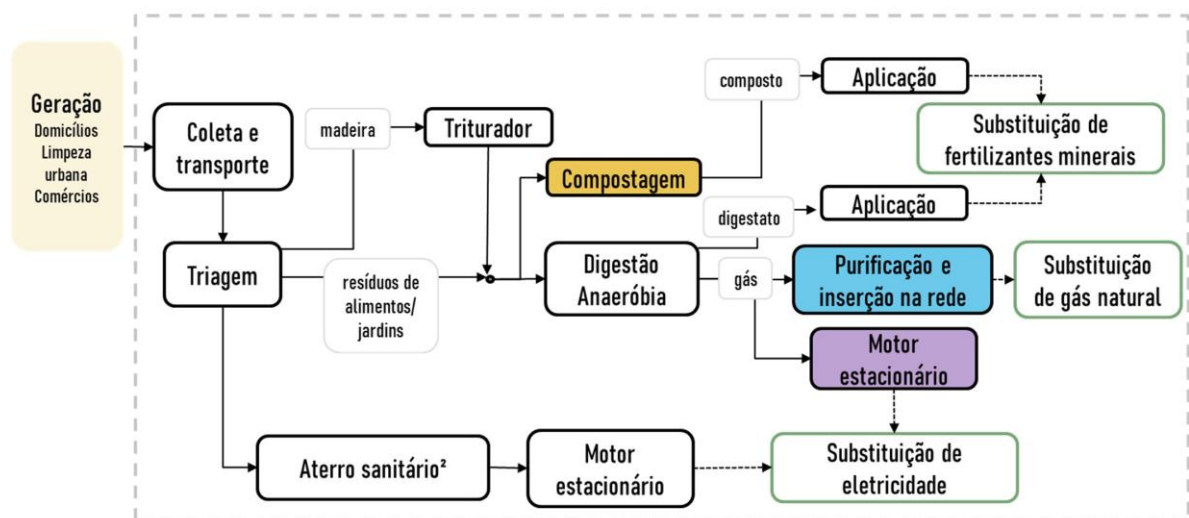


Grupo 1



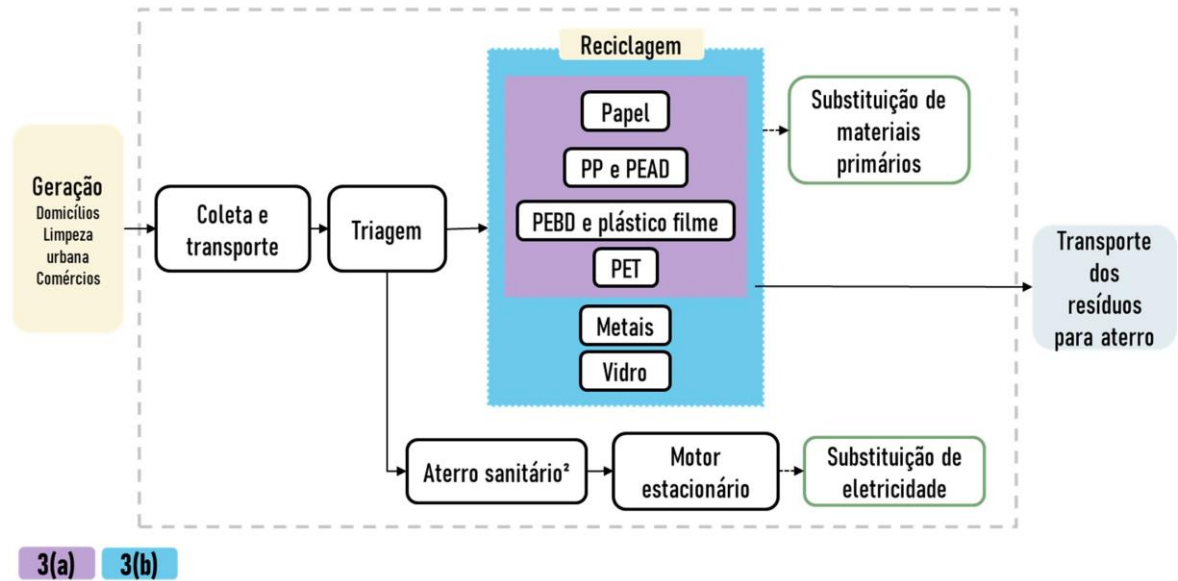
1(a) 1(b) 1(c)

Grupo 2

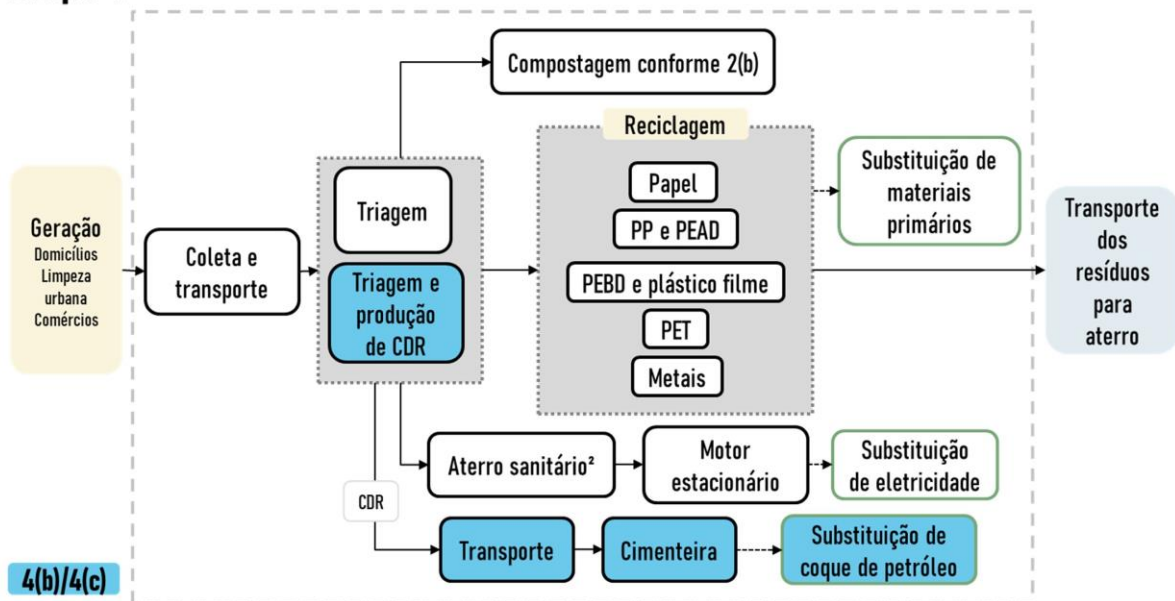


2(a) e 2(b) 2(c) 2(d)

Grupo 3



Grupo 4



¹Aterro sanitário de Garanhuns em 2023

²Modelo para expansão do aterro de Garanhuns



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

b. Coleta de dados e análise de inventário

Os dados relacionados às etapas de coleta e transporte de RSU e à operação do Aterro Sanitário de Garanhuns foram obtidas através de visitas in loco e consultas aos funcionários envolvidos. Para os cenários futuros (grupos 1 a 4), os parâmetros necessários para a simulação foram obtidos da literatura. Quando necessário, foram empregados inventários de materiais disponíveis no banco de dados do Ecoinvent v.3.8, modelo '*Allocation at the point of substitution*' (WERNET *et al.*, 2016). As emissões relacionadas aos bens de capital não foram contabilizadas, visto que não afetam significativamente os resultados finais (BROGAARD; RIBER; CHRISTENSEN, 2013; BROGAARD *et al.*, 2013, 2015; MARTÍNEZ-BLANCO *et al.*, 2010). O detalhamento de etapa é dado a seguir.

Geração e composição do RSU

O quantitativo entregue ao Aterro Sanitário de Garanhuns por cada município para o período de novembro de 2022 a abril de 2023 é apresentado na Tabela 4. Os dados de composição gravimétrica média do RSU basearam-se no estudo de Melo (2015), realizado no agreste de Pernambuco. Visto que não foram encontradas referências bibliográficas brasileiras, foram utilizados os dados de caracterização físico-química de cada fração do RSU fornecidos por Riber *et al.* (2009) e Gotze *et al.* (2016) (Tabela 5). As principais características dos resíduos misturados são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 4 - Entrega (em toneladas) de RSU dos sete municípios que destinam para o Aterro Sanitário de Garanhuns entre novembro de 2022 e abril de 2023.

Município	Distância para aterro (km)	Entrega (ton)	Participação
Brejão	30,90	492,34	1,88%
Caetés	12,80	941,75	3,59%
Capoeiras	18,70	885,10	3,37%
Correntes	53,90	822,53	3,13%
Garanhuns	8,90	20922,76	79,70%
Lagoa do Ouro	43,60	862,09	3,28%
São João	22,50	1325,07	5,05%
Total		26251,64	

Fonte: A autora (2023)

Tabela 5 - Composição gravimétrica do RSU inserido nas simulações do estudo de caso.

Frações	Participação¹ (%)	Fonte da composição físico-química
Resíduos de alimento	31,58	[2]
Sanitários	13,24	[3]
Plástico filme	8,51	[3]
Papel/cartão	6,48	[2]
Plástico rígido (PEAD, PP, PVC)	6,35	[3]
Têxteis	6,08	[3]
Madeira/coco	5,90	[3]
Outros (combustíveis)	5,41	[3]
Outros (não-combustíveis)	5,41	[3]
Resíduos de jardim	2,20	[2]
Plástico PET	2,08	[3]
Compósitos	2,02	[2]
Outros resíduos de plástico	1,74	[3]
Vidro	1,18	[2]
Metal	1,16	[2]
Resíduos perigosos	0,66	[3]

PEAD: Polietileno de alta densidade; PP: Polipropileno; PVC: Policloreto de vinila; PET: politereftalato de etileno.

Fontes: [1] Melo (2015); [2] Gotze *et al.* (2016); [3] Riber *et al.* (2009)

Tabela 6 - Características do RSU utilizado nas simulações do estudo de caso. MS: Massa seca. PCI: Poder calorífico inferior

Característica	Valor
Umidade (kg/ton RSU)	366,5
Carbono fóssil (kg C/ton RSU)	165,3
Carbono biogênico (kg C/ton RSU)	172,1
PCI, base úmida (MJ/kg RSU)	13,0
PCI, base seca (MJ/kg MS)	21,9

Fonte: A autora (2023)

Coleta e transporte de resíduos

O consumo do veículo durante a etapa de coleta é em função da massa inserida no caminhão, enquanto o do transporte depende também da distância percorrida. De acordo com a empresa que gere a coleta em Garanhuns (LOCAR), o consumo médio para a coleta é de 3,73 litros/tonelada de RSU. Este valor também foi considerado para os outros seis municípios, com uso de caminhão compactador de 10 toneladas de peso bruto. Para o transporte de RSU e de orgânicos foi adotado $0,2 \cdot (\text{distância})$ litros/tonelada de RSU e para o transporte de recicláveis e do CDR utilizou-se $0,17 \cdot (\text{distância})$ litros/tonelada de RSU (LARSEN *et al.*, 2009). As emissões dos caminhões consideram que eles atendem o Proconve P7 (equivalente a Euro V), com exigências para veículos fabricados a partir de 2012 (BRASIL, 2008).

Aterro sanitário

De acordo com os funcionários, o Aterro Sanitário de Garanhuns consome, em média, 0,86 l de diesel/tonelada de RSU em uma retroescavadeira, um caminhão e um trator para compactação. Estima-se que o consumo de energia elétrica seja de aproximadamente 0,149 kWh/tonelada de RSU. Estes valores são próximos dos utilizados por Mendes, Aramaki e Hanaki (2004) (Tabela 2).

O gás produzido é queimado em *flares* diariamente, sem nenhum tipo de aproveitamento energético, e o lixiviado produzido é tratado por um sistema de lagoas de estabilização. Não há dados de medição disponíveis das quantidades de gás e lixiviado produzidos.

A fim de estimar o volume de gás gerado, foram inseridas no software as constantes de decaimento para cada fração dos resíduos de acordo com o modelo do IPCC (IPCC, 2019). Para isso, foram consideradas as condições climáticas do município de Garanhuns, ou seja, temperatura média acima dos 20°C e precipitação anual inferior a 1000 mm. O programa realiza o cálculo da proporção de metano e dióxido de carbono no gás a partir da composição elementar dos resíduos de entrada (DAMGAARD *et al.*, 2021). Foram adicionados ainda traços de outros gases conforme Duan, Scheutz e Kjeldsen (2021).

Para cálculo da geração de chorume considerou-se que o aterro está localizado em uma área de média precipitação e altas temperaturas, gerando uma infiltração estimada de 300 mm/ano (OLESEN; DAMGAARD, 2014). Também foram inseridos os parâmetros de altura da camada de resíduos (7 m) e densidade (0,7 t/m³).

Dados de composição de lixiviado em aterros brasileiros estão disponíveis em Gomes (2009), porém, não são informadas as variações de acordo com o tempo de decomposição dos resíduos. Como os dados fornecidos por Olesen e Damgaard (2014) são semelhantes aos brasileiros, além de considerarem o comportamento no tempo e mais tipos de substâncias, estes últimos foram inseridos no modelo. As eficiências de remoção adotadas para o tratamento biológico do lixiviado através de lagoas de estabilização são apresentadas na Tabela 7.

Com base no depoimento dos funcionários do aterro, foram adotadas as taxas de coleta e oxidação do gás de aterro informadas por Olesen e Damgaard (2014) para um aterro com controle limitado. Visto que o Aterro Sanitário de Garanhuns deverá passar por uma expansão, foi elaborado um modelo considerando um melhor desempenho destes sistemas e o aproveitamento energético do gás. As características dos sistemas de coleta de gás e de lixiviado encontram-se na Tabela 8.

Tabela 7 - Eficiência de remoção por substância para o sistema biológico de tratamento de lixiviado do aterro.
BOD: Demanda biológica de oxigênio, COD: Demanda química de oxigênio.

Substância	Eficiência de remoção (%)	Fonte
DBO	85	[1,2]
DQO	80	[1]
NH ₃	50	[1]
PO ₄	80	[2]
Cd	31	[2]
Cr	35	[2]
Cu	36	[2]
Ni	16	[2]
Pb	43	[2]
Zn	64	[2]

Fonte: [1] Von Sperling (1996); [2] Maia *et al.* (2015)

O tipo de aproveitamento dado ao gás produzido no aterro varia para cada cenário analisado. As eficiências de degradação dos gases emitidos inseridos no *flare* e nos motores de combustão interna (cenários 1(a) e 1(b) respectivamente) foram de acordo com Olesen e Damgaard (2014). A eficiência de geração elétrica dos motores é de 35% (HAKAWATI *et al.*, 2017) e considera-se que o que é gerado é inserido na rede, em substituição ao que é fornecido pelo sistema elétrico local.

Tabela 8 - Parâmetros empregados para a simulação do aterro sanitário (em percentual).

Processo	Cenário base	Cenários futuros (grupos 1 a 4)	Unidade	Fonte
Eficiência da coleta de gás				
Ano 0-5	30	35	% do gás gerado	[1]
Ano 6-15	45	65	% do gás gerado	[1]
Ano 16-55	55	75	% do gás gerado	[1]
Ano 56-100	0	0	% do gás gerado	[1]
Oxidação do CH ₄				
Cobertura diária	10	10	% do gás não coletado	[1]
Cobertura intermediária	10	20	% do gás não coletado	[1]
Cobertura final	18	36	% do gás não coletado	[1]
Gás tratado em <i>flare</i> /gerador	98	98	% do gás coletado	[2]
Eficiência da coleta de lixiviado				
Ano 0-30	90	90	% lixiviado gerado	[3]
Ano 31-100	50	50	% lixiviado gerado	[3]
Sequestro de carbono	100	100	% carbono biogênico	[1]

Fontes: [1] Olesen e Damgaard (2014); [2] Lima *et al.* (2018b) [3] Bernstad Saraiva, Souza e Valle (2017)

Já quando o gás é purificado e injetado na rede como biometano (cenário 1(b)), substitui a utilização do gás natural em processos industriais. Neste caso, o consumo de eletricidade e a eficiência do processo de purificação do gás são de 0,26 kWh/Nm³ tratado e de 99% (GRUPO AB, 2022), respectivamente. Uma perda de 2% é assumida na distribuição.

De acordo com IPCC (2006c), parte do carbono presente nos resíduos é armazenado no local de disposição final por longos períodos, já que alguns materiais decaem muito lentamente (como papel e madeira). De 35% a 95% do carbono biogênico pode ser recalcitrante e permanecer armazenado (DE LA CRUZ; CHANTON; BARLAZ, 2013). No Brasil, apenas quatro dos dezoito trabalhos identificados no capítulo 2 deixaram claro de que forma trataram este armazenamento no aterro (BERNSTAD SARAIVA; SOUZA; VALLE, 2017; LIMA *et al.*, 2018, 2019, 2021). Visto que este fator pode ter um efeito significativo nos resultados da ACV (TURNER; WILLIAMS; KEMP, 2016; ZIEGLER-RODRIGUEZ *et al.*, 2019), foi considerado neste estudo que o carbono biogênico que permanece não degradado no aterro após o horizonte de tempo selecionado (100 anos) é creditado como CO₂ (CHRISTENSEN *et al.*, 2009; TONINI *et al.*, 2018).

Incineração

Ainda avaliando o tratamento do RSU sem separação prévia, foi considerada uma planta de incineração no cenário 1(d). A tecnologia utilizada na simulação foi do sistema de grades

móveis com um sistema de tratamento de gases por via semi-seca. As emissões dependentes da composição do RSU foram calculadas a partir da biblioteca do próprio software. Foi assumido que todo o carbono fóssil contido no material foi emitido para a atmosfera. Já os consumos e emissões inerentes ao tipo de sistema foram obtidos de Bisinella *et al.* (2021), assim como a eficiência para geração de energia elétrica (30%). Todo o resíduo do processo é enviado para o aterro sanitário.

Pátio de compostagem

Após coleta seletiva e separação prévia na unidade de triagem, os resíduos direcionados para o pátio de compostagem possuem as características descritas na Tabela 9. O processo de compostagem ocorre em local aberto, através de leiras. Tanto o teor de umidade quanto a razão C/N dos resíduos orgânicos encontram-se dentro dos valores necessários para que a degradação da matéria orgânica ocorra da maneira adequada (AWASTHI *et al.*, 2016).

Tabela 9 - Características dos resíduos ao entrar no pátio de compostagem. MS: massa seca.

Parâmetro	Quantidade
Resíduos de alimento (%)	74,53
Madeira/coco (%)	18,55
Resíduos de jardim (%)	6,92
Umidade (%)	60,66
Teor de carbono (%MS)	48,44
Teor de nitrogênio (%MS)	1,98
Razão C/N	24,51

Fonte: A autora (2023)

Os consumos e os índices de degradação adotados para o cenário 2(a) encontram-se na Tabela 10. As emissões durante a compostagem decorrentes da degradação do carbono resultam em 97,6% CO₂, 2,1% CH₄ e 0,3% CO, enquanto as do nitrogênio são convertidas em 78% NH₃ e 23% N₂O (ANDERSEN *et al.*, 2010). O composto produzido possui 41% de umidade e razão C/N de 15,86, atendendo os requisitos mínimos nacionais (BRASIL, 2020b). Após o processo de compostagem, foi assumido que 2% do produto é desprezado durante a peneiração. Para cada quilo de resíduo orgânico entrando no pátio após a triagem são produzidos 0,33 quilos de composto orgânico. O cenário inclui ainda distribuição do composto orgânico no solo com o uso de um trator a diesel. Os resíduos orgânicos e inorgânicos que não vão para a compostagem, as sacolas retiradas na triagem e os resíduos da peneiração são todos enviados para aterro

sanitário (cenário 1(a)). Tomou-se como premissa que o pátio está localizado no mesmo local do aterro, e por isso, não foi inserido na simulação o transporte dos resíduos entre os dois.

Tabela 10 - Parâmetros empregados para a simulação do pátio de compostagem. Valores em função da quantidade (em kg) de resíduo que entra no pátio.

Parâmetro	Quantidade	Fonte
Pré-tratamento (kWh/kg)	1,50E-02	[1]
Triturador de madeira (l diesel/kg)	5,10E-04	[2]
Degradação (%)		
Água	77,10	[3]
Sólidos voláteis	58,60	[3]
Energia	58,60	[3]
Carbono	58,60	[3]
Nitrogênio	36,10	[3]
Consumos no pátio		
Energia elétrica (kWh/kg)	1,07E-03	[4]
Retroescavadeira (l diesel/kg)	2,90E-04	[4]
Concreto (kg/kg)	3,70E-03	[4]
Aplicação do composto orgânico (l diesel/kg)	4,20E-04	[5]
Aplicação do fertilizante mineral (l diesel/kg)	1,00E-02	[5]

Fonte: [1] Lima *et al.* (2018b); [2] Lippel (2022) [3] Gavilanes-Terán *et al.* (2016) [4] Reis (2021) [5] Bernstad e la Cour Jansen (2011)

Por fim, considerou-se que o composto orgânico substitui o uso de fertilizantes minerais, de forma que as emissões relacionadas à produção e aplicação destes insumos são evitadas. Os inventários dos fertilizantes minerais representam médias brasileiras obtidas para produção de cada um deles na base do Ecoinvent (Tabela 11). Os dados de distribuição de nitrogênio, fósforo e potássio no ar e no solo após a aplicação do composto orgânico e do fertilizante mineral são aqueles fornecidos pelo software para solo de textura arenosa.

Tabela 11 - Quantidades de fertilizantes inorgânicos substituídos pelo composto produzido e respectivos inventários.

Insumo	Quantidade	Inventários
Fertilizante inorgânico N (kg/kg N)	1,00	<i>Market for inorganic nitrogen fertilizer, as N, BR</i>
Fertilizante inorgânico P ₂ O ₅ (kg/kg P)	2,27	<i>Market for inorganic phosphorus fertilizer, as P₂O₅, BR</i>
Fertilizante inorgânico K ₂ O (kg/kg K)	1,20	<i>Market for inorganic potassium fertilizer, as K₂O, BR</i>

Fonte: A autora (2023)

Digestão anaeróbia

Os resíduos orgânicos empregados para simulação da digestão anaeróbia possuem as características da Tabela 9. Não foi necessário adequar a razão C/N do material de entrada, visto que já se encontra entre 20 e 30 conforme recomendado (ROCAMORA *et al.*, 2020). Porém, foi ajustada a umidade de 60,66% para 75% com adição de água potável.

A tecnologia empregada é a biodigestão seca na faixa mesofílica, escolhida por ser mais adequada para o tratamento da fração orgânica do RSU (FORSU) devido a sua maior estabilidade e robustez, menor consumo energético, menor geração de efluentes líquidos e menor demanda de água se comparada aos processos úmidos (BRASIL, 2015). Os parâmetros utilizados para a simulação basearam-se no reator Valorga, que consome 25% da eletricidade que produz e cujo biogás contém 56% de metano (BRASIL, 2015). Também foi inserido consumo de diesel em retroescavadeira (Tabela 12).

Tabela 12 - Parâmetros empregados para a simulação do sistema de digestão anaeróbia.

Parâmetro	Consumo	Fonte
Pré-tratamento (kWh/kg)	1,50E-02	[1]
Triturador de madeira (l diesel/kg)	5,10E-04	[2]
Consumos no sistema de biodigestão ¹		
Energia elétrica (kWh/kg)	3,09E-02	[3]
Retroescavadeira (l diesel/kg)	1,50E-03	[1]
Teor de metano no biogás (%)	56,00	[3]
Aplicação do digestato (l diesel/kg)	5,50E-04	[4]
Aplicação do fertilizante mineral (l diesel/kg)	1,00E-02	[4]

Fonte: [1] Lima *et al.* (2018b); [2] Lippel (2022) [3] Brasil (2015) [4] Bernstad e la Cour Jansen (2011).

¹Valores em relação à massa que entra no biodigestor, com 75% de umidade.

O programa calcula a produção de biogás a partir do teor de carbono biogênico presente no material e do teor de metano esperado. Após a biodigestão, foi assumida uma perda de 2% do biogás produzido para a atmosfera. Para cada quilo de material que entra no reator são produzidos 0,094 m³ de biogás. O outro produto do biodigestor, o digestato, é direcionado para aplicação direta em solo de textura arenosa, sendo utilizado um trator a diesel. Os dados de distribuição de nitrogênio, fósforo e potássio no ar e no solo após a aplicação do digestato e do fertilizante mineral substituído são aqueles fornecidos pelo software para este tipo de solo. Os fertilizantes minerais evitados são os mesmos descritos na Tabela 16.

Os resíduos orgânicos e inorgânicos que não vão para o biodigestor e as sacolas retiradas na triagem são todos enviados para aterro sanitário (cenário 1(a)). Tomou-se como premissa que o biodigestor está localizado no mesmo local do aterro, e por isso, não foi inserido na simulação o transporte dos resíduos entre os dois.

O tipo de aproveitamento dado ao biogás produzido no biodigestor varia para cada cenário analisado. Para o cenário 2(c), em que se utiliza o biogás para produzir eletricidade em motores estacionários, a eficiência de geração elétrica é de 35% (HAKAWATI *et al.*, 2017). As emissões decorrentes desta queima foram obtidas de Nielsen, Nielsen e Plejdrup (2015). Considera-se que o que é gerado (0,195 kWh/kg de FORSU) é inserido na rede, em substituição ao que é fornecido pelo sistema brasileiro.

Para o cenário 2(d), em que o biogás é purificado e injetado na rede como biometano, foram considerados os mesmos parâmetros utilizados para o gás de aterro: o consumo de eletricidade e a eficiência do processo de purificação do biogás são de 0,26 kWh/Nm³ tratado e de 99% (GRUPO AB, 2022), respectivamente, e uma perda de 2% é assumida na distribuição.

Reciclagem

No cenário 3(a) foram incluídas as reciclagens das frações de papel/cartão e plástico (plástico rígido, plástico filme e plástico PET), por representarem a maior parte dos resíduos recuperados no Brasil entre 2010 e 2018 (BRASIL, 2022). Já o 3(b) contempla também vidro e metal. Somadas, estas frações representam 25,76% do RSU gerados (Tabela 5).

As indústrias que recebem o material para reciclagem encontram-se na Região Metropolitana do Recife, a 230 km de distância da unidade de triagem, conforme Pernambuco (2018). Não foram incluídas as emissões decorrentes do transporte dos resíduos das plantas de reciclagem para a destinação final.

A avaliação do processo de reciclagem foi feita utilizando-se dois fatores: a eficiência técnica da transformação e a eficiência de substituição no mercado, ou seja, o quanto o material secundário (produzido a partir da reciclagem dos resíduos) consegue evitar o consumo de material primário (RIGAMONTI; GROSSO; GIUGLIANO, 2010). Os inventários destes materiais substituídos foram obtidos na base do Ecoinvent. Tanto as eficiências adotadas para cada tipo de material quanto os módulos do Ecoinvent utilizados estão descritos na Tabela 13.

Reciclagem de papel

O desempenho do módulo de reciclagem de papel depende fortemente das tecnologias consideradas na simulação para produção do papel virgem que será substituído e para o reprocessamento (MERRILD; DAMGAARD; CHRISTENSEN, 2008), porém, não foram encontrados dados recentes de inventários de plantas de reciclagem de papel na literatura. Estudos como os de Brogaard et al. (2014) e Wang, Templer e Murphy (2012) basearam-se principalmente em trabalhos realizados até 2005. Os dados adotados para simulação da planta de reciclagem de papel foram os publicados por Frees et al. (2005) devido ao nível de detalhamento, apesar deste estudo considerar que parte da energia do processo seja proveniente de carvão. Atualmente, menos de 1% da energia utilizada no setor de papel e celulose no Brasil é proveniente desta fonte (EPE, 2022). Os resíduos de papel são utilizados para fabricação de papelão ondulado.

Reciclagem de plásticos

Há dois principais tipos de plásticos: os termofixos, que como o nome já diz, passam por apenas um ciclo de processamento, e os termoplásticos, que podem ser reprocessados várias vezes (CEMPRE, 2018). Estes últimos representam 80% do total consumido no Brasil e incluem diversos subtipos de plásticos. Para as simulações deste estudo, os materiais termoplásticos presentes nos RSU foram divididos em plástico rígido, plástico filme e o plástico politereftalato de etileno (PET). O plástico rígido inclui os resíduos feitos a partir de polipropileno (PP) com 54%, polietileno de alta densidade (PEAD) com 40,4% e policloreto de vinila (PVC) com 5,6%; porém, a reciclagem deste último não foi considerada. Já o plástico filme inclui também o polietileno de baixa densidade (PEBD) com 19,71% (MELO, 2015). Diferentemente do que ocorre na reciclagem dos metais e do vidro, a eficiência de substituição dos plásticos não é de 100% devido às mudanças nas propriedades destes materiais a cada reprocessamento.

Tabela 13 - Parâmetros utilizados para avaliação da reciclagem de cada tipo de material.

Tipo de material	Eficiência de transformação	Fonte	Eficiência de substituição	Fonte	Inventário do material substituído
Papel/cartão	91%	Frees et al. (2005)	80%	Frees et al. (2005)	<i>Market for containerboard, linerboard, RoW</i>
Plástico rígido - PP	79%	Faraca e Astrup (2019)	94%	Rigamonti et al. (2020)	<i>Polypropylene production, granulate, RoW</i>
Plástico rígido - PEAD	73%	Faraca e Astrup (2019)	75%	Rigamonti et al. (2020)	<i>Polyethylene production, high density, granulate, RoW</i>
Plástico filme e PEBD	71%	Faraca e Astrup (2019)	50%	Rigamonti et al. (2014)	<i>Polyethylene production, low density, granulate, RoW</i>
Plástico PET	80%	Faraca e Astrup (2019)	81%	Rigamonti et al. (2014)	<i>Polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous, RoW</i>
Metais ferrosos (aço e ferro)	91,5%	Bowyer et al. (2015)	100%	Rigamonti, Grosso e Giugliano (2010)	<i>Steel production, converter, low-alloyed, RoW</i>
Metais não ferrosos (alumínio)	93%	Rigamonti, Grosso e Giugliano (2009)	100%	Rigamonti, Grosso e Giugliano (2010)	<i>Aluminium production, primary, ingot, RoW</i>
Vidro	100%	Rigamonti, Grosso e Giugliano (2009)	100%	Rigamonti, Grosso e Giugliano (2010)	<i>Packaging glass production, white, RoW</i>

PP: Polipropileno; PEAD: Polietileno de alta densidade; PEBD: Polietileno de baixa densidade; PET: politereftalato de etileno.

Fonte: A autora (2023)

Reciclagem de metal

Os metais podem ser divididos em dois grupos: ferrosos (como aço e ferro fundido) e não ferrosos (como alumínio, cobre e metais pesados). A reciclagem é uma característica inerente a estes materiais já que podem ser reutilizados repetidas vezes, minimizando os custos com mineração e processamento. Para a simulação, considerou-se que 79% do metal que chega à destinação final é do grupo dos ferrosos (aço e ferro) e 21% dos não ferrosos (alumínio) (COELHO; LANGE, 2018).

O processo de reciclagem simulado para os metais ferrosos foi o de forno elétrico a arco (FEA). Esta escolha deu-se devido à possibilidade de utilização de até 100% de sucata como matéria-prima, além de se basear no consumo de eletricidade e ser menos intensiva energeticamente que a rota mais utilizada de produção, em fornos a oxigênio. Este tipo de sistema foi responsável por 23,6% da produção de aço no Brasil em 2021 (WORLD STEEL ASSOCIATION, 2022). O seu consumo de eletricidade estimado foi de 1,5 GJ por tonelada de aço produzida (HE; WANG, 2017), com uma perda de 8,5% de massa relacionada aos resíduos do processo (BOWYER, 2015). As emissões foram obtidas de Rigamonti, Grosso e Giugliano (2009).

Já para o alumínio, considerou-se a reciclagem em forno rotativo com 7% de perda da massa de entrada devido às impurezas. Assim como ocorre com a perda de metal ferroso, o programa considera que estes rejeitos são enviados para aterro sanitário. Esta eficiência técnica, o consumo de energia elétrica e gás natural e as emissões do processo foram obtidas de Rigamonti, Grosso e Giugliano (2009).

Para ambos os materiais, foi adotada uma eficiência de substituição de 100%, o que significa que o material secundário produzido substitui integralmente o material primário no mercado (RIGAMONTI; GROSSO; GIUGLIANO, 2010).

Reciclagem de vidro

A reciclagem de vidro se baseia principalmente na transformação de embalagens de alimentos e bebidas. Além de possibilitar 100% de reaproveitamento do resíduo, o reprocessamento também reduz o consumo de energia e água na produção do material primário. Entretanto, o Brasil ainda enfrenta baixos índices por diversos fatores, incluindo a falta de um sistema de coleta organizado e a dificuldade de lucro para as indústrias (FERNANDES, 2023).

Para a simulação, considerou-se que o forno é abastecido por óleo combustível e que o vidro reciclado é empregado na fabricação de novas embalagens.

Produção de CDR

A simulação da planta de triagem e produção de CDR no grupo 4 de cenários baseou-se nas instalações descritas por Grzesik e Malinowski (2017). Os resíduos passam inicialmente por triagem magnética e manual para separação dos recicláveis (cerca de 5% da massa de entrada). Em seguida, o material passa por trituração e peneiras trommel, quando é extraída a fração orgânica direcionada para o mesmo sistema de compostagem descrito anteriormente. O restante passa por um separador de ar, que separa os resíduos em dois grupos: a fração pesada é destinada para o aterro sanitário e a fração leve é utilizada para produção de CDR. As eficiências de recuperação adotadas para os materiais recicláveis encontram-se na Tabela 14.

Tabela 14 -Eficiências de recuperação por tipo de material recuperado na planta de triagem e produção de CDR. Percentual se refere à massa recuperada em relação à massa de entrada.

Tipo de material	Eficiência de recuperação
Papel/cartão	5%
Plástico rígido - PP	20%
Plástico rígido - PEAD	20%
Plástico filme + PEBD	20%
Plástico PET	50%
Metais ferrosos (aço e ferro)	90%
Metais não ferrosos (alumínio)	90%
Vidro	5%

Fonte: A autora (2023)

No cenário 4(b), a planta recebe o RSU sem segregação logo após a coleta e o transporte. Tomou-se como premissa que ela está localizada no mesmo local do aterro. No cenário 4(c), considerou-se a segregação prévia de parte dos orgânicos e dos recicláveis, incluindo a compostagem descentralizada e a reciclagem para tratamento destas frações, antes de entrarem na planta de triagem. O CDR produzido em cada um destes cenários teve as características

apresentadas na Tabela 15. Ele é enviado para a cimenteira localizada no município de Carnaíba, a 236 km de Garanhuns.

Tabela 15 - Características do CDR produzido a partir do RSU na planta simulada.

Característica	Cenário 4(b)	Cenário 4(c)
Umidade (kg/ton CDR)	276,14	300,00
Carbono fóssil (kg C/ton CDR)	219,54	153,41
Carbono biogênico (kg C/ton CDR)	197,41	227,64
PCI, base úmida (MJ/ton CDR)	16,77	14,80

4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

Foi adotado que todo o carbono fóssil presente no CDR transforma-se em CO₂ durante a combustão. As demais substâncias emitidas foram obtidas de Güereca, Torres e Juárez-López (2015) (Tabela 16).

Tabela 16 - Fatores de emissão do CDR durante queima em cimenteira (kg/kg de combustível).

Substância	Emissão
SO ₂	2,55E-03
NO _x	7,06E-03
Cd	6,26E-09
Hg	5,00E-06
Tl	7,32E-09
Sb	4,77E-07
As	5,04E-08
Ni	1,02E-07
Pb	1,39E-06
Cr	8,37E-07

Fonte: Güereca, Torres e Juárez-López (2015)

Processos secundários: insumos energéticos

A seguir são descritos os dados empregados para obtenção dos inventários dos insumos energéticos consumidos e/ou substituídos nos sistemas descritos anteriormente.

Foi criado um módulo para representar a energia elétrica consumida no Nordeste do Brasil. De acordo com dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), em 2022 a região gerou o suficiente para consumo e exportação, o que também foi assumido para 2023 (ONS, 2023). A composição da matriz é formada pelas fontes eólica (55,9%), hidráulica

(32,7%), solar (7,0%) e térmica (4,4%). A partir da base de dados do Ecoinvent, foram obtidos inventários para cada tipo de fonte, resultando num módulo com impacto de 0,087 kg CO₂eq/kWh para aquecimento global. Ao calcular o mesmo índice para a matriz elétrica brasileira a partir do último Balanço Energético Nacional divulgado em 2022, foi encontrado o valor de 0,233 kg CO₂eq/kWh, quase três vezes maior (EPE, 2022).

Para inserção do diesel no programa considerou-se o banco de dados já disponível no Ecoinvent para o Brasil (*Market for diesel, BR*), que contempla a produção e o transporte do combustível consumido no país. É importante ressaltar que além destas emissões, o programa também considera o que é gerado na combustão do diesel nos veículos, conforme descrito em 3.2.2.b.

Nos cenários em que há a purificação do biogás para substituição do gás natural (1(b) e 2(d)), a inserção do biometano na rede evita as emissões geradas nas etapas de produção, transporte e queima do combustível fóssil na indústria para produção de calor. Os dados referentes à estas emissões foram obtidas do Ecoinvent (*Market for natural gas, high pressure, BR*) e de Nielsen, Nielsen e Plejdrup (2015).

Tabela 17 - Fatores de emissão do CDR e do coque de petróleo durante queima em cimenteira (kg/kg de combustível).

Substância	Coque de petróleo
SO ₂	5,21E-03
NO _x	1,44E-02
Cd	1,28E-08
Hg	1,02E-05
Tl	1,49E-08
Sb	9,74E-07
As	1,03E-07
Ni	2,08E-07
Pb	2,84E-06
Cr	1,71E-06

Fonte: Güereca, Torres e Juárez-López (2015)

Por fim, foram inseridas as emissões relacionadas à produção e ao uso do coque de petróleo, que é substituído por CDR nos cenários 4(b) e 4(c). As emissões relacionadas à produção do coque foram obtidas no Ecoinvent (*Petroleum coke production, petroleum refinery operation, RoW*). O CO₂ emitido na queima para fabricação do cimento foi calculado a partir do percentual de carbono em massa presente no combustível, neste caso, de 84% (PETROBRAS, 2019). As outras substâncias foram obtidas de Güereca, Torres e Juárez-López

(2015) (Tabela 17). A massa de coque de petróleo substituída foi calculada utilizando-se o poder calorífico inferior (PCI) do CDR fornecida pelo programa a partir da sua composição gravimétrica (Tabela 15) e o PCI do coque (35,1 MJ/kg) (ANP, 2022).

c. Avaliação de indicadores

Avaliação de ciclo de vida ambiental

O modelo de caracterização aplicado para de avaliação de impactos ambientais foi o ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS *et al.*, 2016), através das seguintes categorias de impacto intermediárias (*midpoint*): Mudanças climáticas, Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce e Toxicidade humana (Tabela 18). A escolha por estas categorias baseou-se na frequência de utilização identificada no capítulo 2 (2.3.4). Foi utilizada a perspectiva hierárquica, ou seja, num horizonte de tempo de 100 anos.

Tabela 18 - Categorias selecionadas para avaliação no método ReCiPe. DCB: diclorobenzeno.

Categoria de impacto	Fator de caracterização	Sigla	Unidade
Mudanças climáticas	Potencial de aquecimento global	PAG	kg CO ₂ para o ar
Acidificação terrestre	Potencial de acidificação terrestre	PA	kg SO ₂ para o ar
Eutrofização de água doce	Potencial de eutrofização de água doce	PE	kg P para água doce
Toxicidade humana: cancerígena	Potencial de toxicidade humana: cancerígena	PTHc	kg 1,4-DCB para ar urbano
Toxicidade humana: não cancerígena	Potencial de toxicidade humana: não cancerígena	PTHnc	kg 1,4-DCB para ar urbano

Fonte: Adaptado de Huijbregts *et al.* (2016)

Além do desenvolvimento dos dados resultantes da caracterização, foram feitas também uma análise de contribuição e uma análise de sensibilidade, a fim de compreender melhor a significância, incerteza e sensibilidade dos resultados da avaliação de impacto.

Análise exergética

O método mais utilizado no campo da ACV para análise exergética é baseado no consumo acumulado de exergia, em inglês na sigla CExC (DEWULF *et al.*, 2008; PTASINSKI, 2016). Também é encontrada na literatura a nomenclatura ‘demanda acumulada de exergia’

(CExD), que representa o mesmo conceito (BÖSCH *et al.*, 2007): a quantificação total de exergia dos recursos naturais entregues ao sistema em todas as etapas da cadeia de produção de determinado produto (SZARGUT; MORRIS, 1987). Este último será o termo utilizado neste trabalho.

A CExD é dada em MJeq e calculada de acordo com a Equação 1 (BÖSCH *et al.*, 2007).

$$CExD = \sum_i m_i * ex_{(ch),i} + \sum_j n_j * r_{ex-e(k,p,n,r,t),j} \quad (1)$$

Onde:

$CExD$ = demanda de exergia acumulada por unidade de produto ou processo [MJeq]

m_i = massa do recurso material i [kg]

$ex_{(ch),i}$ = exergia por kg da substância i [MJeq/kg]

n_j = quantidade de energia do portador j [MJ]

$r_{ex-e(k,p,n,r,t),j}$ = razão exergia/energia do portador j [MJeq/MJ], sendo ch = química, k = cinética, p = potencial, n = nuclear, r = radiativa e t = térmica.

A análise exergética foi aplicada considerando os mesmos objetivo e escopo da avaliação de ciclo de vida, visando analisar a eficiência no uso de recursos para os cenários propostos através da demanda de exergia acumulada (CExD). O fator empregado para cada material ou insumo energético consumido foi obtido no banco do Ecoinvent, que se baseia nos dados gerados pelo estudo de Bösch (2007). A partir deles, foi calculada a CExD para cada cenário no software EASETECH. O apêndice A apresenta cada item e o respectivo fator de CExD.

De posse da CExD de cada entrada, foi possível calcular a eficiência de recuperação de recursos para cada cenário conforme a equação 2 (DONG *et al.*, 2014).

$$\eta_{CExD} = \frac{(\sum_i P_i)_{CExD}}{(\sum_j I_j)_{CExD}} \quad (2)$$

Onde P e I referem-se a produtos e insumos respectivamente. O principal insumo nos processos são os próprios resíduos. Partindo da suposição de carga zero, ou seja, que o RSU não acumula a exergia anterior ao seu descarte, a CExD de entrada é igual à exergia química do material.

A exergia química de alguns combustíveis pode ser calculada através de correlações estatísticas, devido à alta complexidade da sua composição. Um dos métodos é descrito por (KOTAS, 1985), que apresenta a razão β entre a exergia química e o poder calorífico inferior da fração seca do combustível (Equação 3).

$$\beta = \frac{ex_{(qu)}}{PCI_s} \quad (3)$$

Onde $ex_{(qu)}$ e PCI_s são a exergia química e o poder calorífico inferior da fração combustível do material avaliado, dado pela equação 4. O teor de umidade em relação à massa total é dado pelo termo U e PCI_{bs} é o PCI em base seca (MJ/kg MS).

$$PCI_s = PCI_{bs}(1 - U) \quad (4)$$

Para combustíveis sólidos com razão O/C<5, pode-se aplicar a Equação 5 para cálculo de β , em que z_c , z_h , z_o e z_n são as frações mássicas para carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio em massa seca, respectivamente.

$$\beta = 1,0347 + 0,0140 \frac{z_h}{z_c} + 0,0968 \frac{z_o}{z_c} + 0,0493 \frac{z_n}{z_c} \quad (5)$$

A equação 5 é aplicável para substâncias secas. O cálculo da exergia química de um combustível úmido depende também das frações de umidade, cinzas e enxofre (equação 6) (PTASINSKI, 2016). Para este estudo foram desprezados os efeitos do enxofre ($z_s=0,1\%$) e das cinzas.

$$ex_{(qu),u} = \beta * PCI_s + z_{H_2O} ex_{(qu)H_2O} + z_{cinzas} ex_{(qu)cinzas} + z_s(ex_{(qu)s} - PCI_s) \quad (6)$$

3.3 RESULTADOS E INTERPRETAÇÃO

3.3.1 Impactos ambientais

A Tabela 19 apresenta os resultados do cenário Base e dos outros 12 cenários propostos. A análise de contribuição do sistema de gestão de RSU é trazida a seguir, de acordo com a categoria. Os resultados de cada cenário foram divididos em processos, visando uma melhor compreensão das fontes de impacto ambiental.

Tabela 19 - Resultado da avaliação dos impactos ambientais por categoria em cada cenário. Valores em laranja e azul mostram o maior e o menor valor, respectivamente.

Cenário	PAG (kg CO ₂ eq)	PA (kg SO ₂ eq)	PE (kg Peq)	PTHc (kg 1,4- DCBeq)	PTHnc (kg 1,4- DCBeq)
Cenário base	137,00	0,10	0,0010	0,32	39,90
Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final					
a. Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade)	-56,80	0,18	-0,0001	-0,37	33,80
b. Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)	-106,00	0,03	0,0008	0,07	39,10
c. Incineração	561,00	0,37	-0,0093	4,60	-46,50
Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU					
a. Compostagem centralizada	-73,50	0,82	-0,0016	-0,58	400,00
b. Compostagem descentralizada	-74,70	0,81	-0,0016	-0,58	400,00
c. Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade)	-87,10	0,32	-0,0024	-0,85	401,00
d. Digestão anaeróbia (biogás para biometano)	-102,00	0,30	-0,0022	-0,74	402,00
Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis					
a. Reciclagem de papel e plástico	-210,00	-0,24	-0,0363	-7,31	-80,80
b. Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	-262,00	-0,51	-0,0690	-26,10	-148,00
Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento					
a. Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	-280,00	0,13	-0,0706	-26,40	218,00
b. Planta de triagem e produção de CDR	-316,00	0,98	-0,0477	-25,50	275,00
c. Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR	-381,00	-0,04	-0,0787	-30,70	195,00

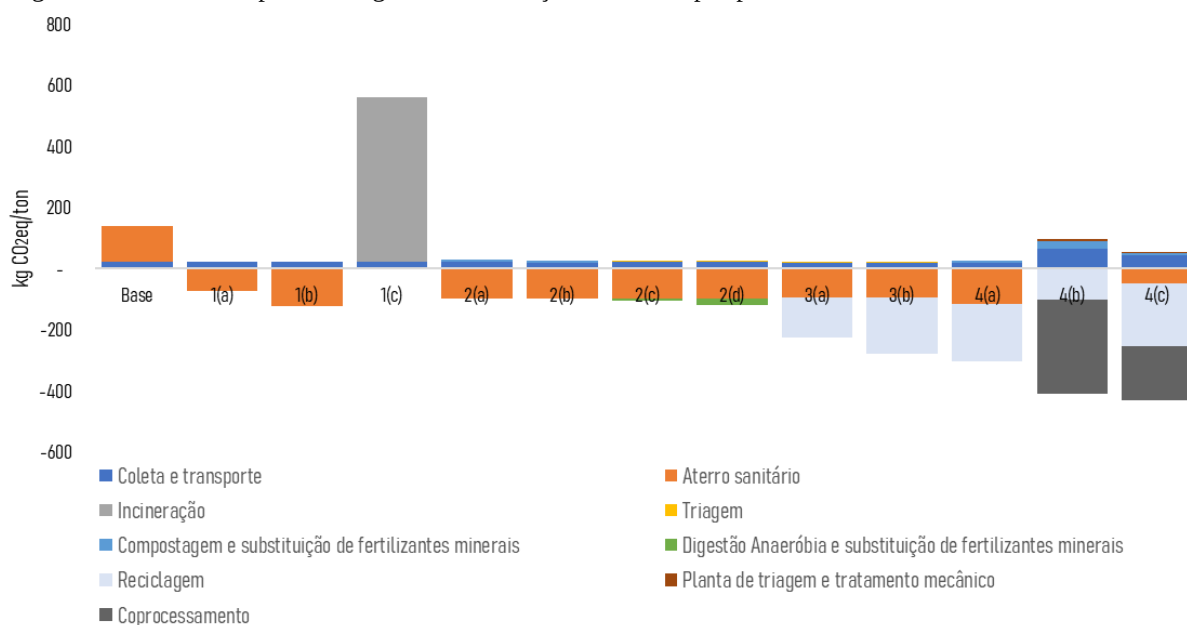
Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global, PA: Potencial de acidificação terrestre, PE: Potencial de eutrofização de água doce, PTHc: Potencial de toxicidade humana cancerígena, PTHnc: Potencial de toxicidade humana não cancerígena.

Fonte: A autora (2023)

3.3.1.1 Mudanças climáticas

O cenário 1(c), que propõe a incineração do RSU, apresentou maior impacto nas mudanças climáticas (Figura 12). Mesmo considerando a geração de eletricidade, a mitigação pela substituição na matriz não compensa as emissões da queima do carbono fóssil contido no RSU. Com exceção do cenário Base, todos os outros cenários reduzem emissões, o que se deve principalmente ao sequestro de carbono biogênico no aterro sanitário, à reciclagem e ao coprocessamento.

Figura 12 - Resultados para a categoria de mudanças climáticas por processo. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

O cenário Base, que se refere ao Aterro Sanitário de Garanhuns da forma como opera no ano de 2023 foi o de segundo pior desempenho. As emissões de metano foram responsáveis por 96% das emissões da operação do aterro.

É importante destacar que os cenários 2(a) e 2(b), onde a FORSU é tratada através da compostagem, supera o cenário Base e o cenário 1(a), que inclui o aterro com geração de eletricidade a partir do gás produzido. Comprova-se, então, que a implementação de pátios de compostagem pode reduzir as emissões municipais evitando a destinação para os aterros sanitários.

Os cenários 1(b) e 2(d) tiveram melhor desempenho que o 1(a) e 2(c), respectivamente. Isto demonstra que o biogás, seja do aterro sanitário, seja de biodigestores, é mais bem aproveitado quando purificado e utilizado em substituição ao gás natural. Neste caso, a digestão anaeróbia (2(d)) é cerca de 15% melhor que o aterro (1(b)).

Ao comparar a compostagem com a digestão anaeróbia, nota-se que a segunda tem uma leve vantagem, sobretudo em razão da mitigação de impacto com a maior substituição de fertilizantes minerais e a utilização do biogás para geração de energia tanto no cenário 2(c) quanto no 2(d). A compostagem também fica em desvantagem por causa das emissões durante a decomposição da matéria orgânica.

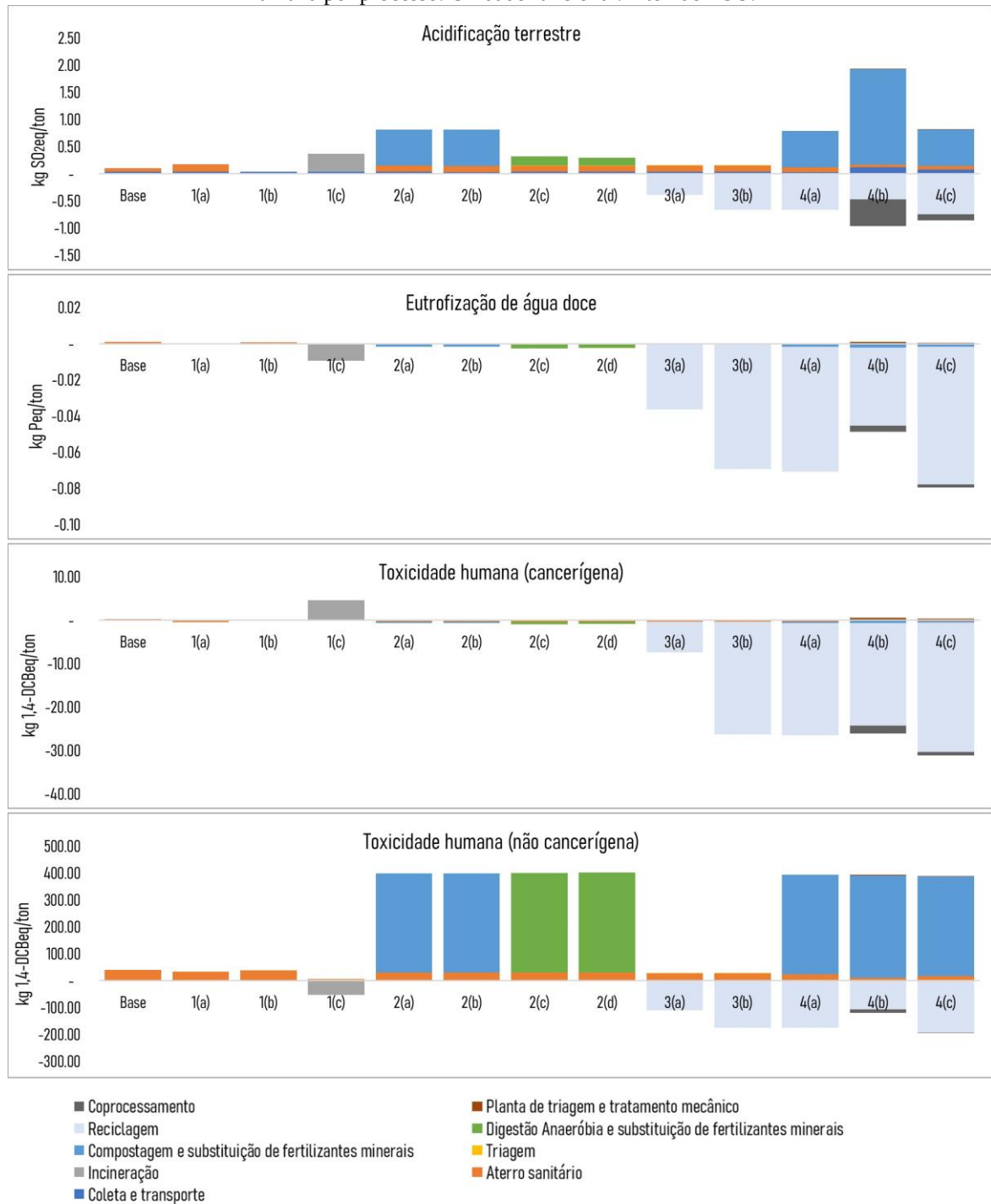
Os grupos 3 e 4 foram os que obtiveram os resultados mais favoráveis, principalmente devido à substituição de materiais primários e de coque de petróleo através da reciclagem e da queima do CDR, respectivamente.

O PAG relacionado à coleta e transporte representou entre 3,4% (cenário 1(c)) e 19,9% (cenário 1(a)) do valor absoluto calculado para os cenários, não sendo, portanto, um processo de alto impacto no sistema de gestão de RSU avaliado. O mesmo foi constatado por Liikanen *et al.* (2018), Lima *et al.* (2019) e Junqueira, Medeiros e Cohim (2022).

3.3.1.2 Acidificação terrestre, eutrofização de água doce e toxicidade humana

A emissão de NH_3 durante a compostagem é a principal causa dos cenários 4(b), 2(a) e 2(b) serem os de maior potencial de acidificação terrestre (Figura 13). Por outro lado, a reciclagem nos cenários do grupo 3 fez com que estes tivessem os melhores desempenhos, com destaque para a reciclagem de alumínio: no cenário 3(b), a substituição deste material representa 35% do benefício obtido.

Figura 13 - Resultados para as categorias de acidificação terrestre, eutrofização de água doce e toxicidade humana por processo. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

A eutrofização de água doce está associada ao aterro sanitário, fazendo com que os piores desempenhos fossem dos cenários Base, 1(a) e 1(b). A eficiência de coleta do lixiviado é o principal fator relacionado a este tipo de impacto. Mais uma vez os grupos 3 e 4 destacam-se positivamente por evitarem o consumo de materiais primários para fabricação de papel, metal, vidro e plásticos, sendo o 4(c) o de melhor performance.

O cenário 1(c) teve o pior desempenho para o potencial de toxicidade humana relacionado à ocorrência de câncer, o que ocorreu devido às emissões de dioxinas na incineração do RSU. Já o potencial não cancerígeno é maior nos cenários do grupo 2, ou seja, está relacionado aos tratamentos biológicos. A aplicação do composto orgânico e do digestato no solo acaba carregando os metais presentes nos resíduos, sendo o zinco o maior responsável pelo impacto. Esta substância está presente principalmente nos resíduos de madeira dentro da FORSU, cuja composição elementar foi obtida em Riber *et al.* (2009). O composto e o digestato apresentam 408,20 mgZn/kg MS e 263,14 mgZn/kg MS, respectivamente. Porém, estes valores são elevados se comparados a outros dados da literatura, de no máximo 270 mgZn/kg MS para o composto e 300 mgZn/kg MS para o digestato (HOLM; JENSEN; MCLAUGHLIN, 2010). Logo, embora estes cenários se mantenham como os mais prejudiciais, é possível que o impacto seja menor que o apresentado.

3.3.2 Demanda de exergia acumulada

As demandas de exergia acumulada (CExD) calculadas para cada cenário são apresentadas na Tabela 20. A Figura 14 mostra o impacto de cada processo.

A menor demanda de exergia acumulada foi apresentada pelo cenário 4(c), em razão principalmente da reciclagem e da redução do consumo de coque de petróleo na cimenteira com a utilização do CDR.

A energia necessária para reciclar é menor do que aquela para extração de matéria-prima e confecção dos produtos. A fração de melhor resultado é a de alumínio: a CExD dos insumos para reciclar o material correspondem à 3% daquela para fabricação do material primário (Tabela 21).

Assim como ocorre nos outros cenários dos grupos 3 e 4, o transporte dos recicláveis para as indústrias de reprocessamento e do CDR para a cimenteira impactam negativamente.

Tabela 20 - Resultado da análise exergética. Valores em laranja e azul mostram o maior e o menor valor, respectivamente. Unidade funcional: 1 ton de RSU. CExD: Demanda de exergia acumulada

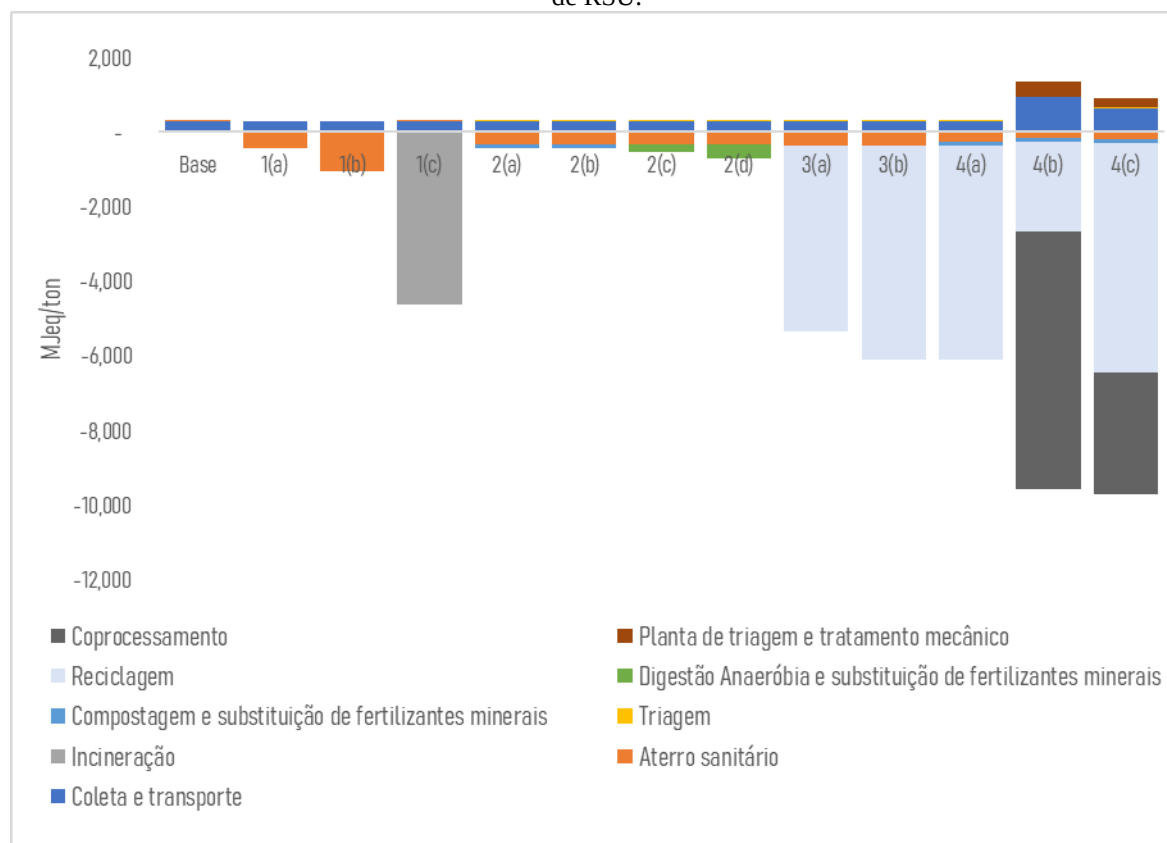
Cenário	CExD (MJeq)
Cenário base	324
Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final	
a. Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade)	-152
b. Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)	-763
c. Incineração	-4360
Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU	
a. Compostagem centralizada	-141
b. Compostagem descentralizada	-160
c. Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade)	-261
d. Digestão anaeróbia (biogás para biometano)	-415
Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis	
a. Reciclagem de papel e plástico	-5070
b. Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	-5820
Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento	
a. Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	-5830
b. Planta de triagem e produção de CDR	-8250
c. Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR	-8820

Fonte: A autora (2023)

O cenário 1(c), mesmo destinando todo o RSU para a planta de incineração, não fica entre os melhores. O calor produzido no processo é utilizado para geração elétrica, mas como a matriz da região Nordeste já é predominantemente renovável, não há uma grande mitigação.

Junto com os cenários Base e 1(a), o grupo 2 foi o que obteve o pior desempenho. A utilização do composto orgânico e do digestato como fertilizantes resulta em poucos benefícios em termos de exergia, mesmo sendo considerada a substituição por fertilizantes minerais. A demanda de exergia para realização da compostagem e da digestão anaeróbia superam aquela que é entregue por esses produtos.

Figura 14 - Resultado da análise exergética para cada processo dos cenários avaliados. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

Tabela 21 - Demanda de exergia acumulada para fabricação de materiais primários e secundários.

Material	CExD do material secundário (MJeq/kg)	CExD do material primário (MJeq/kg)	Redução
Papel/cartão	9,89	19,40	49%
Plástico rígido - PP	5,20	85,20	94%
Plástico rígido - PEAD	3,79	84,20	96%
Plástico filme + PEBD	5,68	88,80	94%
Plástico PET	5,83	84,90	93%
Metais ferrosos (aço e ferro)	2,03	30,40	93%
Metais não ferrosos (alumínio)	6,10	286,00	98%
Vidro	7,22	22,80	68%

Fonte: A autora (2023)

A partir das equações 3-6, dos dados da Tabela 6 e sabendo que $z_c=0,53$, $z_h=0,07$, $z_o=0,20$ e $z_n=0,02$, foram obtidos os valores de $\beta=1,094$ e $ex_{(qu),u}=15,17$ MJ/kg para o RSU. Assim, foi possível calcular a eficiência de recuperação de recursos para cada cenário (Tabela 22).

Tabela 22 - Produtos e eficiências de recuperação de exergia para cada cenário. Unidade funcional: 1 ton de RSU

Cenário	Produtos	Eficiência
Cenário base	-	-
Grupo 1: Resíduos misturados para destinação final		
a. Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade)	97,80 kWh	3,1%
b. Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)	25,94 m³ de biometano	7,3%
c. Incineração	1079,62 kWh	32,7%
Grupo 2: Coleta seletiva da FORSU		
a. Compostagem centralizada	42,59 kg de composto orgânico 78,51 kWh (aterro)	3,1%
b. Compostagem descentralizada	42,59 kg de composto orgânico 78,51 kWh (aterro)	3,1%
c. Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade)	25,00 kWh (biodigestor) 78,11 kWh (aterro) 191,3 kg de digestato	4,2%
d. Digestão anaeróbia (biogás para biometano)	6,63 m³ de biometano 78,11 kWh (aterro) 191,3 kg de digestato	5,2%
Grupo 3: Coleta seletiva de resíduos recicláveis		
a. Reciclagem de papel e plástico	96,15 kg de material reciclado 82,72 kWh (aterro)	38,7%
b. Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	112,71 kg de material reciclado 82,72 kWh (aterro)	43,6%
Grupo 4: Produção de CDR e coprocessamento		
a. Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal	42,59 kg de composto orgânico 112,71 kg de material reciclado 63,40 kWh (aterro)	43,7%
b. Planta de triagem e produção de CDR	51,85 kg de composto orgânico 33,22 kg de material reciclado 366,95 kg de CDR 34,08 kWh (aterro)	58,8%
c. Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR	42,59 kg de composto orgânico 118,19 kg de material reciclado 196,2 kg de CDR 45,22 kWh (aterro)	63,1%

Fonte: A autora (2023)

Como se pode ver, o cenário 4(c) apresentou desempenho superior ao 4(b). Este, apesar de incluir uma maior produção de CDR, resulta numa produção de material reciclado 72% inferior ao do 4(c). Estes resultados demonstram a importância da reciclagem para maior eficiência de recuperação de recursos em detrimento da produção de CDR, mesmo que em substituição a um combustível fóssil como o coque de petróleo.

3.3.3 Interpretação

A fase de interpretação da ACV visa identificar, checar e avaliar os resultados do inventário e da avaliação de impacto com relação ao objetivo e ao escopo previamente definidos. Estes resultados estão sujeitos a incertezas relacionadas à escolha de modelo, seleção de tecnologias e à representatividade dos parâmetros de entrada escolhidos. As incertezas comuns presentes em ACVs de sistemas de gestão de resíduos foram descritas por Clavreul, Guyonnet e Christensen (2012) e incluem, por exemplo, o tipo de modelagem das emissões dos tratamentos, a dinâmica da coleta e do transporte dos resíduos e o modelo de degradação da matéria orgânica no aterro, pátio de compostagem ou biodigestor.

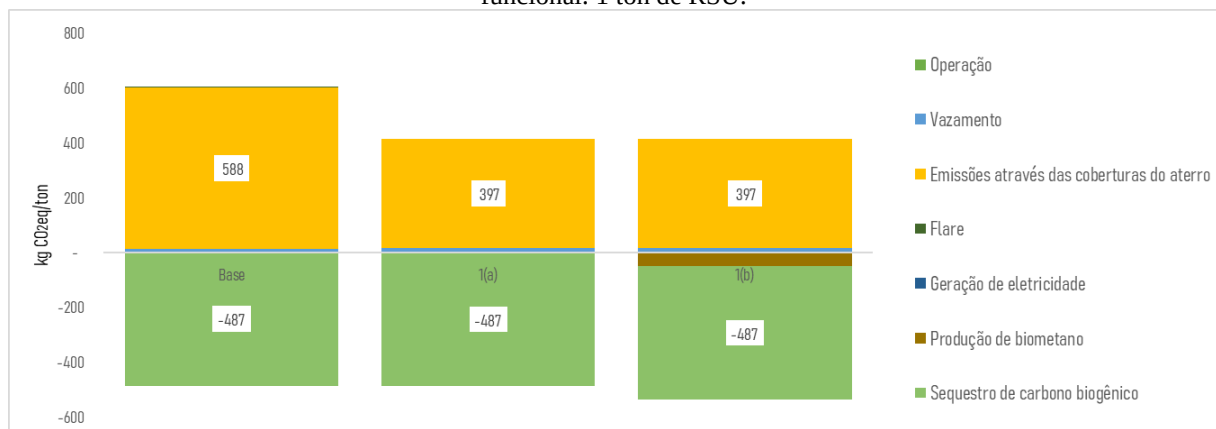
Como foi visto na análise de contribuição (3.3.1), o desempenho dos cenários para o impacto nas mudanças climáticas está fortemente ligado ao aterro sanitário, sobretudo à taxa de sequestro de carbono biogênico. O potencial de aquecimento global também está relacionado à matriz elétrica considerada, já que é afetado pela queima de combustíveis fósseis. Por outro lado, as emissões da compostagem tiveram efeito significativo no potencial de acidificação terrestre. A fim de avaliar a incerteza envolvida na qualidade dos dados, foi feita uma análise de sensibilidade para estes parâmetros.

a. Análise de sensibilidade

Sequestro de carbono biogênico no aterro sanitário

O desempenho do aterro sanitário está fortemente relacionado às taxas de sequestro de carbono biogênico e de oxidação do metano nas coberturas do aterro sanitário. A Figura 15 traz os impactos detalhados para os cenários Base, 1(a) e 1(b). Ao variar a taxa de sequestro de carbono entre 0% e 100% nestes três cenários, são obtidos os resultados da Figura 16.

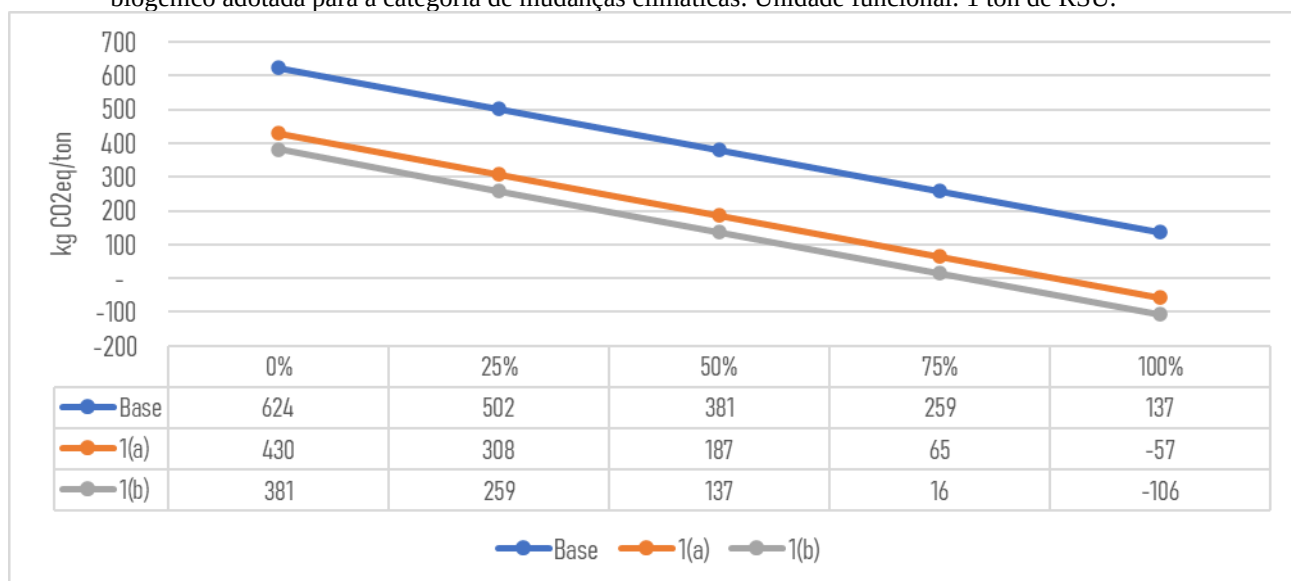
Figura 15 - Potencial de aquecimento global (kg CO₂eq) para a implementação dos cenários Base, 1(a) e 1(b), com destaque para as emissões das coberturas do aterro e para o sequestro de carbono biogênico. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)

Fonte: A autora (2023)

Figura 16 - Variação dos resultados dos cenários Base, 1(a) e 1(b) de acordo com a taxa de sequestro de carbono biogênico adotada para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)

Fonte: A autora (2023)

No cenário Base, o indicador mais que triplicou quando o sequestro de carbono foi desconsiderado. Visto que o aterro sanitário também está presente nos demais cenários, mesmo recebendo menos RSU, estes fatores acabam afetando os resultados de todos eles. Caso o sequestro de carbono não seja considerado (0%), o pior cenário passa a ser justamente o Base

(Tabela 23). A variação neste parâmetro não afeta os demais impactos ambientais nem a demanda de exergia.

Tabela 23 - Efeito do sequestro de carbono biogênico no desempenho dos cenários analisados para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global

Cenário	PAG (kg CO ₂ eq)	PAG (kg CO ₂ eq)
	Com sequestro	Sem sequestro
Base	137	624
1(a)	-57	430
1(b)	-106	381
1(c)	561	561
2(a)	-74	353
2(b)	-75	352
2(c)	-87	340
2(d)	-102	325
3(a)	-210	238
3(b)	-262	186
4(a)	-280	108
4(b)	-316	-172
4(c)	-381	-136

Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

Não há consenso na literatura sobre o armazenamento do carbono biogênico no aterro sanitário, podendo ser incluído como crédito (como foi feito neste estudo) ou como neutro em avaliações de ciclo de vida (IQBAL; LIU; CHEN, 2020). No Brasil, Lima *et al.* (2018) realizaram análises de sensibilidade para verificar o efeito desta variável e encontraram resultados semelhantes aos da Tabela 23. Os autores encontraram o valor de 417 kg CO₂eq/ton para o aterro com geração de eletricidade, uma diferença de apenas 3% em relação ao que foi obtido no cenário 1(a) do presente estudo. Conforme mostrado no capítulo 2, a maior parte dos trabalhos publicados no Brasil não considerou o sequestro de carbono biogênico no aterro sanitário e pode estar negligenciando uma variável significativa.

Matriz elétrica

Variou-se a composição da matriz elétrica para que fosse verificado se o desempenho dos cenários seria afetado caso fosse empregada a matriz nacional ao invés da regional, visto que, conforme discutido em 3.2.2, o fator de emissão da segunda é bem menor que o da primeira.

Tabela 24 - Efeito da matriz elétrica no desempenho dos cenários analisados para a categoria de mudanças climáticas. Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global

Cenário	PAG (kg CO ₂ eq) Matriz Nordeste	PAG (kg CO ₂ eq) Matriz Brasil	Variação
Base	137	137	0,0%
1(a)	-57	-72	-26,5%
1(b)	-106	-104	1,6%
1(c)	561	408	-27,3%
2(a)	-74	-85	-15,9%
2(b)	-75	-86	-15,6%
2(c)	-87	-102	-16,7%
2(d)	-102	-112	-10,0%
3(a)	-210	-212	-1,0%
3(b)	-262	-264	-0,6%
4(a)	-280	-278	0,6%
4(b)	-316	-309	2,3%
4(c)	-381	-370	2,8%

Cenários: Base – Aterro sanitário de Garanhuns, 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano), 1(c) – Incineração, 2(a) – Compostagem centralizada, 2(b) – Compostagem descentralizada, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano), 3(a) - Reciclagem de papel e plástico, 3(b) - Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(a) - Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal, 4(b) - Planta de triagem e produção de CDR e 4(c) Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR.

Fonte: A autora (2023)

A variação mais relevante (-27,3%) ocorreu no cenário 1(c), em que o PAG foi reduzido em 27,3% (Tabela 24). Este resultado era esperado visto que este é o cenário com maior produção de eletricidade. Porém, mesmo com esta diminuição, esta permaneceu sendo a configuração mais poluente. O cenário 4(c) também se manteve com o melhor desempenho.

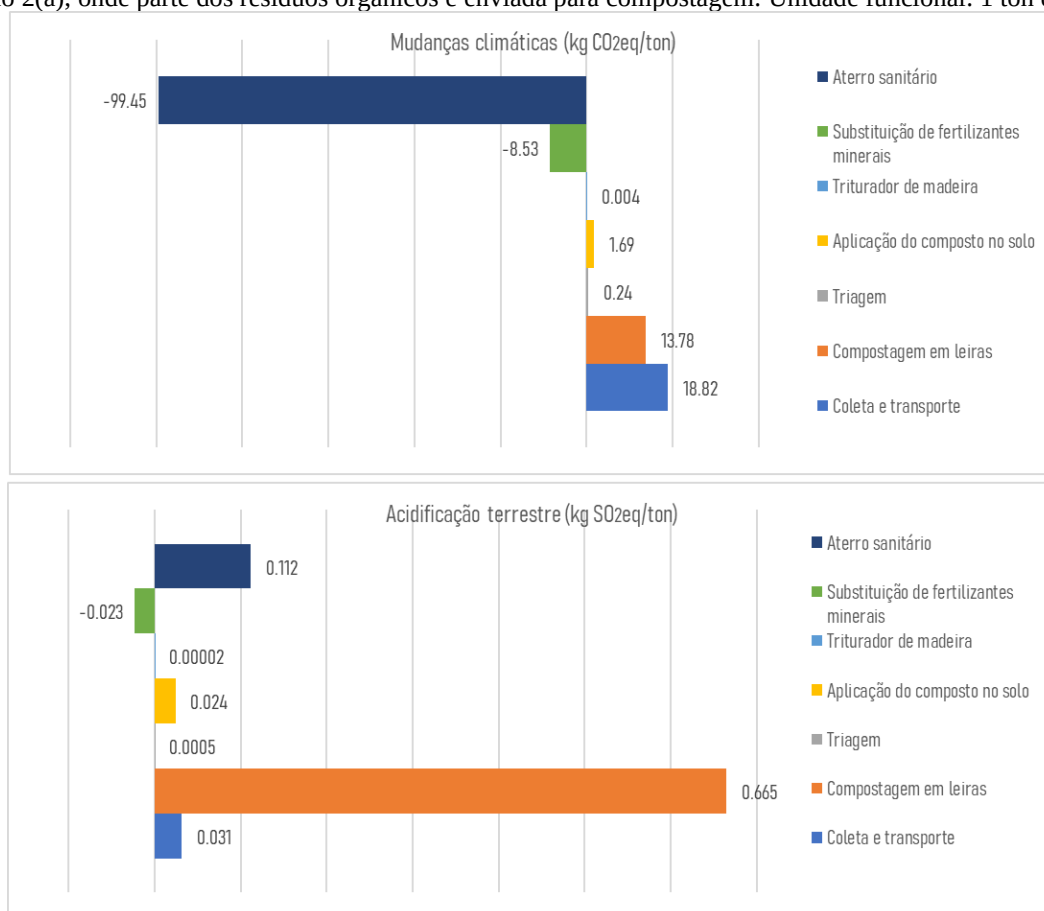
Pátio de compostagem

A Figura 17 apresenta o detalhamento das emissões por processo para as categorias de mudanças climáticas e acidificação terrestre para o cenário 1(a), no qual parte dos resíduos

orgânicos é destinada para um pátio de compostagem. Como se pode ver, este é um processo que impacta significativamente nas duas categorias, principalmente na acidificação.

Ao realizar uma revisão bibliográfica sobre as emissões decorrentes da decomposição dos resíduos orgânicos na compostagem, Saer *et al.* (2013) concluíram que existe uma alta variabilidade nas publicações. A Tabela 25 compara os valores encontrados por Saer *et al.* (2013) aos parâmetros empregados neste estudo (ANDERSEN *et al.* 2010). Estes últimos foram escolhidos por fornecerem as emissões de acordo com a composição do resíduo, conforme descrito em 3.2.2.

Figura 17 - Detalhamento para categorias de mudanças climáticas e acidificação terrestre por processo do cenário 2(a), onde parte dos resíduos orgânicos é enviada para compostagem. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Fonte: A autora (2023)

Tabela 25 - Emissões de CH₄, N₂O e NH₃ durante o processo de decomposição da matéria orgânica na compostagem em leiras (kg/ton de resíduo orgânico)

Emissões	Neste estudo (Andersen <i>et al.</i> , 2010)	Saer <i>et al.</i> (2013)		
		Mín	Máx	Média
CH ₄	3,13	0,021	11,9	1,8297
N ₂ O	1,98	0,0003	0,252	0,075
NH ₃	2,64	0,025	1,3	0,406

Fonte: A autora (2023)

As emissões reportadas em Andersen *et al.* (2010) podem estar acima da média da literatura devido ao tamanho das leiras do pátio avaliado (em torno de 4 m de altura) e à baixa frequência de reviramento (de 5 a 7 vezes por ano). Apesar de estar acima da média encontrada por Saer *et al.* (2013), a produção de metano (2,1% do carbono total degradado) ainda fica dentro do intervalo esperado por Amlinger, Peyr e Cuhls (2008), que consideram superestimado um valor acima de 2,5%. Por outro lado, a taxa de emissão de N₂O empregada nas simulações é quase 30 vezes maior que a média.

Ao utilizar as médias informadas por Saer *et al.* (2013), a contribuição da compostagem no cenário 2(a) passa de 13,77 para 10,98 kg CO₂eq na categoria de mudanças climáticas. Esta mudança representa uma redução de 3,81% nos resultados finais. Para a acidificação, porém, o impacto diminuiu 84,58% com a mudança nos parâmetros, o que demonstra que o cálculo desta categoria pode estar superestimado. Logo, é fundamental que sejam realizadas medições em pátios de compostagem no Brasil que permitam a avaliação o mais próximo possível da realidade.

b. Discussão

O sistema atual de gestão de RSU dos sete municípios incluídos no estudo de caso baseia-se no aterro sanitário como destinação final. O cenário Base, que reflete esta configuração, teve o pior desempenho para o PE (1,03E-03 kg Peq/ton). Isto se deve à baixa eficiência de coleta do lixiviado gerado. Ao aumentar esta taxa e a de coleta de gás (conforme Tabela 8) e incluir a geração de energia elétrica a partir do gás de aterro no cenário 1(a), houve redução no impacto nas mudanças climáticas (-141%), eutrofização de água doce (-106%) e toxicidade humana (-213% para câncer e -15% para não câncer). Anualmente, a emissão de mais de 10 mil toneladas de CO₂eq poderão ser evitadas pelo Aterro Sanitário de Garanhuns caso a expansão prevista nos próximos anos seja implementada com essas melhorias. O cenário Base também foi o de maior demanda de exergia acumulada (324 MJeq/ton).

Em comparação com o cenário 1(a), o 1(b), em que o gás de aterro é purificado e inserido na rede de gás natural como biometano, obteve melhores resultados para PAG e PA e uma CExD cinco vezes menor. Este posicionamento se manteve mesmo quando a matriz elétrica regional foi trocada pela nacional (com maior participação de combustíveis fósseis), conforme mostrado na análise de sensibilidade.

O cenário 1(c), em que predomina a incineração, apresentou o maior PAG para tratamento dos resíduos (561 kg CO₂eq/ton). Este resultado é contrário ao consenso relatado na revisão bibliográfica global feita por Istrate *et al.* (2020), que indicou preferência pela incineração em detrimento do aterro sanitário. Entretanto, é importante ressaltar que a matriz elétrica de outros países costuma ter maior participação de fontes fósseis, tornando a geração a partir dos resíduos mais favorável. Outro fator que pode ter levado a esta diferença foi o sequestro de carbono biogênico considerado no nosso estudo de caso. De acordo com Turner, Williams e Kemp (2016), quando este armazenamento é incluído nos cálculos, o aterro é, em geral, uma opção melhor que a incineração em termos de emissões de GEE. O 1(c) também foi o cenário de maior PTHc (4,60 kg 1,4DCBeq/ton). Por outro lado, os benefícios trazidos pela eletricidade produzida (1079,62 kWh/ton) para substituição no sistema elétrico local foram responsáveis por tornar este cenário o de menor demanda de exergia acumulada (-4.356,30 MJeq/ton) e, conseqüentemente, o de maior eficiência de recuperação de recursos (32,7%) no grupo 1.

A inclusão de tratamentos biológicos para recuperação de 13,5% do RSU (grupo 2) causou um desempenho pior do que os cenários apenas com aterro sanitário para PA e PTHnc, sendo o primeiro causado principalmente pela emissão de NH₃ na compostagem. Estratégias para controle destas emissões já são descritas na literatura, e podem contribuir para a redução dos impactos ambientais deste processo (WANG; ZENG, 2018).

Ao alterar o cenário 2(a) de um pátio de compostagem centralizado em Garanhuns para sete pátios distribuídos nos municípios, houve uma ligeira redução nas emissões decorrentes do transporte dos resíduos e da triagem. No PAG, por exemplo, o impacto diminuiu 1,7%. Também foi observada uma redução de 13,7% na CExD, já que menos combustível é necessário. Este resultado está em consonância com os de De Souza e Drumond (2022), que citaram também como benefícios a produção de um composto de melhor qualidade e a educação ambiental. Adicionalmente, outros estudos realizados em Pernambuco já demonstraram os ganhos financeiros desta solução para a gestão municipal (DE SOUSA *et al.*, 2022; DOS REIS; DE SOUSA; MENEZES, 2023).

Ainda no grupo 2, a digestão anaeróbia teve melhores resultados que a compostagem para PAG, PA, PE e PTHc, em razão da maior quantidade de fertilizante mineral evitada e da produção de biometano. A geração de eletricidade no cenário 2(c) não se mostrou viável para as categorias de mudanças climáticas e acidificação: o impacto gerado pela queima do biogás foi superior ao benefício gerado pela substituição da energia elétrica da rede.

O grupo 3 de cenários, que privilegia a reciclagem da fração seca, obteve resultados superiores aos dos grupos anteriores. Isto demonstra que, ao iniciar a implementação de soluções para atendimento da PNRS, os municípios devem priorizar a coleta seletiva de recicláveis. Os benefícios da segregação para reciclagem também foram reportados por trabalhos anteriores como Mersoni e Reichert (2017) e Coelho e Lange (2018). O cenário 3(b), que atende a meta de recuperação de 20% do RSU para reciclagem, mostrou-se o mais interessante em dois dos cinco impactos ambientais avaliados: PA e PTHnc. O cenário 3(a), que inclui apenas a reciclagem de papel e plástico, já foi quatro vezes superior ao 1(a) para o PAG e 620 vezes para o PE.

A demanda de exergia para produção do material secundário reduz em mais de 90% para os materiais plásticos e ferrosos. Para o alumínio, este valor chega a 98%. Visto que a CExD está relacionada ao uso de recursos, estes fatores se traduzem nos preços de comercialização destas frações, mais elevados que os do papel e do vidro (INSTITUTO PRAGMA, 2022).

Deve ser levado em consideração que os dados de composição gravimétrica do RSU empregados nas simulações foram obtidos por Melo (2015) a partir de análises em um aterro sanitário. Ou seja, parte dos resíduos recicláveis gerados nos municípios pode ter sido retirada previamente por catadores e não estão sendo contabilizados.

De forma geral, o desempenho do grupo 4 foi o melhor. Ao integrar a compostagem descentralizada com a reciclagem no cenário 4(a) para atingimento das metas do Planares, PAG (-280 kg CO₂eq/ton), PE (-7,06E-02 kg Peq/ton) e PTHc (-26,4 kg 1,4DCBeq/ton) chegaram aos níveis mais baixos se comparados a todos os cenários anteriores. A opção da planta de triagem automática e produção de CDR no cenário 4(b), embora reduza ainda mais o PAG para -316 kg CO₂eq/ton, não atende a meta de recuperação de recicláveis, já que a planta só consegue extrair 5% destes materiais do RSU e parte deles acaba sendo direcionada para a produção de CDR. Este arranjo também aumenta a quantidade de orgânicos enviada para compostagem, e, consequentemente, o impacto na acidificação terrestre, conforme também foi reportado por Grzesik e Malinowski (2017).

Finalmente, no 4(c), foram combinados o cenário 4(a), com segregação na fonte de parte dos orgânicos (13,5%) e recicláveis (20%), e a planta de triagem para recebimento dos demais resíduos antes da destinação final em aterro sanitário. Desta forma, as metas do Planares foram atendidas e o CDR evita o consumo de coque de petróleo na cimenteira. O cenário 4(c) foi de melhor desempenho para PAG (-381 kg CO₂eq/ton), PE (-7,87E-02 kg Peq) e PTHc (-30,7 kg 1,4DCBeq), refletindo os benefícios da integração de triagem, compostagem, reciclagem e

coprocessamento. Neste ponto o estudo concorda com as principais conclusões obtidas na literatura global e nacional, conforme dito em 2.4.

A análise exergética demonstrou que, apesar de o CDR substituir um combustível fóssil, não deve ser priorizado em detrimento da reciclagem. O cenário 4(b) entrega quase o dobro de CDR do 4(c). Porém, como este último prioriza o reprocessamento dos materiais, resulta numa menor demanda de exergia acumulada (-8.818 MJeq/ton) e numa maior eficiência de recuperação de recursos (63,1%).

É preciso destacar que os ganhos obtidos com os tratamentos biológicos e a reciclagem dependem da segregação destes resíduos na fonte e de um sistema de coleta seletiva eficaz (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2021). No Nordeste, estima-se que apenas 10% dos municípios oferecem este serviço, expondo a vulnerabilidade da região neste âmbito e a urgência de políticas públicas para atendimento desta demanda (BRASIL, 2022)

3.4 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos na avaliação de ciclo de vida e na análise exergética, é possível afirmar que a reciclagem da fração seca do RSU deve ser priorizada para atenuar os impactos causados pela deposição final dos resíduos gerados por Garanhuns e pelos outros seis municípios atendidos no aterro sanitário local. Ao evitar o consumo de materiais primários, energia e recursos naturais são poupados. O reprocessamento também reduz o montante enviado para o aterro, e consequentemente, as emissões relacionadas a ele.

Como o Brasil ainda realiza a sua gestão de RSU majoritariamente em aterros sanitários, é importante que sejam implementados o aproveitamento energético e o controle de qualidade do sistema de coleta de gás para que se atinja o melhor desempenho possível. Uma forma de garantir a eficiência destes processos é com a constante avaliação através de indicadores de desempenho, como descrito por Da Cunha, Ritter e Ferreira (2020).

Os cenários em que a FORSU foi direcionada para tratamentos biológicos tiveram menor PAG que o aterro, mas os outros impactos devem ser evitados através do controle de emissões na compostagem (cenários 2(a) e 2(b)) e do aproveitamento energético do biogás (cenários 2(c) e 2(d)). Além disso, estes processos apresentaram baixos índices de eficiência de recuperação de recursos, de forma que devem ser aplicados preferencialmente acompanhando o reprocessamento da fração reciclável.

Em concordância com a literatura, a integração do tratamento biológico com a reciclagem e o coprocessamento no cenário 4(c) trouxe os melhores resultados atendendo as

metas determinadas pelo Planares. Caso seja implementado, o arranjo pode evitar a emissão de 518,10 kg CO₂eq/ton no setor de resíduos. No sistema de gestão avaliado, isso corresponderia a menos 27.201,84 ton CO₂eq gerados anualmente.

Apesar de compor o cenário com os melhores resultados, a instalação de uma planta de triagem para produção de CDR como a dos cenários 4(b) e 4(c) requer uma análise econômica minuciosa, já que pode envolver altos investimentos. O mesmo vale para o caso em que há descentralização da compostagem: a redução de custos com transporte pode favorecer a implementação dos pátios em detrimento de outras soluções. Por isso, recomenda-se para trabalhos futuros a avaliação econômica dos cenários propostos, considerando os custos de investimento e operação dos processos. Os próximos estudos também devem abordar:

- Análises de sensibilidade incluindo outras categorias de impacto ambiental;
- Avaliação das rotas de coleta e transporte de cada município, assim como das emissões dos veículos utilizados;
- Avaliação do impacto social do sistema de gestão de resíduos, incluindo o envolvimento de associações de catadores e disponibilidade de recursos humanos para operação das instalações;
- Comparação com outras tecnologias como pirólise, gaseificação, biossecagem e biorrefinarias integradas (incluindo a produção de biocombustíveis e hidrogênio verde).

Também é essencial que sejam gerados inventários de ciclo de vida para aterro sanitário, pátio de compostagem, sistemas de digestão anaeróbia para RSU, indústrias de reciclagem e plantas de triagem com produção de CDR baseados na realidade brasileira. Neste sentido, a expansão do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil) poderá auxiliar ativamente os próximos estudos nesta temática.

4 MITIGAÇÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS COM A SUBSTITUIÇÃO À LENHA DA CAATINGA PELO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

4.1 INTRODUÇÃO

O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 7 da Agenda 2030 é assegurar o acesso à energia confiável, sustentável, moderno e com preço acessível para todos (UN, 2015). Porém, em 2020, apenas 12,6% do consumo de energia global foi atendido por fontes renováveis (RITCHIE; ROSER; ROSADO, 2022). Estima-se que até 2050 o consumo de energia terá um aumento de 50%, podendo chegar a 70% nos países fora da OCDE (EIA, 2019). Logo, é fundamental uma maior inserção de fontes alternativas, de baixo custo e descentralizadas, inclusive nos locais mais afastados de grandes centros urbanos.

Entre os recursos disponíveis, os resíduos sólidos urbanos (RSU) são uma opção promissora, já que são bem distribuídos geograficamente e não interferem na disponibilidade de alimentos como outros tipos de biomassa. Além disso, pelo menos um terço dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados no mundo são destinados para lixões a céu aberto, sendo os países em desenvolvimento os que mais sofrem com os impactos ambientais, econômicos e sociais relacionados a esta gestão (KAZA *et al.*, 2018). O aproveitamento energético do RSU pode mitigar as emissões relacionadas à destinação final inadequada e substituir fontes tradicionais de energia, como os combustíveis fósseis e a lenha (DE SOUSA *et al.*, 2022; KHAN *et al.*, 2022; SHAH *et al.*, 2021). O uso da lenha, especificamente, tem levado ao aumento de áreas desmatadas em algumas regiões. No Nordeste brasileiro, onde o predomina o Bioma Caatinga, não é diferente.

O Nordeste ocupa 1,55 milhões de km², abrigando cerca de 58 milhões de pessoas (IBGE, 2022). A Caatinga está presente em 59% deste território, na porção semiárida. Ela se caracteriza pela rica biodiversidade de fauna e flora, tendo como vegetação dominante uma floresta tropical seca (SANTOS *et al.*, 2014). De acordo com o MMA (2010), entre as regiões semiáridas do planeta, esta é uma das que apresenta maior biodiversidade, está entre as mais densamente povoadas e é altamente vulnerável às mudanças climáticas, com 94% do seu território possuindo de médio a alto risco de desertificação (SILVA *et al.*, 2017).

A Caatinga é alvo de constante extração de lenha para atendimento de necessidades energéticas domésticas e industriais. O uso da lenha, além de causar efeitos na saúde da população devido às emissões de gases durante a combustão (GIODA, 2019), também afeta

significativamente o ecossistema local quando as retiradas são feitas de forma não sustentável (ALTHOFF *et al.*, 2016). Segundo Brasil (2018), cerca de 80% da oferta de lenha na região Nordeste vinham da extração ilegal. Portanto, é indispensável que novas fontes de energia sejam analisadas para atendimento destas demandas, sendo o RSU uma das possíveis soluções.

A região Nordeste gera 20,2 milhões de toneladas de RSU por ano, sendo que apenas 31% recebe destinação adequada em aterro sanitário (ABRELPE, 2022). Caso todo o RSU gerado fosse destinado para aterro, estima-se que o potencial de recuperação de energia a partir do gás gerado seria de 17 milhões de GJ por ano (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2023). Estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV) já demonstraram os benefícios ambientais da utilização de RSU para geração de energia, abordando a substituição da eletricidade fornecida pela rede local e de combustíveis fósseis em processos térmicos (ISTRATE *et al.*, 2020). Porém, poucos estudos incluíram a possibilidade de substituição da lenha (HOU *et al.*, 2017; PÉREZ *et al.*, 2021), apesar de ela ainda ser responsável por atender cerca de 9% da demanda de energia primária global e seu uso ter uma importante contribuição para as mudanças climáticas (BAILIS *et al.*, 2015).

No caso da floresta tropical seca no Nordeste brasileiro, o impacto da extração da lenha da Caatinga foi contabilizado por Coelho Junior, Martins e Carvalho (2019). Estes autores estimaram as emissões decorrentes das atividades de colheita e transporte da lenha em áreas de manejo florestal, porém, não foram incluídas as emissões CO₂ relativas à mudança no uso da terra (MUT). A colheita da biomassa causa mudanças nos estoques de carbono nos compartimentos da vegetação e do solo no ecossistema florestal, que podem ser bastante significativas e, por isso, devem ser consideradas (CHERUBINI *et al.*, 2009). Sendo assim, é possível que, ao trocar a lenha pelo biogás produzido a partir da fração orgânica do RSU, sejam mitigadas emissões em quantidades significativas dos setores de resíduos e mudança do uso da terra. Este é um aspecto que merece ser investigado, pois esses dois setores foram responsáveis por metade das emissões de gases de efeito estufa (GEE) em 2020 no Brasil (POTENZA *et al.*, 2021).

O objetivo deste estudo é avaliar as vantagens, do ponto de vista ambiental, do aproveitamento energético do RSU para atendimento das demandas térmicas hoje atendidas por lenha nos países em desenvolvimento. Para isso, foram utilizados modelos de aterro sanitário e digestão anaeróbia para recebimento do RSU e produção de biometano. É empregada a ferramenta de ACV para quantificação e análise do impacto nas mudanças climáticas em um estudo de caso realizado no município de Garanhuns, no Nordeste do Brasil. O município abriga um importante polo de produção de laticínios onde o uso da lenha como combustível é

recorrente, porém, a origem deste recurso dificilmente é conhecida e provavelmente inclui lenha obtida de áreas desmatadas irregularmente. Assim, o trabalho também incluiu o cálculo das emissões devido à MUT pela extração da lenha, de forma que fosse estimada a mitigação do impacto pela utilização dos resíduos.

4.2 ESTUDO DE CASO

4.2.1 Caracterização do local

Este estudo analisa a implantação do sistema de gestão de resíduos em Pernambuco, estado de 9,7 milhões de habitantes na região Nordeste do Brasil (IBGE, 2021). Cerca de dois terços do território do estado possuem clima tropical quente e seco (semiárido), característico do Bioma Caatinga (FREITAS; SANTOS, 2011). Com relação à gestão de resíduos, Pernambuco possui índice de destinação adequada acima da média nacional: enquanto no Brasil 49,8% dos municípios tratam seus resíduos corretamente, o estado atingiu 100% em março de 2023 (ABRELPE, 2022; TCE-PE, 2023).

Pernambuco é o estado com o décimo maior produto interno bruto (PIB) brasileiro, sendo o setor industrial responsável por 19,7% do total (IBGE, 2019; PERNAMBUCO, 2019). Entre os seus polos industriais mais importantes está o de laticínios, composto por empresas localizadas principalmente no Agreste Meridional. De acordo com Távora e Cavalcanti (2017), o queijo foi o produto de maior receita para o arranjo produtivo local (APL) em 2016, quando foram produzidos 16.156.242 kg. Entretanto, o APL de laticínios vem enfrentando fortemente as consequências das mudanças climáticas, seja devido à sua localização, onde já há distribuição irregular de chuvas, seja pela carga adicional de calor imposta aos animais a pasto (BARBOSA *et al.*, 2018).

Um dos principais gargalos do setor de laticínios é a produção de energia térmica: de acordo com Santos *et al.* (2017), a produção de 1 kg de queijo requer 7,95 MJ. É comum empresas do ramo recorrerem à lenha como combustível em seus processos (FREITAS *et al.*, 2021; SILVA; GÓMEZ-MALAGÓN, 2019). Porém, Pernambuco possui um déficit de oferta legal de biomassa em relação à demanda existente: segundo BRASIL (2018), apenas 15% da demanda conseguiria ser atendida pela oferta de fontes legais, o que indica que a maior parte dela vem sendo abastecida por lenha proveniente de extração irregular.

Os municípios do APL situam-se em torno de Garanhuns, que possui a maior população (141 mil habitantes) entre esses municípios e está a cerca de 230 km da capital Recife (Figura

7). Embora não seja o maior produtor de leite do APL, o município tem importante papel no processamento do leite e na fabricação de produtos derivados (TÁVORA; CAVALCANTI, 2017).

Conforme descrito no capítulo 3, Garanhuns possui um aterro sanitário para destinação final do seu RSU e do de outros seis municípios da região: Brejão, Caetés, Capoeiras, Correntes, Lagoa do Ouro e São João (Figura 9). Juntos, os municípios destinam, em média, 4.375,27 toneladas de RSU por mês para o aterro.

4.2.2 Metodologia

A análise deste estudo se baseia na metodologia de ACV (ABNT NBR 14.040:2009 e ABNT NBR 14.044:2009). O objetivo foi quantificar o efeito do uso do RSU como fonte de energia em substituição à lenha da Caatinga. Para isso, foi analisado o sistema de gestão de resíduos descrito no capítulo 3, que inclui os sete municípios que destinam seu RSU para o Aterro Sanitário de Garanhuns. Visto que o aterro em seus moldes atuais não possui aproveitamento energético, e estima-se que passará por expansão nos próximos quatro anos, foi considerada a inserção da recuperação do gás nas novas instalações.

O escopo inclui as etapas de coleta, transporte, tratamento e destinação final do RSU sem levar em conta os impactos relacionados à produção e ao consumo dos resíduos. Os fluxos de entrada e saída do sistema foram empregados em função da unidade funcional, aqui definida como 1 tonelada de RSU coletada.

A modelagem do sistema foi feita no software EASETECH, desenvolvido pela Universidade Técnica da Dinamarca (CLAVREUL *et al.*, 2014), adotando a abordagem consequencial. O modelo de caracterização aplicado para a avaliação de impactos ambientais foi o ReCiPe 2016 para a categoria de Mudanças climáticas, cujo fator de caracterização é o potencial de aquecimento global (PAG) dado em kg CO₂eq (HUIJBREGTS *et al.*, 2016).

Os cenários avaliados abarcam o aterro sanitário e a digestão anaeróbia para produção de gás a partir do RSU nos grupos L1 e L2, respectivamente (Tabela 26, Figura 18). Este gás costuma ter pelo menos 50% de metano, que possui alto poder calorífico (BRASIL, 2015; DUAN; SCHEUTZ; KJELDSSEN, 2021). Ao ser purificado, o biogás se torna biometano e pode ser utilizado em processos térmicos como os da indústria de laticínios, evitando o consumo de lenha no setor.

Cada grupo inclui dois contextos para o cálculo das emissões evitadas pela extração da lenha. Nos cenários L1(a) e L2(a), considerou-se a perda do estoque de carbono caso o clima se mantenha nos padrões atuais. Já L1(b) e L2(b) foram elaborados levando em conta as projeções de mudanças climáticas. O detalhamento será dado a seguir.

Após as simulações, os cenários do grupo L1 foram comparados aos cenários 1(a) e 1(b) do capítulo 3, que incluem um aterro sanitário com aproveitamento de gás para produção de energia elétrica e substituição de gás natural, respectivamente. O mesmo foi feito para o grupo L2 em relação aos cenários 2(c) e 2(d).

Os inventários de ciclo de vida elaborados para modelagem do RSU gerado, da coleta e transporte, do Aterro Sanitário de Garanhuns e da planta de digestão anaeróbia são os mesmos apresentados em 3.2.2.b. O mesmo ocorre para os vetores energéticos substituídos já mencionados no capítulo anterior (energia elétrica e gás natural).

A metodologia para cálculo das emissões associadas à extração e ao uso da lenha é descrita a seguir.

Substituição da lenha da Caatinga

O cálculo das emissões evitadas pelo uso do RSU em substituição à lenha leva em conta três fatores: A combustão, a extração e a mudança do uso da terra (MUT). As emissões da combustão foram obtidas nas orientações do IPCC e são mostradas na Tabela 27 (IPCC, 2006a). A atividade de extração inclui o uso de equipamentos e transporte da lenha, conforme previamente analisado por Coelho Junior, Martins e Carvalho (2019). Segundo eles, esta operação tem uma pegada de 1,66 g CO₂eq/MJ.

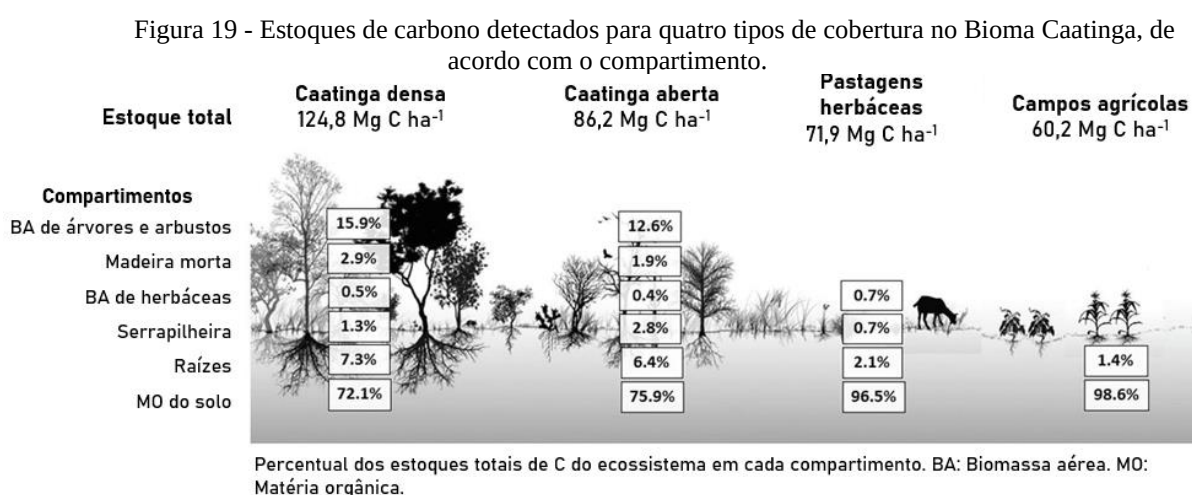
Tabela 27 - Fatores de emissão da lenha decorrentes da combustão.

Substância	Fator de emissão (kg/MJ)
CO ₂	0,112
CH ₄	1,10E-05
N ₂ O	7,00E-06

Fonte: IPCC (2006a), Tabelas 2.3 e 2.7

Por fim, foi calculado o fator de emissão devido à MUT, visto que a extração da lenha causa modificações nos estoques de carbono do solo e da vegetação do bioma de origem. Quando a quantidade de carbono (C) nestes compartimentos é conhecida antes e depois da retirada da madeira, pode-se calcular os efeitos da MUT diretamente (BERNDES *et al.*, 2013).

Neste caso, foi utilizado o método da diferença de estoques (IPCC, 2006b). A aplicação deste método foi possível graças à disponibilidade de dados de estoque de C para o Bioma Caatinga publicados previamente por Menezes *et al.* (2021) (Figura 19) e também estudos de modelagem da dinâmica dos estoques de C nos solos e na vegetação em função do manejo florestal para extração de lenha (ALTHOFF *et al.*, 2016). O trabalho apresenta os estoques de carbono para quatro tipos de cobertura: floresta densa, floresta aberta, pasto e agricultura. Para este estudo, considerou-se que a produtividade de lenha será baseada nas condições observadas para as florestas abertas, mais comuns na região de Garanhuns e em seu entorno.



Fonte: Adaptado de MENEZES *et al.* (2021)

Inicialmente estimou-se que a massa de lenha extraída corresponde a 70% do componente árvore/arbusto acima do solo (SILVA; SAMPAIO, 2008) e 100% da madeira morta. A perda no estoque de C foi calculada com base nas conclusões de Althoff *et al.* (2016). De acordo com os autores, a vegetação e o solo levam cerca de 50 anos para se regenerarem após um corte nas atuais condições climáticas. Ciclos de corte mais curtos, entre 10 e 20 anos, podem ser sustentados, porém em um nível de estoque de C inferior ao da vegetação madura.

Para este estudo, será considerado o ciclo de 20 anos. Neste caso, após 100 anos do primeiro corte, os estoques de C na vegetação e no solo têm uma redução de 50% e 13% em relação aos originais, respectivamente, caso o clima atual seja mantido (cenários L1(a) e L2(a)). Diante das projeções de mudanças futuras de temperatura e precipitação, os cenários L1(b) e L2(b) consideraram uma redução no estoque de C de 67% na vegetação e 30% no solo (ALTHOFF *et al.*, 2016).

Considerou-se que a diferença no estoque de C se deu pela transferência de CO₂ para a atmosfera, multiplicando o valor do estoque por 44/12. O fator de emissão para a lenha, foi, então, calculado através da equação 7. Foi adotado o valor de 12,36 MJ/kg para o PCI_l (BRAND, 2017).

$$Fator\ de\ emiss\tilde{a}o = \frac{(Emiss\tilde{a}o_{100}) * 10^6}{(m_l * PCI_l)} \quad [gCO_2/MJ] \quad (7)$$

Onde:

$Emiss\tilde{a}o_{100}$ = Perda de CO₂ na vegetação e no solo 100 anos após o primeiro corte [ton CO₂/ha)

m_l = Massa de lenha extraída [kg/ha]

PCI_l = Poder calorífico inferior da lenha [MJ/kg]

Visto que o CO₂ emitido na queima foi capturado anteriormente pela planta, esta emissão não é contabilizada. Porém, a colheita da biomassa envolve o uso de combustíveis fósseis e mudanças no carbono (C) armazenado na vegetação e no solo (CHERUBINI *et al.*, 2009). Como estes átomos são emitidos devido à ação antropogênica, são contabilizados como emissões fósseis em termos de impacto ambiental.

4.3 RESULTADOS E INTERPRETAÇÃO

Os fatores de emissão associada à MUT obtidos foram de 50,85 e 95,08 g de CO₂/MJ com a manutenção do clima atual (cenários L1(a) e L2(a)) e com a projeção das mudanças de temperatura e precipitação (cenários L1(b) e L2(b)), respectivamente. Wenzel e Hamelin (2015) encontraram um resultado para florestas tropicais na mesma ordem de grandeza (41 g CO₂/MJ).

Somados às emissões da combustão (Tabela 27) e da extração (1,66 g CO₂eq/MJ), os fatores foram inseridos na simulação. Os resultados para os quatro arranjos junto com os cenários 1(a), 1(b), 2(c) e 2(d) do capítulo 3 estão apresentados na Tabela 28 para comparação.

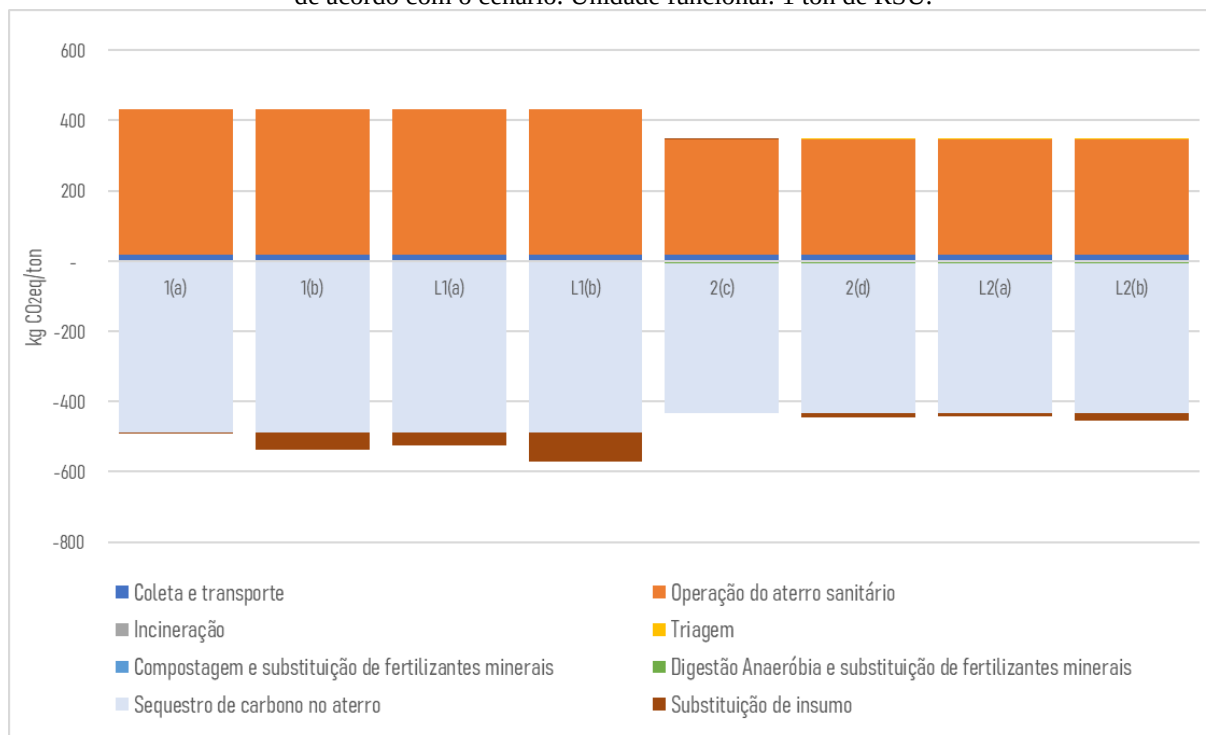
Tabela 28 - Avaliação dos impactos ambientais por categoria em cada cenário. Obtidos do capítulo 3: 1(a), 1(b), 2(c) e 2(d). Unidade funcional: 1 ton de RSU. PAG: Potencial de aquecimento global.

Cenário	PAG (kg CO₂eq)
Grupo 1: Aterro sanitário	
1(a). Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade)	- 56.80
1(b). Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) - substituição de gás natural	-106.00
L1(a). Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) - substituição da lenha no clima atual	-95.90
L1(b). Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) - substituição da lenha com alterações no clima	-140.00
Grupo 2: Digestão anaeróbia	
2(c). Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade)	-87.10
2(d). Digestão anaeróbia (biogás para biometano) - substituição de gás natural	-102.00
L2(a). Digestão anaeróbia (biogás para biometano) - substituição de lenha no clima atual	-99.20
L2(b). Digestão anaeróbia (biogás para biometano) - substituição de lenha com alterações no clima	-110.00

Fonte: A autora (2023)

A utilização do biometano produzido no aterro sanitário em substituição à lenha da Caatinga apresenta melhores resultados do que a conversão deste gás em eletricidade, como é proposto no cenário 1(a). Para o cenário L1(b), por exemplo, o impacto foi mais que duas vezes menor. Entretanto, não supera os benefícios de quando se evita o consumo de gás natural (1(b)) caso se considere a manutenção do clima atual (L1(a)), ficando com impacto 9,6% superior. A substituição da lenha só se torna mais vantajosa na hipótese com alterações no clima, sendo o potencial de aquecimento global de -140 kg CO₂eq para o cenário L1(b). Um comportamento semelhante foi identificado para os cenários do grupo 2 (Figura 20).

Figura 20 - Resultados para a categoria de mudanças climáticas por processo. O termo ‘substituição de insumo’ representa o uso do gás produzido a partir do RSU para suprir as demandas de eletricidade, gás natural ou lenha, de acordo com o cenário. Unidade funcional: 1 ton de RSU.



Cenários: 1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade), 1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) – substituição de gás natural, L1(a) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) – substituição de lenha no clima atual, L1(b) - Aterro sanitário (gás de aterro para biometano) – substituição de lenha com alterações no clima futuro, 2(c) - Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade), 2(d) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano) – substituição de gás natural, L2(a) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano) – substituição de lenha no clima atual, L2(b) - Digestão anaeróbia (biogás para biometano) – substituição de lenha com alterações no clima futuro.

Ao considerar as alterações no clima, a mitigação nas emissões de CO₂ dobrou. Visto que algumas destas transformações já são perceptíveis (COPERNICUS CLIMATE CHANGE SERVICE (C3S), 2023), este deverá ser o cenário mais provável. Logo, evitar a retirada indiscriminada de lenha da Caatinga é mais benéfico que substituir gás natural em termos de impacto nas mudanças climáticas. Esse resultado é importante, pois sugere que o aproveitamento do metano nos aterros poderá trazer benefícios além da redução de emissões, tendo em vista que a conservação florestal implica em impactos positivos para a biodiversidade, conservação do solo e preservação dos recursos hídricos, entre outros.

Como as discussões acerca da implantação e operação de biodigestores para tratamento de RSU no Brasil ainda são recentes, o aproveitamento energético do gás de aterro é o caminho mais rápido para redução das emissões de GEE. Porém, conforme discutido no capítulo 3, é necessário que os aterros aprimorem os sistemas de coleta de gás e o monitoramento das instalações.

Caso a expansão do Aterro Sanitário de Garanhuns inclua essas melhorias, a planta gerará cerca de 1,4 milhões de m³ de biometano por ano. Com este combustível, seria possível evitar, anualmente, o corte de 137,12 hectares de Caatinga aberta e entregar a energia necessária para 40% da produção anual de queijo no APL de laticínios da região.

4.4 CONCLUSÕES

Neste estudo, foi realizada uma ACV para analisar os benefícios de substituir a lenha da Caatinga pelo gás gerado pelo RSU, seja no aterro sanitário, seja num reator de digestão anaeróbia, relacionados às mudanças climáticas. Para isso, foi necessário calcular as emissões causadas pela retirada da lenha, que se dividiram em três fatores: combustão, extração e MUT. Este último atingiu 50,85 gCO₂/MJ no cenário em que o clima atual se mantém nos próximos anos. Em caso de mudanças climáticas, este número chega a 95,08g CO₂/MJ. A partir destes resultados, é possível afirmar que o efeito da MUT no cálculo destas emissões é significativo e deve ser considerado nos estudos deste tipo.

A utilização do gás produzido pela degradação dos resíduos reduz o impacto nas mudanças climáticas do sistema de gestão de RSU ao substituir eletricidade, gás natural e lenha na matriz energética local, em diferentes níveis: para o sistema de gestão de RSU baseado no aterro sanitário, por exemplo, os resultados foram de -56,8, -106 e -95,9 kg CO₂eq/ton, respectivamente. A característica renovável da matriz elétrica do Nordeste fez com que a primeira solução fosse a menos vantajosa. Por outro lado, a mitigação do impacto ao evitar o consumo de lenha fica próxima daquela referente à redução do uso do gás natural. Se forem consideradas alterações no regime de temperatura e precipitação no bioma Caatinga no clima futuro, os benefícios são ainda maiores, com o resultado atingindo -140 kg CO₂eq/ton.

Desta forma, conclui-se que o aproveitamento energético do RSU tem papel fundamental nas estratégias de combate às mudanças climáticas. Em locais como o Nordeste brasileiro, onde foi realizado o estudo de caso, e em outros países em desenvolvimento, é possível evitar emissões de GEE decorrentes da destinação inadequada dos resíduos e do consumo não sustentável de biomassa florestal.

Como a Caatinga é um bioma complexo cujo comportamento pode variar significativamente, as emissões de MUT calculadas podem estar subestimadas, sobretudo se a extração ocorrer em floresta densa. Logo, recomenda-se que nos trabalhos futuros sejam consideradas estas variações, além de incluírem também análises relacionadas à pegada hídrica dos processos e à biodiversidade.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho investigou, por meio da abordagem de ciclo de vida, os impactos ambientais de um sistema de gestão de RSU no Nordeste do Brasil. As propostas de cenários alternativos visaram o atendimento do Planares e a sustentabilidade ambiental dos arranjos.

No capítulo 2, através de uma análise do estado da arte no Brasil, verificou-se a concentração de estudos na região Sudeste do país e em municípios com mais de 400 mil habitantes, além de não incluir cidades com gestão associada. Adicionalmente, não foram identificadas publicações englobando análises exergéticas, que ajudam a mensurar a eficiência no uso de recursos naturais, ou o uso do RSU para substituir a lenha como combustível.

O estudo de caso proposto no capítulo 3 buscou preencher algumas das lacunas detectadas na revisão bibliográfica, investigando o desempenho de um sistema de gestão de RSU no município de Garanhuns, agreste de Pernambuco. Este sistema, que atualmente se baseia na coleta e no transporte do RSU de sete municípios para o aterro sanitário local, emite 137 kg CO₂eq para cada tonelada de resíduo. As emissões dos veículos envolvidos são responsáveis por 14% deste número. Caso a expansão prevista para o aterro introduza um sistema de coleta de gás de maior eficiência e abarque a geração de energia elétrica a partir deste combustível, será possível melhorar os impactos de mudanças climáticas (-31%), eutrofização de água doce (-106%) e toxicidade humana (-213% para câncer e -15% para não câncer).

Os cenários que priorizaram o atendimento da meta do Planares de recuperação de material reciclável mostraram-se mais favoráveis do que aqueles voltados ao tratamento dos resíduos orgânicos. Logo, dadas as limitações financeiras encontradas nos municípios para gestão de resíduos, é preferível que a meta de recuperação da fração seca do RSU seja priorizada. A partir da análise exergética, foi visto que os metais e os plásticos, ao serem reciclados, reduzem a CExD em comparação com os materiais primários em mais de 90%. O coprocessamento do CDR na indústria cimenteira também causaria redução significativa nos impactos ambientais, mas não superaria os resultados da reciclagem. Além disso, ao gerar emprego e renda, a atividade de reciclagem traz impactos socioeconômicos positivos na região para um número relativamente grande de pessoas, muitas delas em situação de vulnerabilidade. Estes ganhos também devem ser levados em consideração pelos formuladores de políticas públicas.

O capítulo 4 foi um complemento do anterior, aprofundando as análises sobre a recuperação energética do RSU. Desta vez, foi investigada a hipótese de substituição da lenha

pelo gás gerado a partir dos resíduos, visando o atendimento das demandas térmicas do setor de laticínios na região. A avaliação, neste caso, focou no impacto nas mudanças climáticas. Tanto o gás do aterro quanto o do biodigestor se mostraram interessantes para a substituição da lenha. Ao serem consideradas as alterações no clima já em curso, os benefícios são ainda maiores, superando inclusive aqueles relacionados à redução no consumo de gás natural. Os ganhos estão relacionados principalmente às emissões evitadas pela mudança de uso da terra devido à extração não sustentável da lenha. Isso mostra a importância de não considerar apenas a produção de energia elétrica, mas toda a matriz energética do local avaliado, sobretudo nos países em desenvolvimento. Fica cada vez mais evidente, portanto, que a compreensão do contexto socioeconômico é fundamental para a escolha dos sistemas de tratamento de resíduos mais adequados a cada situação.

A partir dos resultados obtidos na tese, é possível concluir que os municípios não podem manter a atual dependência nos aterros sanitários, sobretudo se são plantas de baixa eficiência. É urgente que iniciativas de coleta seletiva sejam implementadas e que o reprocessamento da fração seca do RSU seja priorizada, reduzindo a pressão sobre a exploração dos recursos naturais. Além disso, o aproveitamento energético dos resíduos pode evitar o uso não sustentável de outras fontes de energia, a exemplo da lenha da Caatinga extraída ilegalmente. As similaridades entre os sistemas de gestão de RSU nos países em desenvolvimento tornam os resultados deste estudo úteis também fora no Brasil, para apoio na elaboração de futuras políticas públicas de incentivo à sustentabilidade ambiental.

Espera-se, desta forma, contribuir para a promoção da economia circular na região Nordeste, para o atendimento das metas nacionais do Planares, para o atingimento das Contribuições Nacionalmente Determinadas e, conseqüentemente, para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Para trabalhos futuros, sugere-se:

- Complementar a avaliação de ciclo de vida com outras categorias de impacto ambiental, assim como com análises econômicas e sociais;
- Analisar outras tecnologias em desenvolvimento, como pirólise, gaseificação, biossecagem e biorrefinarias integradas (incluindo a produção de biocombustíveis e de hidrogênio verde);
- Gerar inventários de ciclo de vida para aterro sanitário, pátio de compostagem, sistemas de digestão anaeróbia para RSU, indústrias de reciclagem e plantas de triagem com produção de CDR no Brasil.

- Avaliar outras variáveis relacionadas ao uso do RSU em substituição à lenha da Caatinga, como a pegada hídrica dos processos e os ganhos em biodiversidade.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022**. São Paulo 2022. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2022/>. Acesso em: 6 mar. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores: Valores médios para o ano de 2021**. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2022/outras-pecas-documentais/fatores-conversao-2022.pdf>. Acesso em: 17 abr. 2023.

ALTHOFF, Tiago Diniz *et al.* Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 367–375, 2016.

ANDERSEN, Jacob K. *et al.* Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). **Waste Management and Research**, v. 28, n. 11, p. 1010–1020, 2010.

ANSHASSI, Malak; TOWNSEND, Timothy G. Reviewing the underlying assumptions in waste LCA models to identify impacts on waste management decision making. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND (ABCP). **Panorama do Coprocessamento 2022 (Ano base 2021)**. São Paulo 2022. Disponível em: https://abcp.org.br/wp-content/uploads/2022/12/Panorama_Coprocessamento_2022_Ano_Base_2021_v2.pdf. Acesso em: 25 jun. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida - princípio e estrutura**. Rio de Janeiro 2014a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida - requisitos e orientações**. Rio de Janeiro 2014b.

ATTA, Uzma; HUSSAIN, Majid; MALIK, Riffat Naseem. Environmental impact assessment of municipal solid waste management value chain: A case study from Pakistan. **Waste Management and Research**, v. 38, n. 12, p. 1379–1388, 2020.

AWASTHI, Mukesh Kumar *et al.* Component Technologies for Municipal Solid Waste Management. *Em*: KUMAR, Sunil (org.). **Municipal Solid Waste Management in Developing Countries**. : Taylor & Francis Group, 2016. p. 53–89.

BAILIS, Robert *et al.* The carbon footprint of traditional woodfuels. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 3, p. 266–272, 2015.

BAKAS, Ioannis *et al.* LCA of Solid Waste Management Systems. *Em*: HAUSCHILD, Michael Z.; ROSENBAUM, Ralph K.; OLSEN, Stig Irving (org.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 887–926. *E-book*. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_35.

BARBOSA, Vanessa Vasconcelos *et al.* Influência da variabilidade climática na produção de leite na região semiárida do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 23, 2018.

BEHROOZNIA, Leyla *et al.* Sustainability analysis of landfilling and composting-landfilling for municipal solid waste management in the north of Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 1028–1038, 2018.

BERNDES, Göran *et al.* Bioenergy and land use change-state of the art. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment**, v. 2, n. 3, p. 282–303, 2013.

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

BERNSTAD SARAIVA, A.; SOUZA, R. G.; VALLE, R. A.B. Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro – Investigating the influence of an attributional or consequential approach. **Waste Management**, v. 68, p. 701–710, 2017.

BISINELLA, Valentina *et al.* Environmental assessment of carbon capture and storage (CCS) as a post-treatment technology in waste incineration. **Waste Management**, v. 128, p. 99–113, 2021.

BISINELLA, V. *et al.* Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. **Journal of Cleaner Production**, v. 164, p. 1180–1191, 2017.

BÖSCH, Michael E. *et al.* Applying Cumulative Exergy Demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 3, p. 181–190, 2007.

BOWYER, Jim *et al.* **Understanding Steel Recovery and Recycling Rates and Limits to Recycling**

BRAND, Martha Andreia. Potential use of caatinga forest biomass under sustainable management for energy generation. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 117–127, 2017.

BRASIL. Ministério das Relações Exteriores. **Apresentação da Contribuição Nacionalmente Determinada do Brasil perante o Acordo de Paris**. 2020a. Disponível em: https://www.gov.br/mre/pt-br/canais_atendimento/imprensa/notas-a-imprensa/2020/apresentacao-da-contribuicao-nacionalmente-determinada-do-brasil-perante-o-acordo-de-paris. Acesso em: 21 set. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biomassa para energia no Nordeste: Atualidade e perspectivas**. Brasília 2018.

BRASIL. **Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020**. Estabelece as regras para fertilizantes orgânicos e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília, 2020b.

BRASIL. **Lei 14.026 de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, 2020c. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm. Acesso em: 5 set. 2022.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 27 ago. 2022.

BRASIL. Ministério das Cidades. **O estado da arte da tecnologia de metanização seca**. Brasília 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf. Acesso em: 30 ago. 2022.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 403, de 11 de novembro de 2008**. Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores-PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências. 2008.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Roteiro para implementação de consórcios públicos de manejo de RSU**. 2021. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/protegeer/arquivos/roteiro_mplementacao_consortcios_rsu.pdf. Acesso em: 2 jul. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Subsídios para a Elaboração do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Caatinga**. Brasília 2010b.

BROGAARD, Line K. *et al.* Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 30–45, 2014.

BROGAARD, Line K. *et al.* Quantifying capital goods for biological treatment of organic waste. **Waste Management and Research**, v. 33, n. 2, p. 96–106, 2015.

BROGAARD, Line K. *et al.* Quantifying capital goods for waste landfilling. **Waste Management and Research**, v. 31, n. 6, p. 585–598, 2013.

BROGAARD, L. K.; RIBER, C.; CHRISTENSEN, T. H. Quantifying capital goods for waste incineration. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1390–1396, 2013.

CAMPITELLI, Alessio; SCHEBEK, Liselotte. How is the Performance of Waste Management Systems assessed globally? A Systematic Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122986, 2020.

CEMPRE. **Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado**. 4ªed. São Paulo, SP 2018.

CETRULO, Tiago Balieiro *et al.* Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 205, p. 179–187, 2018.

CHERUBINI, Francesco *et al.* Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, n. 8, p. 434–447, 2009.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Application of LCA modelling in integrated waste management. **Waste Management**, v. 118, p. 313–322, 2020.

CHRISTENSEN, Thomas H. *et al.* C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management and Research**, v. 27, n. 8, p. 707–715, 2009.

CLAVREUL, Julie *et al.* An environmental assessment system for environmental technologies. **Environmental Modelling and Software**, v. 60, p. 18–30, 2014.

CLAVREUL, Julie; GUYONNET, Dominique; CHRISTENSEN, Thomas H. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2482–2495, 2012.

CLIMATE WATCH. **Global Historical Emissions**. 2023. Disponível em: <https://www.climatewatchdata.org/>. Acesso em: 20 jun. 2023.

COELHO JUNIOR, Luiz Moreira; MARTINS, Kalyne de Lourdes da Costa; CARVALHO, Monica. Carbon Footprint Associated with Firewood Consumption in Northeast Brazil: An Analysis by the IPCC 2013 GWP 100y Criterion. **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 10, p. 2985–2993, 2019.

COELHO, Lineker Max Goulart; LANGE, Liséte Celina. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 438–450, 2018.

COPERNICUS CLIMATE CHANGE SERVICE (C3S). **Tracking breaches of the 1.5° global warming threshold**. 2023. Disponível em: <https://climate.copernicus.eu/tracking-breaches-150c-global-warming-threshold>. Acesso em: 29 jun. 2023.

CORNELISSEN, René L; HIRS, Gerard G. The value of the exergetic life cycle assessment besides the LCA. **Energy Conversion and Management**, v. 43, 2002. Disponível em: www.elsevier.com/locate/enconman.

DA CUNHA, Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro; RITTER, Elisabeth; FERREIRA, João Alberto. The use of performance indicators in the evaluation of the operational quality of the Rio de Janeiro state sanitary landfill in the 2013-2015 triennium. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 345–360, 2020.

DAMGAARD, Anders *et al.* **EASETECH User manual**. Lyngby-Taarbæk 2021.

DE LA CRUZ, Florentino B.; CHANTON, Jeffrey P.; BARLAZ, Morton A. Measurement of carbon storage in landfills from the biogenic carbon content of excavated waste samples. **Waste Management**, v. 33, n. 10, p. 2001–2005, 2013.

DE SOUSA, Maria Helena *et al.* Valorizing municipal organic waste to produce biodiesel, biogas, organic fertilizer, and value-added chemicals: an integrated biorefinery approach. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, n. 3, p. 827–841, 2022.

DE SOUZA, L. C.G.; DRUMOND, M. A. **Decentralized composting as a waste management tool connect with the new global trends: a systematic review**. : Institute for Ionics, 2022.

DEWULF, Jo *et al.* **Exergy: Its potential and limitations in environmental science and technology**.

DONG, Jun *et al.* Combined life cycle environmental and exergetic assessment of four typical sewage sludge treatment techniques in China. *Em:* , 2014. **Energy and Fuels**. p. 2114–2122.

DOS REIS, Patrícia Barbosa; DE SOUSA, Maria Helena; MENEZES, Rômulo S. C. Avaliação da compostagem como alternativa para redução de custos e mitigação de impactos ambientais em sistemas de gestão de RSU de municípios brasileiros. **8º Congresso Brasileiro sobre Gestão de Ciclo de Vida**, São Paulo, 2023.

DUAN, Zhenhan; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. **Waste Management**, v. 119, p. 39–62, 2021.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanco Energético Nacional 2022**. Rio de Janeiro 2022. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2022>. Acesso em: 19 set. 2022.

FARACA, Giorgia; ASTRUP, Thomas. Plastic waste from recycling centres: Characterisation and evaluation of plastic recyclability. **Waste Management**, v. 95, p. 388–398, 2019.

FERNANDES, Vitória. **Massfix fatura R\$ 105 milhões em 2022 com reciclagem de vidro**. 2023. Disponível em: <https://forbes.com.br/forbesesg/2023/01/massfix-fatura-r-105-milhoes-em-2022-com-reciclagem-de-vidro/>. Acesso em: 26 fev. 2023.

FREES, Niels *et al.* **Miljømaessige forhold ved genanvendelse af papir og pap: Opdatering af vidensgrundlaget**

FREITAS, Valdner Rosse de *et al.* Análise dos ganhos econômicos e ambientais da automação industrial para eficiência energética de uma caldeira de lenha. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 4, p. 457–471, 2021.

FREITAS, Ruskin Marinho; SANTOS, Kamila Soares de Arruda. **Pernambuco em mapas**. Recife: Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco (CONDEPE/FIDEM), 2011.

FUJII, Minoru *et al.* Contribution to a low-carbon society from improving exergy of waste-to-energy system by upgrading utilization of waste. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 149, p. 586–594, 2019.

GAVILANES-TERÁN, Irene *et al.* Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. **Waste Management**, v. 48, p. 127–134, 2016.

GIODA, Adriana. Residential fuelwood consumption in Brazil: Environmental and social implications. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 367–375, 2019.

GOMES, Luciana Paulo (coordenadora). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GOOGLE. **Google Earth website**. 2023. Disponível em: <https://earth.google.com/web/>. Acesso em: 3 jul. 2023.

GÖTZE, Ramona *et al.* **Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature.** : Elsevier Ltd, 2016.

GRUPO AB. **Sistema BIOCH4NGE (purificação de biogás).** 2022. Disponível em: <https://www.gruppoab.com/pt/bioch4nge/>. Acesso em: 21 set. 2022.

GRZESIK, Katarzyna; MALINOWSKI, Mateusz. Life Cycle Assessment of Mechanical-Biological Treatment of Mixed Municipal Waste. **Environmental Engineering Science**, v. 34, n. 3, p. 207–220, 2017.

GÜERECA, Leonor Patricia; TORRES, Nathalia; JUÁREZ-LÓPEZ, Claudia Roxana. The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, p. 741–748, 2015.

HAKAWATI, Rawan *et al.* What is the most energy efficient route for biogas utilization: Heat, electricity or transport?. **Applied Energy**, v. 206, p. 1076–1087, 2017.

HALOG, Anthony; ANIEKE, Sandra. A Review of Circular Economy Studies in Developed Countries and Its Potential Adoption in Developing Countries. **Circular Economy and Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 209–230, 2021.

HE, Kun; WANG, Li. **A review of energy use and energy-efficient technologies for the iron and steel industry.** : Elsevier Ltd, 2017.

HOLM, Peter E; JENSEN, Lars Stoumann; MCLAUGHLIN, Michael J. Utilization of Biologically Treated Organic Waste on Land. *Em: SOLID WASTE TECHNOLOGY & MANAGEMENT.* : John Wiley & Sons, Ltd, 2010. p. 665–682. *E-book*. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9780470666883.ch43>.

HOU, Jun *et al.* Greenhouse gas mitigation of rural household biogas systems in China: A life cycle assessment. **Energies**, v. 10, n. 2, 2017.

HUIJBREGTS, M.A.J *et al.* **ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization.** Bilthoven, The Netherlands 2016.

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**, v. 298, 2021.

IBÁÑEZ-FORÉS, Valeria *et al.* Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Waste Management**, v. 72, p. 65–77, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativas de população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2021.** 2022. Disponível em: https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2021/POP2021_20220905.pdf. Acesso em: 6 set. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produto Interno Bruto - PIB.** 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>. Acesso em: 6 set. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Desenvolvimento humano nas macrorregiões brasileiras.** Brasília 2016. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/6217/1/Desenvolvimento%20humano%20nas%20macrorregi%C3%B5es%20brasileiras.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2022.

INSTITUTO PRAGMA. **Anuário da reciclagem 2022.** 2022. Disponível em: <https://www.anuariodareciclagem.eco.br/>. Acesso em: 7 mar. 2023.

IPCC. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol. 5 - Chapter 3: Solid Waste Disposal.** 2019. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/5_Volume5/19R_V5_3_Ch03_SWDS.pdf. Acesso em: 2 jul. 2023.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol. 2 - Chapter 2: Stationary Combustion.** 2006a. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf. Acesso em: 2 jul. 2023.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol. 4 - Chapter 2 - Generic methodologies applicable to multiple land-use categories.** 2006b. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf.

Acesso em: 2 jul. 2023.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol. 5 - Chapter 3: Solid waste disposal.** 2006c. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_3_Ch3_SWDS.pdf. Acesso em: 2 jul. 2023.

IQBAL, Asad; LIU, Xiaoming; CHEN, Guang Hao. **Municipal solid waste: Review of best practices in application of life cycle assessment and sustainable management techniques.** : Elsevier B.V., 2020.

ISTRATE, Ioan Robert *et al.* **Review of life-cycle environmental consequences of waste-to-energy solutions on the municipal solid waste management system.** : Elsevier B.V., 2020.

JUNQUEIRA, Henrique Santos; MEDEIROS, Diego Lima; COHIM, Eduardo. Management of solid urban waste in Feira de Santana: energy demand and carbon footprint. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 125–139, 2022.

KAZA, Silpa *et al.* **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.** Washington, DC 2018.

KHAN, Afzal Husain *et al.* **Municipal solid waste generation and the current state of waste-to-energy potential: State of art review.** : Elsevier Ltd, 2022.

KHANDELWAL, Harshit *et al.* Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 630–654, 2019.

KOTAS, T. J. **The Exergy Method of Thermal Plant Analysis.** : Butterworths, 1985.

LARSEN, Anna W. *et al.* Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. **Waste Management and Research**, v. 27, n. 7, p. 652–659, 2009.

LAURENT, Alexis *et al.* Methodological review and detailed guidance for the life cycle interpretation phase. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 5, p. 986–1003, 2020.

LAURENT, Alexis *et al.* Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 589–606, 2014.

LEME, Marcio Montagnana Vicente *et al.* Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 8–20, 2014.

LIIKANEN, Miia *et al.* Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150–162, 2018.

LIMA, Priscila De Moraes *et al.* Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. **Waste Management**, v. 78, p. 857–870, 2018.

LIMA, Priscila de Morias *et al.* Environmental assessment of waste handling in rural Brazil: Improvements towards circular economy. **Cleaner Environmental Systems**, v. 2, 2021.

LIMA, Priscila de Moraes *et al.* Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. **Waste Management**, v. 90, p. 59–71, 2019.

LIPPEL. **Nova geração de Picadores e Trituradores Urbanos Lippel**. 2022. Disponível em: <https://www.lippel.com.br/noticias/nova-geracao-de-picadores-e-trituradores-urbanos-lippel-a-certeza-da-escolha-certa/#:~:text=O%20consumo%20de%20combust%C3%ADvel%20em,litros%20de%20Diesel%20por%20hora>. Acesso em: 26 set. 2022.

MAIA, Iracema Souza *et al.* Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 665–675, 2015.

MARTÍNEZ-BLANCO, Julia *et al.* The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v. 30, n. 6, p. 983–994, 2010.

MAYER, Felix; BHANDARI, Ramchandra; GÄTH, Stefan. Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. **Science of the Total Environment**, v. 672, p. 708–721, 2019.

MELO, Fernando Henrique Ferreira de Alves. **Caracterização e estudo do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em um consórcio municipal do estado de Pernambuco**. 2015. Dissertação de mestrado - UFPE, Caruaru, 2015.

MENDES, Mara Regina; ARAMAKI, Toshiya; HANAKI, Keisuke. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 41, n. 1, p. 47–63, 2004.

MENEZES, Rômulo Simões Cezar *et al.* Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma**, v. 390, 2021.

MERRILD, Hanna; DAMGAARD, Anders; CHRISTENSEN, Thomas H. Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 12, p. 1391–1398, 2008.

MERSONI, Cristina; REICHERT, Geraldo Antônio. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: O caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

MIRANDA, Lin-Manuel. **History Has Its Eyes on You**. 2015. Disponível em: <https://open.spotify.com/intl-pt/track/1mGO8rwCE9zk7H06OxcU5m?si=ac9e48dc3dbb41a9>. Acesso em: 3 jul. 2023.

MULYA, Kyle Sebastian *et al.* A systematic review of life cycle assessment of solid waste management: Methodological trends and prospects. **Science of the Total Environment**, v. 831, 2022.

NASCIMENTO, Victor Fernandez *et al.* Municipal solid waste disposal in Brazil: improvements and challenges. **Int. J. Environment and Waste Management**, v. 23, n. 3, p. 300–318, 2019.

NIELSEN, Malene; NIELSEN, Ole-Kenneth; PLEJDRUP, Marlene Schmidt. **Danish emission inventories for stationary combustion plants - Inventories until 2015**

NOBRE, Noéli. **Brasil ratifica Acordo de Paris sobre Mudança do Clima**. 2016. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/noticias/497879-brasil-ratifica-acordo-de-paris-sobre-mudanca-do-clima/>. Acesso em: 28 maio 2023.

OHNISHI, Satoshi *et al.* Efficient energy recovery through a combination of waste-to-energy systems for a low-carbon city. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 394–405, 2018.

OLESEN, Andreas Ole Urup; DAMGAARD, Anders. **Landfilling in EASETECH: Data collection and modelling of the landfill modules in EASETECH**Downloaded from **orbit.dtu.dk on: dez** Disponível em: www.env.dtu.dk. .

OLIVEIRA, Benone Otávio Souza de *et al.* Eco-efficiency transition applied to municipal solid waste management in the Amazon. **Journal of Cleaner Production**, v. 373, 2022.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). **Geração de Energia**. 2023. Disponível em: Fonte: https://www.ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/geracao_energia.aspx. Acesso em: 13 jun. 2023.

PAES, Michel Xocaira *et al.* Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 254, 2020a.

PAES, Michel Xocaira *et al.* Transition towards eco-efficiency in municipal solid waste management to reduce GHG emissions: The case of Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 263, 2020b.

PÉREZ, Lorena Espinoza *et al.* Closing the gap in the municipal solid waste management between metropolitan and regional cities from developing countries: A life cycle assessment approach. **Waste Management**, v. 124, p. 314–324, 2021.

PERNAMBUCO. **Composição do valor adicionado bruto, por atividade econômica de Pernambuco**. 2019. Disponível em:

http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao_formato2.aspx?CodInformacao=1300&Cod=3. Acesso em: 6 set. 2022.

PERNAMBUCO. Secretaria das Cidades. **Programa de coleta seletiva: Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco - RDM/PE**. Recife 2018.

PETROBRAS. **Coque verde de petróleo: Informações técnicas** Disponível em: <http://sites.petrobras.com.br/minisite/assistenciatecnica/>. .

POTENZA, Renata Fragoso *et al.* **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil** Disponível em: https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_9/OC_03_relatorio_2021_FINAL.pdf. Acesso em: 22 ago. 2022.

PREFEITURA DE GARANHUNS. **Copergás inaugura rede local de gás natural em Garanhuns**. 2022. Disponível em: <https://garanhuns.pe.gov.br/copergas-inaugura-rede-local-de-gas-natural-em-garanhuns/>. Acesso em: 29 mar. 2023.

PTASINSKI, K. Exergy Analysis. *Em: EFFICIENCY OF BIOMASS ENERGY: AN EXERGY APPROACH TO BIOFUELS, POWER, AND BIOREFINERIES*. 1ª eded. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2016.

REICHERT, Geraldo Antônio; MENDES, Carlos André Bulhões. Life cycle assessment and decision making support in integrated and sustainable municipal solid waste management. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 301–313, 2014.

REIS, Patrícia Barbosa. **Diagnóstico da viabilidade econômica da compostagem dos resíduos sólidos orgânicos gerados no município de Passira-PE**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021.

RIBER, Christian; PETERSEN, Claus; CHRISTENSEN, Thomas H. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1251–1257, 2009.

RIGAMONTI, L. *et al.* A step forward in quantifying the substitutability of secondary materials in waste management life cycle assessment studies. **Waste Management**, v. 114, p. 331–340, 2020.

RIGAMONTI, L. *et al.* Environmental evaluation of plastic waste management scenarios. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 85, p. 42–53, 2014.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 934–944, 2009.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 16–17, p. 1652–1662, 2010.

RITCHIE, Hannah; ROSER, Max; ROSADO, Pablo. **Energy**. 2022. Disponível em: <https://ourworldindata.org/energy-mix>. Acesso em: 19 jun. 2023.

ROCAMORA, Ildefonso *et al.* Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. **Bioresource Technology**, v. 299, 2020.

SAER, Alex *et al.* Life cycle assessment of a food waste composting system: Environmental impact hotspots. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 234–244, 2013.

SANTOS, Mauro G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: Can it tolerate climate changes?. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, n. 1, p. 83–99, 2014.

SANTOS, Hudson Carlos Maia *et al.* Life cycle assessment of cheese production process in a small-sized dairy industry in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 4, p. 3470–3482, 2017.

SANTOS JÚNIOR, Edvaldo Pereira *et al.* Potentialities and Impacts of Biomass Energy in the Brazilian Northeast Region. **Energies**, v. 16, n. 9, 2023.

SHAH, Anil V. *et al.* Municipal solid waste as a sustainable resource for energy production: State-of-the-art review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, 2021.

SILVA, José Maria Cardoso *et al.* The Caatinga: Understanding the challenges. *Em: CAATINGA: THE LARGEST TROPICAL DRY FOREST REGION IN SOUTH AMERICA*. : Springer International Publishing, 2017. p. 3–19.

SILVA, Victor; CONTRERAS, Francisco; BORTOLETO, Ana Paula. 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**, v. 279, 2021.

SILVA, Isaias Moura de Moraes; GÓMEZ-MALAGÓN, Luis Arturo. Análise de viabilidade técnica da aplicação de energia termossolar em processos de pasteurização. **Revista de Engenharia e Pesquisa Aplicada**, v. 4, n. 4, 2019. Disponível em: <https://orcid.org/0000-0001-5530-3023>.

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Rev Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 567–575, 2008.

SOARES, Fabio Rubens; MIYAMARU, Emília Satoshi; MARTINS, Gilberto. Desempenho ambiental da destinação e do tratamento de resíduos sólidos urbanos com reaproveitamento energético por meio da avaliação do ciclo de vida na Central de Tratamento de Resíduos – Caieiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 993–1003, 2017.

SZARGUT, Jan; MORRIS, David R. Cumulative exergy consumption and cumulative degree of perfection of chemical processes. **Energy Research**, v. 1, n. 1, p. 245–261, 1987.

TANG, Yuanjun *et al.* Environmental and exergetic life cycle assessment of incineration- and gasification-based waste to energy systems in China. **Energy**, v. 205, 2020.

TÁVORA, Luciana Elizabeth da Mota; CAVALCANTI, Antônio Vaz de Albuquerque. **Arranjo produtivo de laticínios em Pernambuco: plano de melhoria de competitividade**. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado de Pernambuco (SECTI/PE), 2017. *E-book*. Disponível em: www.secti.pe.gov.br.

TONINI, Davide *et al.* Chapter 17.2 - Life Cycle Assessment of Landfilling. *Em*: COSSU, Raffaello; STEGMANN, Rainer (org.). **Solid Waste Landfilling**. : Elsevier, 2018. p. 955–972. *E-book*. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780124077218000462>.

TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DE PERNAMBUCO (TCE-PE). **Pernambuco consegue zerar número de lixões no Estado**. 2023. Disponível em: <https://www.tce.pe.gov.br/internet/index.php/mais-noticias-invisivel/415-2023/marco/6941->

atuacao-do-tce-pernambuco-consegue-zerar-numero-de-lixoes-no-estado. Acesso em: 29 mar. 2023.

TURNER, David A.; WILLIAMS, Ian D.; KEMP, Simon. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 234–248, 2016.

UN. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/9814>. Acesso em: 20 jun. 2023.

UNEP. **Paris Agreement**. 2015. Disponível em: https://unfccc.int/sites/default/files/english_paris_agreement.pdf. Acesso em: 12 maio 2023.

UNEP; ISWA. **Global waste management outlook**. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18356/765baec0-en>. Acesso em: 6 set. 2022.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**. : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WANG, Lei; TEMPLER, Richard; MURPHY, Richard J. A Life Cycle Assessment (LCA) comparison of three management options for waste papers: Bioethanol production, recycling and incineration with energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 89–98, 2012.

WANG, Shuguang; ZENG, Yang. **Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review**. : Elsevier Ltd, 2018.

WENZEL, Henrik; HAMELIN, Lorie. **Identifying marginal biomass supply and its carbon footprint under varying future framework conditions**. : Centre for Life Cycle Engineering, University of Southern Denmark, 2015.

WERNET, Gregor *et al.* The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 1218–1230, 2016.

WORLD STEEL ASSOCIATION. **2022 World Steel in Figures** Disponível em: <https://worldsteel.org/wp-content/uploads/World-Steel-in-Figures-2022-1.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2023.

ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt *et al.* Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 229, p. 989–1003, 2019.

APÊNDICE A - FATORES DE DEMANDA DE EXERGIA ACUMULADA PARA CADA INSUMO SUBSTITUÍDO DOS CENÁRIOS AVALIADOS.

Insumos	Inventários	Unidade	CExD (MJeq/unidade)
Água	<i>tap water, tap water production, conventional treatment, BR</i>	kg	0.06
Amônia anidra	<i>ammonia, anhydrous, liquid, market for ammonia, anhydrous, liquid, RoW</i>	kg	50.90
Cal	<i>lime, hydrated, loose weight, market for lime, hydrated, loose weight, RoW</i>	kg	4.90
Carvão (antracito)	<i>hard coal, market for hard coal, RoW</i>	kg	28.40
Carvão ativado	<i>activated carbon, granular, market for activated carbon, granular, GLO</i>	kg	135.00
Diesel	<i>diesel, market for diesel, BR</i>	kg	53.60
Eletricidade	<i>Marginal Electricity Process - NE</i> <i>55,9%: electricity, high voltage, electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore, BR-North-eastern grid</i> <i>32,7%: electricity, high voltage, electricity production, hydro, reservoir, tropical region, BR-North-eastern grid</i> <i>7,0%: electricity, low voltage, electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, single-Si, panel, mounted, RoW</i> <i>1,5%: electricity, high voltage, electricity production, natural gas, conventional power plant, BR-North-eastern grid</i> <i>1,5%: electricity, high voltage, electricity production, natural gas, combined cycle power plant, BR-North-eastern grid</i> <i>1,1%: electricity, medium voltage, electricity, from municipal waste incineration to generic market for electricity, medium voltage, RoW</i> <i>0,3%: electricity, high voltage, electricity production, oil, BR-North-eastern grid</i>	kWh	4.87
Gás natural - calor	<i>heat, district or industrial, natural gas, heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW, RoW</i>	MJ	1.17
Hidróxido de sódio	<i>sodium hydroxide, without water, in 50% solution state, chlor-alkali electrolysis, diaphragm cell, RoW</i>	kg	32.70

Óleo combustível - calor	<i>heat, district or industrial, other than natural gas,heat production, heavy fuel oil, at industrial furnace 1MW,RoW</i>	MJ	1.31
Materiais substituídos			
Gás natural	<i>natural gas, high pressure,market for natural gas, high pressure,BR</i>	m ³	43.90
Fertilizante mineral N	<i>inorganic nitrogen fertiliser, as N,market for inorganic nitrogen fertiliser, as N,BR</i>	kg	121.00
Fertilizante mineral P	<i>inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5, market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5, BR</i>	kg	55.10
Fertilizante mineral K	<i>inorganic potassium fertiliser, as K2O, market for inorganic potassium fertiliser, as K2O, BR</i>	kg	19.40
Coque de petróleo	<i>petroleum coke,petroleum coke production, petroleum refinery operation,RoW</i>	kg	39.70
Papel	<i>containerboard, linerboard,market for containerboard, linerboard,RoW</i>	kg	19.40
PEAD	<i>polyethylene, high density, granulate,polyethylene production, high density, granulate,RoW</i>	kg	84.20
PP	<i>polypropylene, granulate,polypropylene production, granulate,RoW</i>	kg	85.20
PEBD	<i>polyethylene, low density, granulate,polyethylene production, low density, granulate,RoW</i>	kg	88.80
PET	<i>polyethylene terephthalate, granulate, amorphous,polyethylene terephthalate production, granulate, amorphous,RoW</i>	kg	84.90
Aço	<i>steel, low-alloyed,steel production, converter, low-alloyed,RoW</i>	kg	30.40
Alumínio	<i>aluminium, primary, ingot,aluminium production, primary, ingot,RoW</i>	kg	286.00
Vidro	<i>packaging glass, white,packaging glass production, white,RoW</i>	kg	22.80

APÊNDICE B - CENÁRIOS SIMULADOS NO EASETECH

Figura A1 - Cenário Base: Aterro Sanitário de Garanhuns

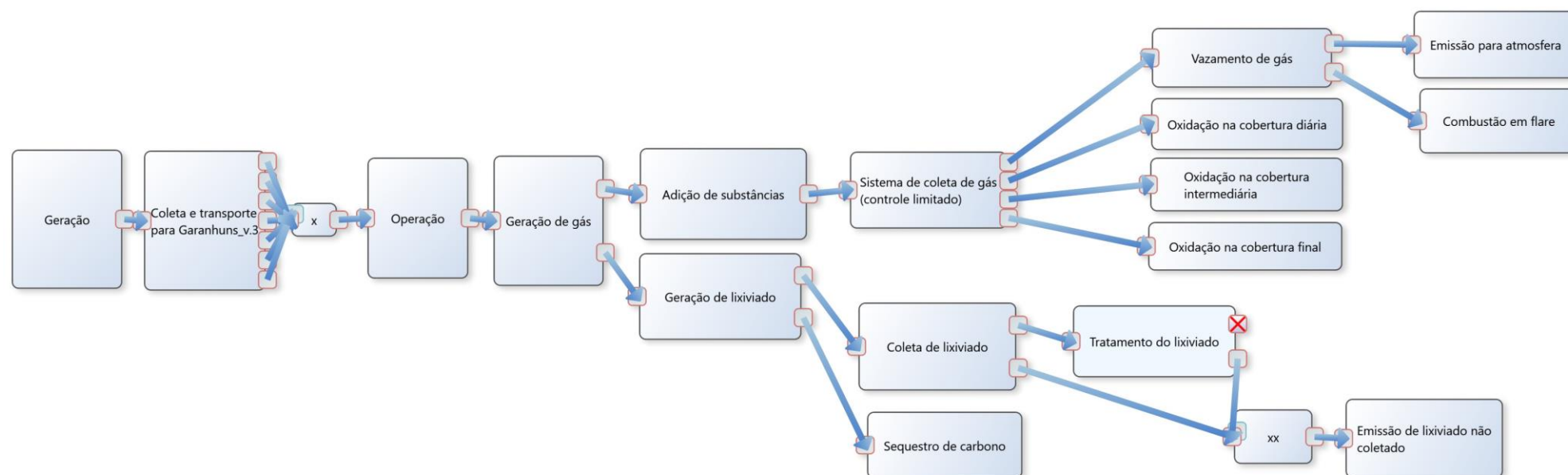


Figura A2 - Cenário 1(a): Aterro sanitário (gás de aterro para eletricidade)

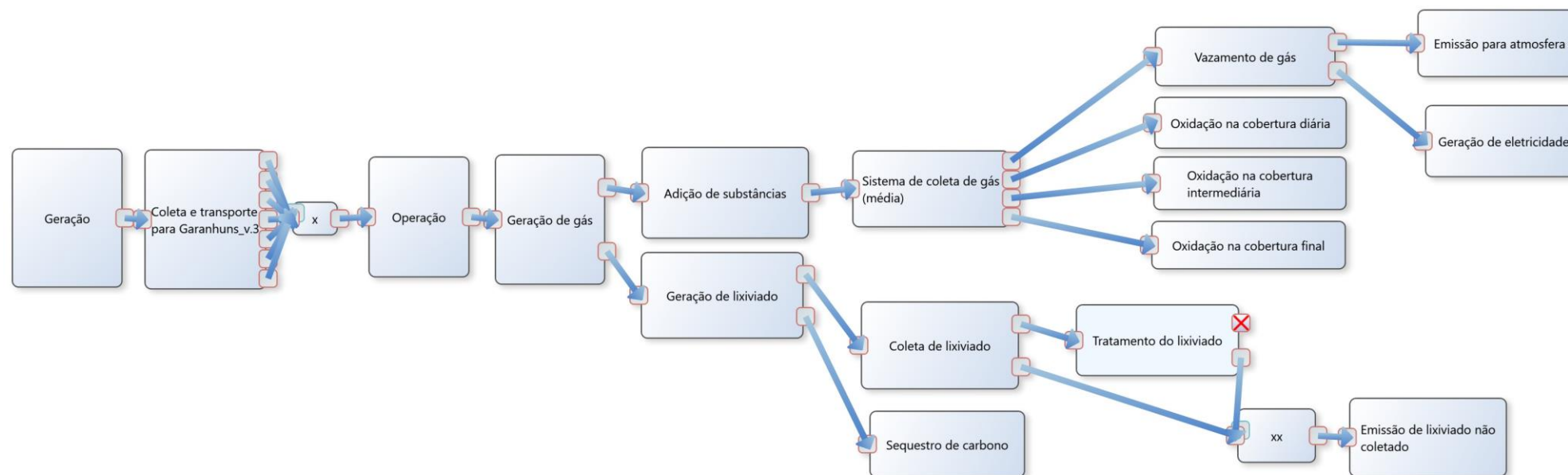


Figura A3 - Cenário 1(b): Aterro sanitário (gás de aterro para biometano)

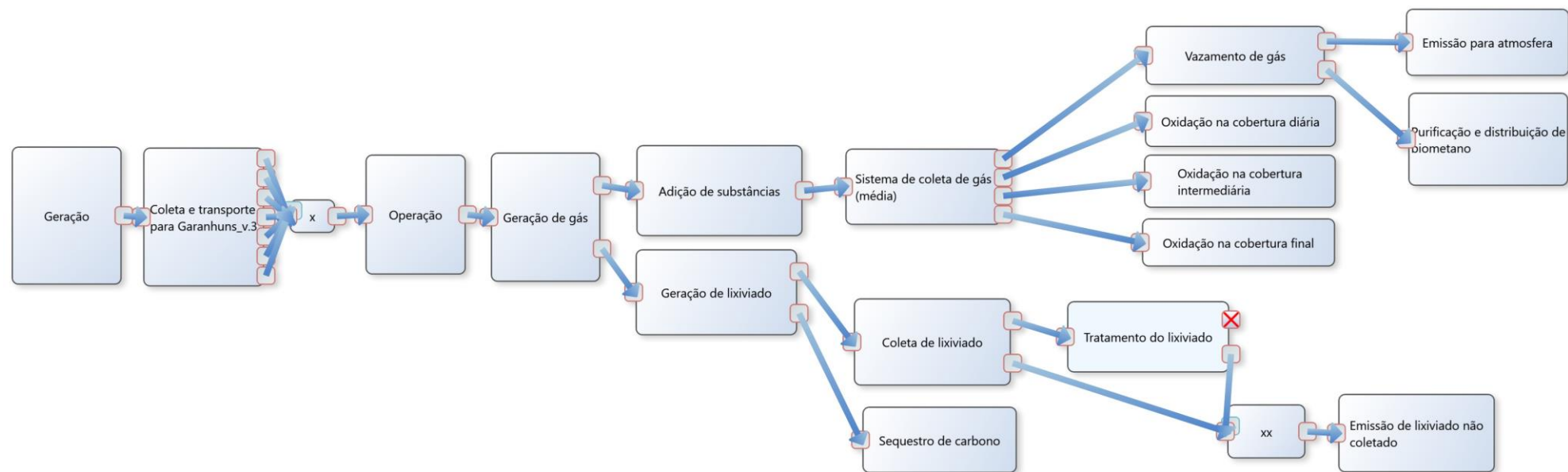


Figura A4 – Cenário 1(c): Incineração

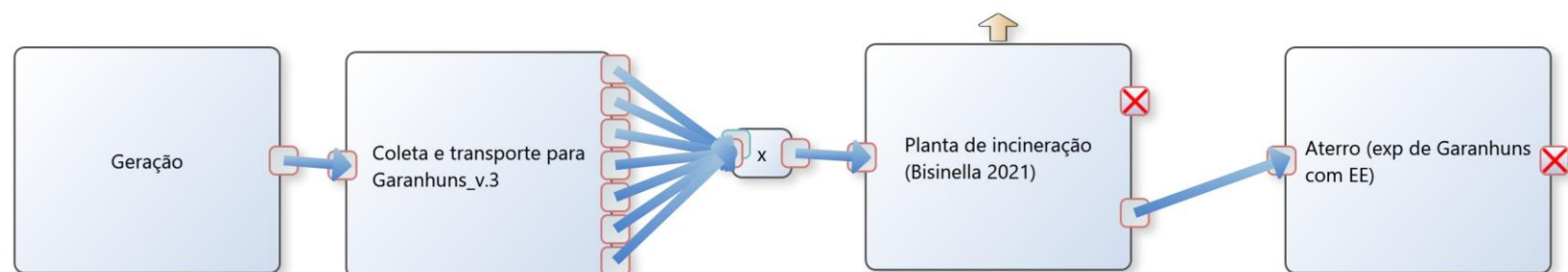


Figura A5 - Cenário 2(a): Compostagem centralizada

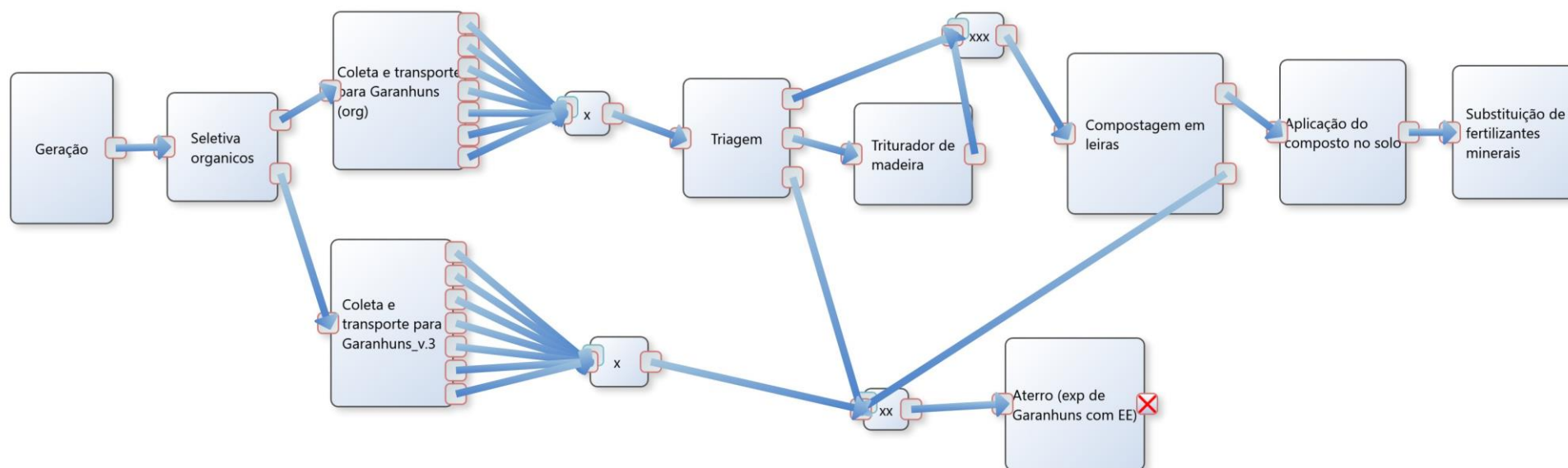


Figura A6 - Cenário 2(b): Compostagem descentralizada

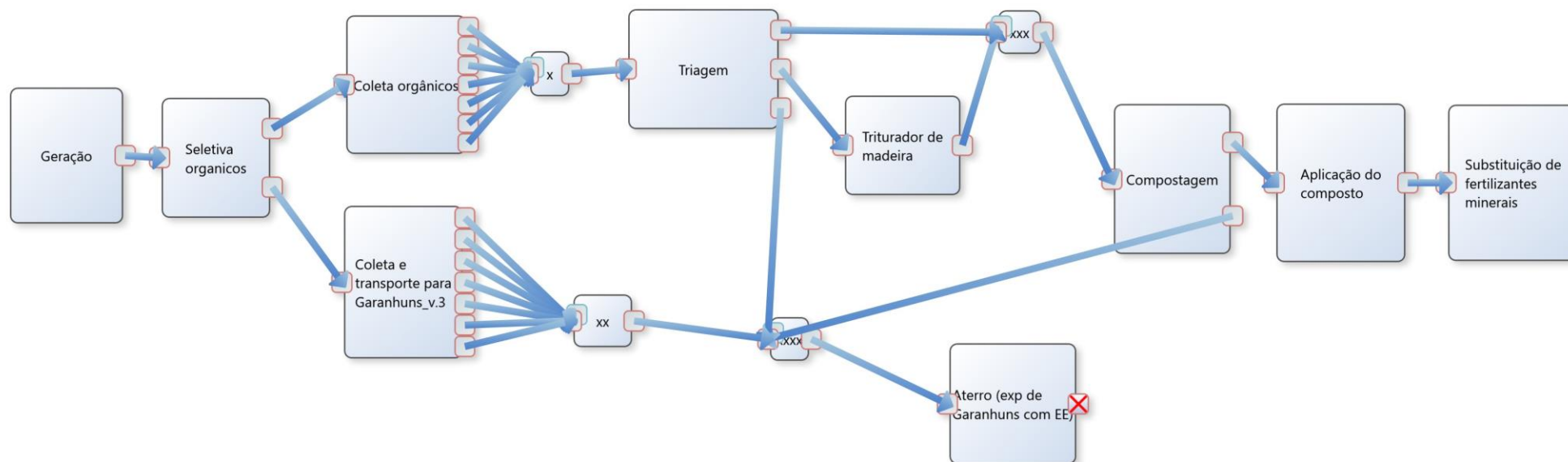


Figura A7 - Cenário 2(c): Digestão anaeróbia (biogás para eletricidade)

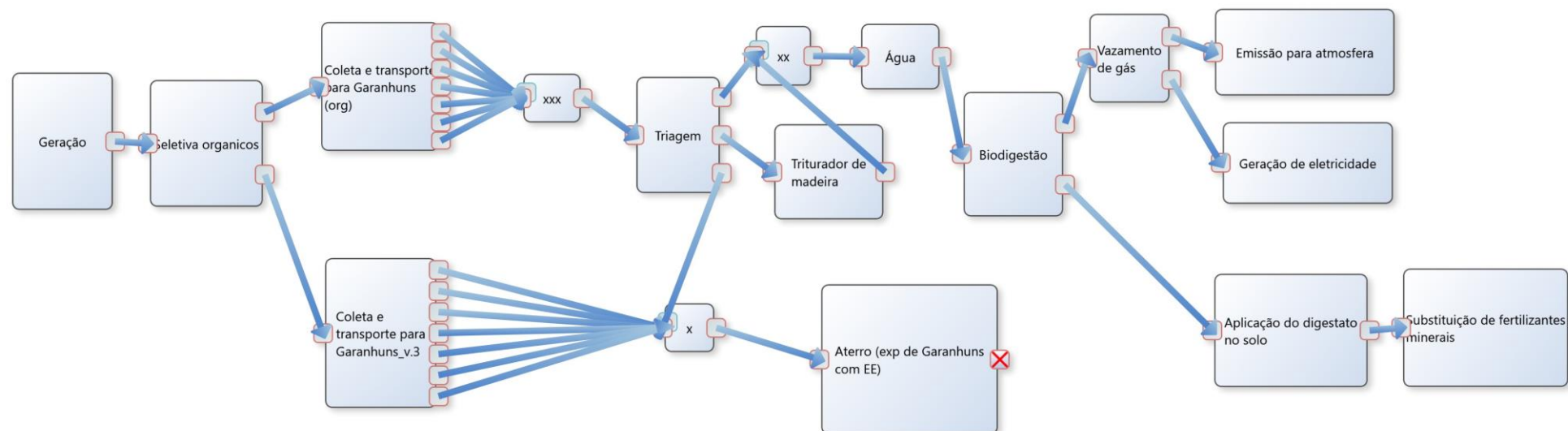


Figura A8 - Cenário 2(d): Digestão anaeróbia (biogás para biometano)

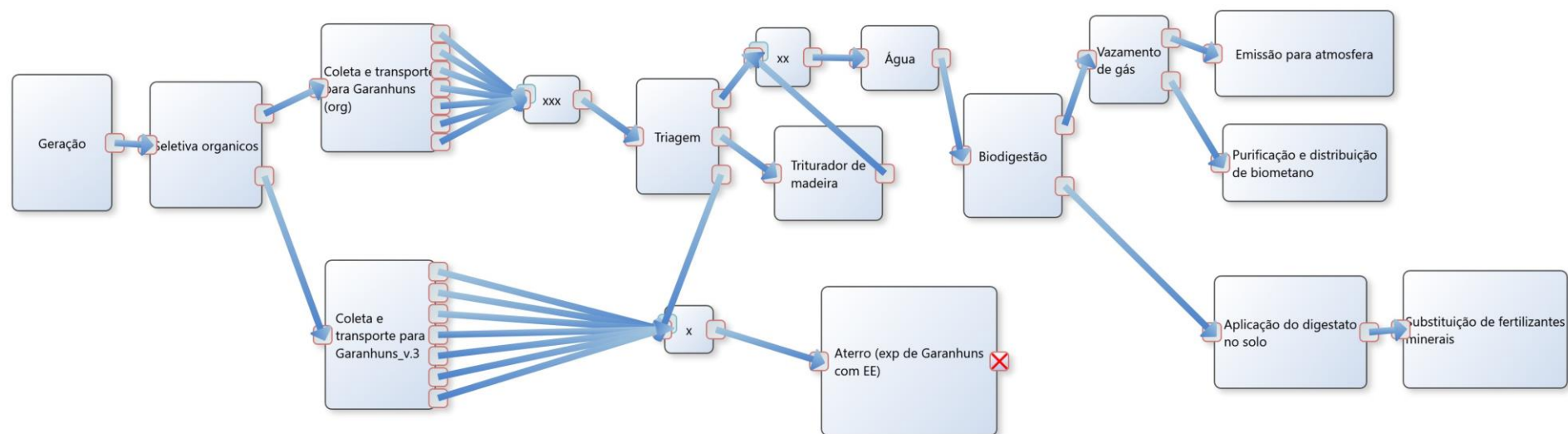


Figura A9 - Cenário 3(a): Reciclagem de papel e plástico

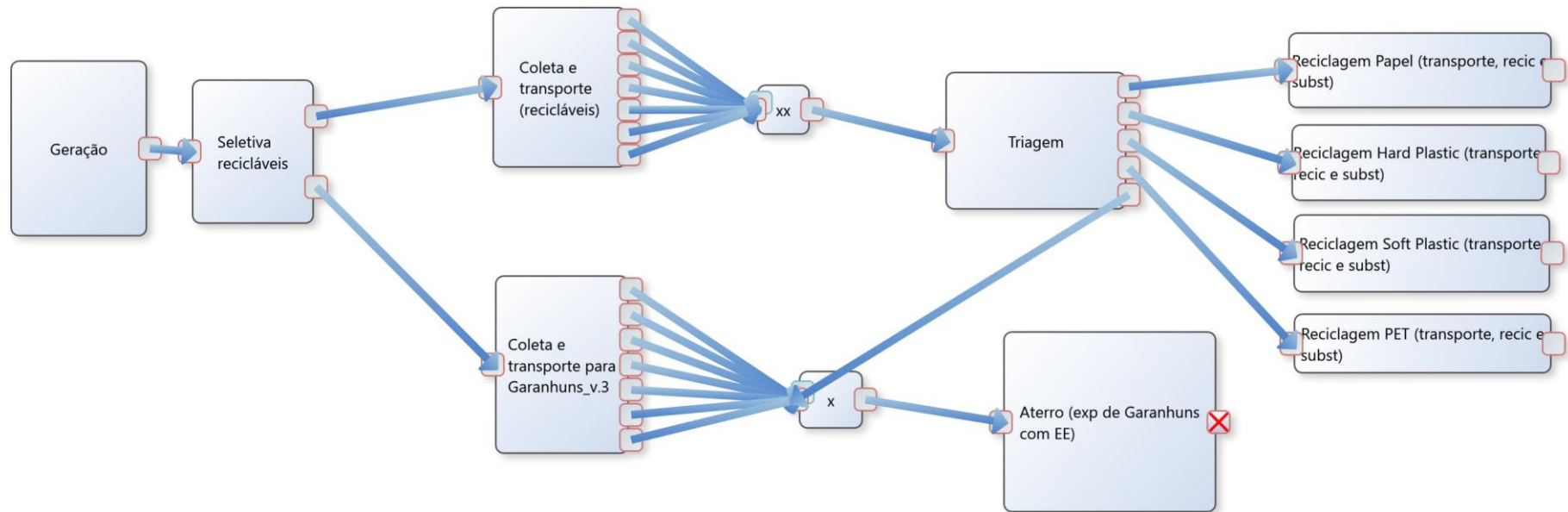


Figura A10 - Cenário 3(b): Reciclagem de papel, plástico, vidro e metal

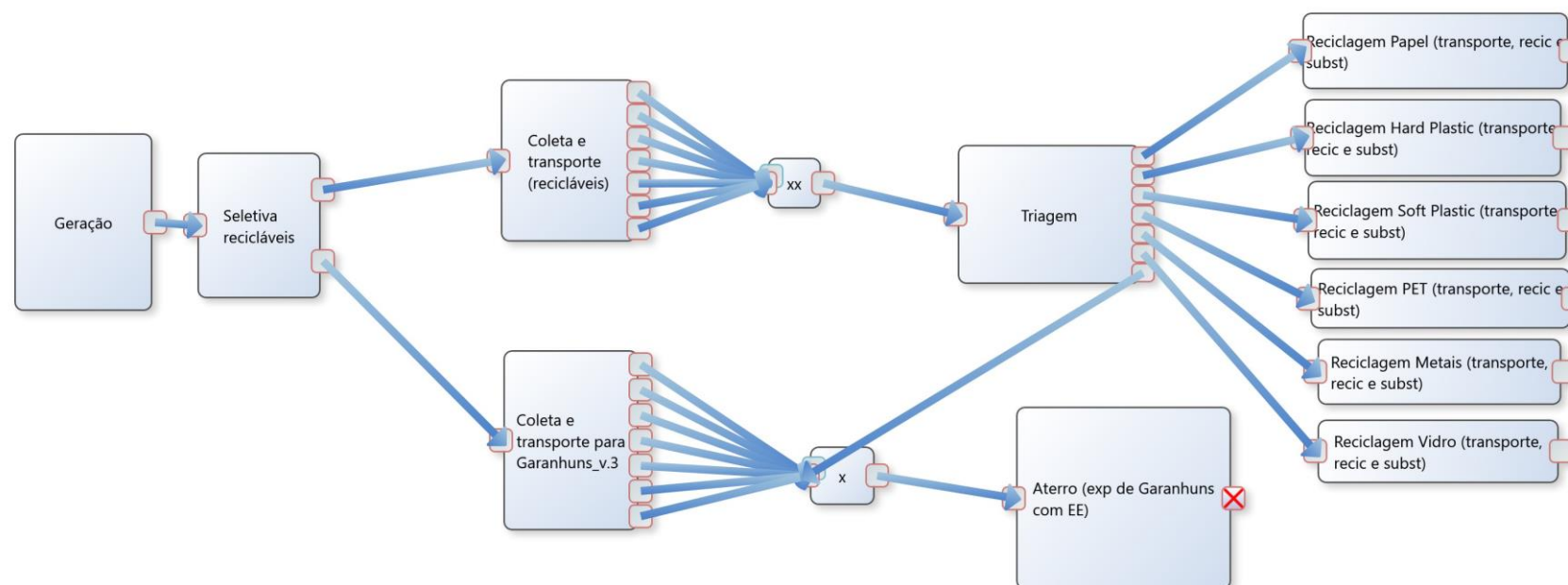


Figura A11 - Cenário 4(a): Compostagem descentralizada e reciclagem de papel, plástico, vidro e metal.

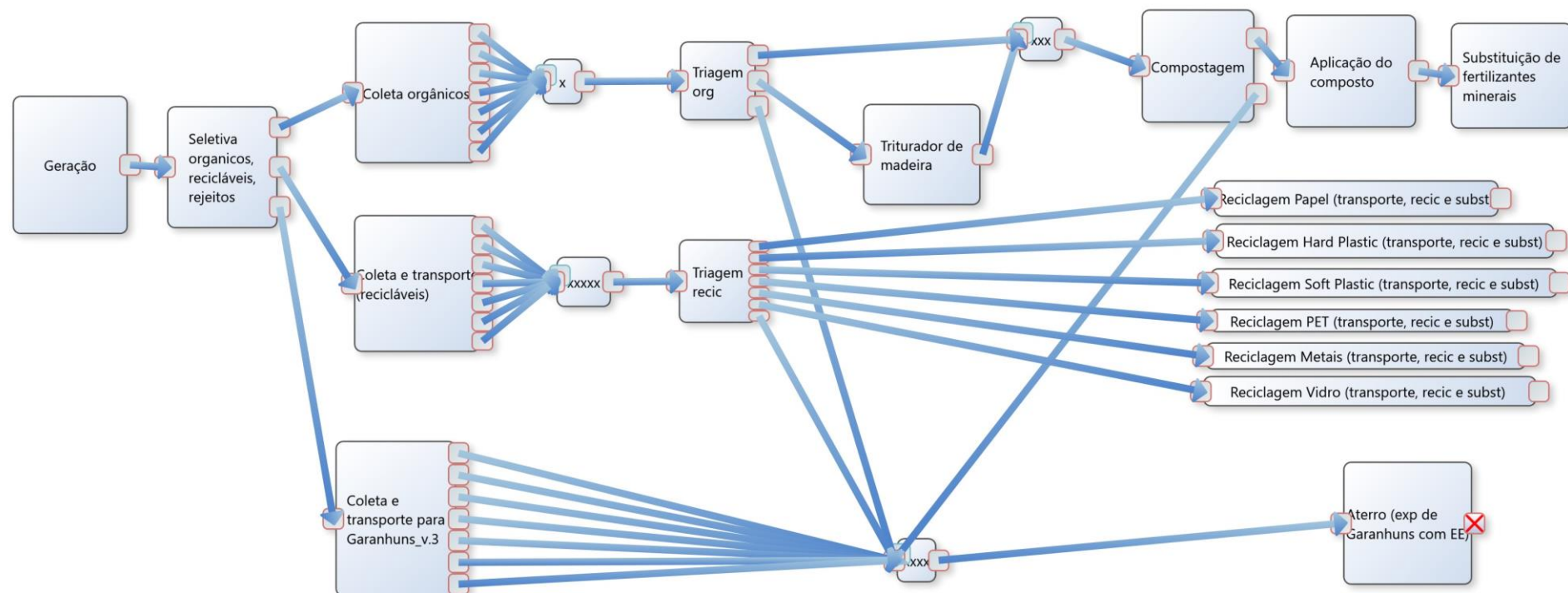


Figura A12 - Cenário 4(b): Planta de triagem e produção de CDR

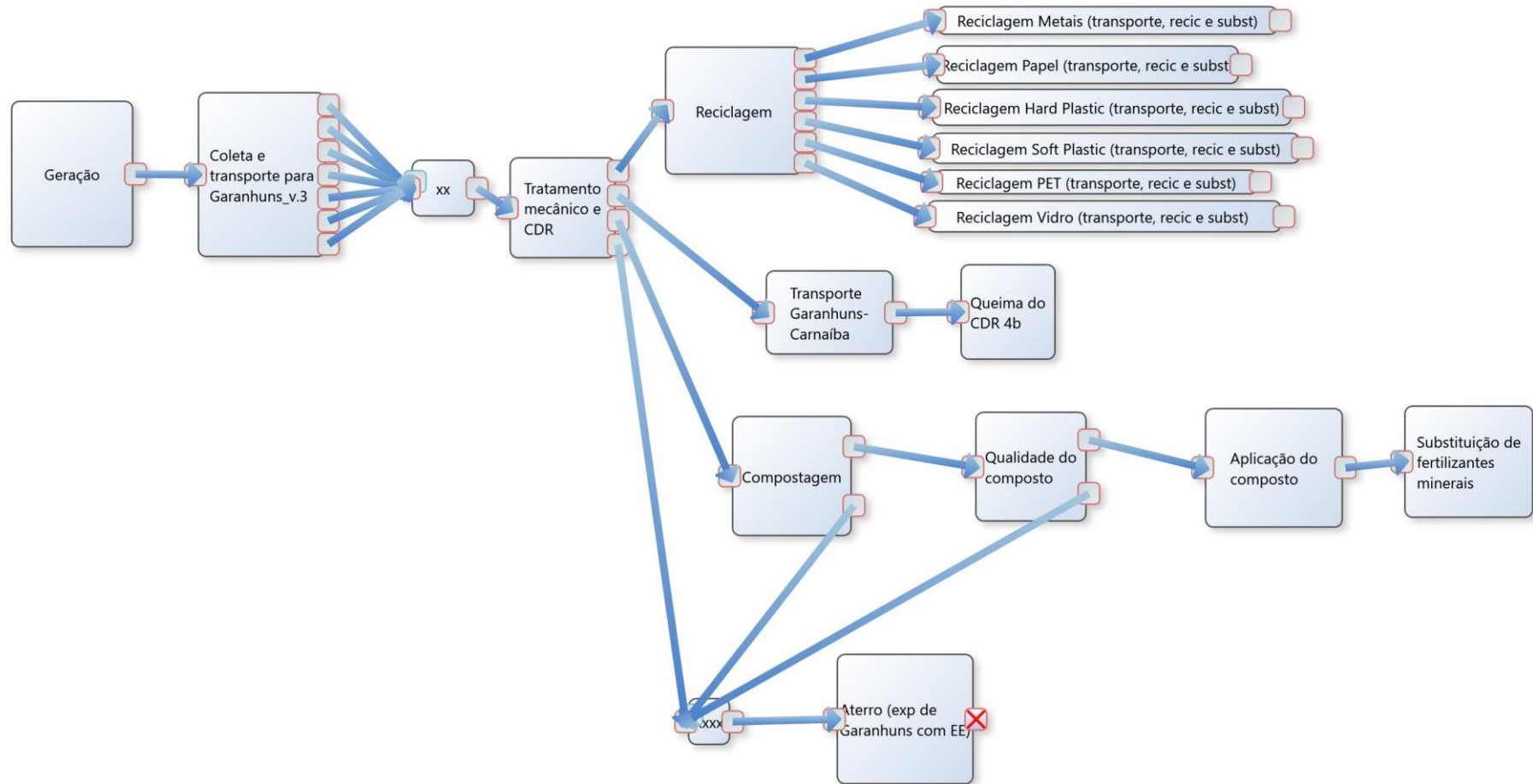
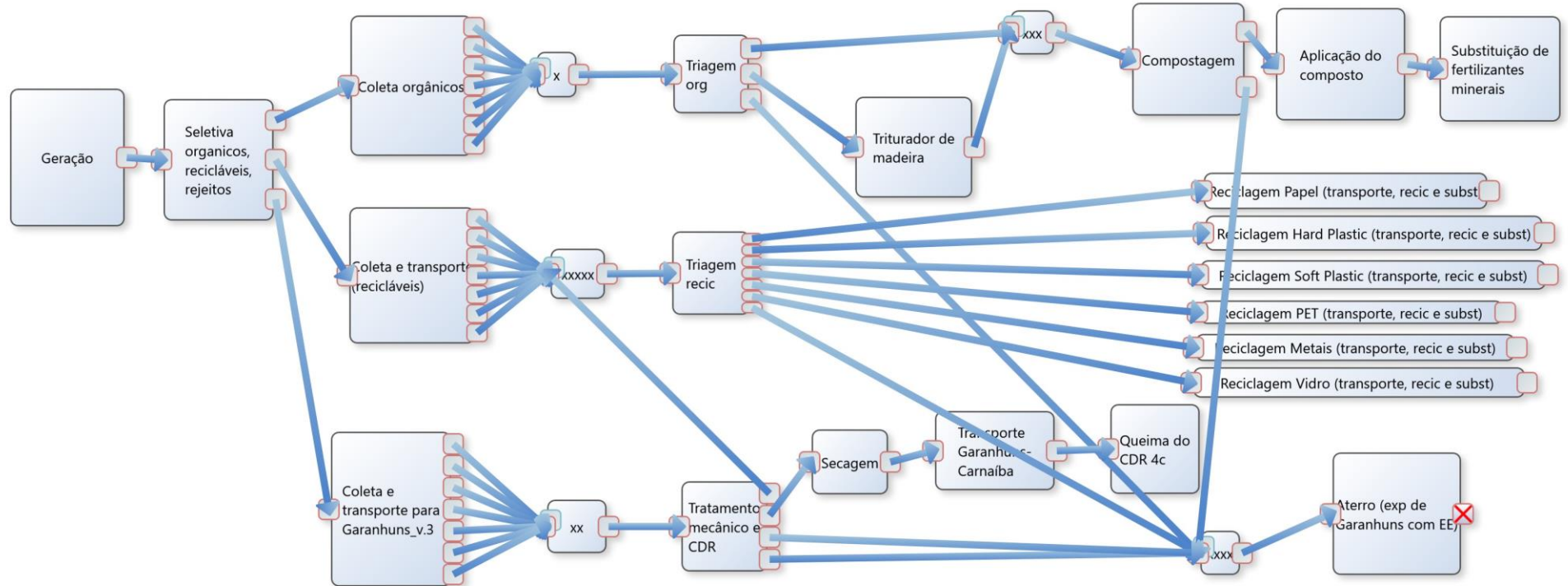


Figura A13 - Cenário 4(c): Compostagem descentralizada, reciclagem de papel, plástico, vidro e metal e planta de triagem e produção de CDR



ANEXO A - METAS PREVISTAS PELO PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Meta	Descrição	Indicadores
1	Aumentar a sustentabilidade econômico-financeira do manejo de resíduos pelos municípios	1.1 Até 2024, 100% dos municípios terão alguma forma de cobrança pela prestação dos serviços de manejo de resíduos.
		1.2. Até 2040, 68% dos municípios em território nacional terão assegurado equilíbrio econômico-financeiro de, pelo menos, 75% entre a receita arrecadada e as despesas com os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos.
2	Aumentar a capacidade de gestão dos municípios	2. Até 2040, 100% dos municípios terão seus planos de gestão integrada de resíduos elaborados
		2.1. Até 2040, 94,1% dos municípios integrarão um consórcio público para prestação de serviços de manejo de resíduos.
3	Eliminar práticas de disposição final inadequada e encerrar lixões e aterros controlados.	3. Encerramento dos lixões e aterros controlados até 2024.
		3.1. Universalização da coleta regular de RSU até 2036.
		3.2. Nenhum município dispondo RSU em aterro controlado e lixões até 2024
		3.3. Eliminar a disposição de RSU em lixões e aterros controlados até 2024.
4	Reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada.	4. Recuperar 48,1% da massa total de RSU em âmbito nacional até 2040
5	Promover a inclusão social e emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis.	5. Até 2040, 95% dos municípios que utilizam serviços de catadores e cooperativas deverão formalizar contrato com cooperativas e associações de catadores para prestação de serviço de manejo de materiais recicláveis.
6	Aumentar a recuperação da fração seca dos RSU.	6. Recuperar 20% de recicláveis secos, em relação à massa total de RSU, até 2040.
		6.1. Assegurar que 72,6% da população tenha acesso a sistemas de coleta seletiva até 2040.
		6.2. Serão recuperadas 50% das embalagens em geral por sistemas de logística reversa até 2040.
7	Aumentar a reciclagem da fração orgânica do RSU.	7. Recuperar 13,5% da fração orgânica, em relação à massa total de RSU, até 2040.
		7.1. Todos os municípios do Brasil devem ter alguma iniciativa de valorização de resíduos orgânicos, como coleta seletiva de orgânicos, compostagem e digestão anaeróbia em escala piloto ou comercial,

		unidades de tratamento mecânico-biológico, dentre outros, até 2040.
8	Aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás de RSU.	8. Até 2040, mais de 60% do biogás gerado em processos de digestão anaeróbia e nos aterros sanitários será aproveitado energeticamente, com potencial para abastecer 9,5 milhões de domicílios com eletricidade.
		8.1. Todos os aterros sanitários terão eficiência mínima de captação de biogás de 50% para aproveitamento energético, com uma potência instalada de 257 MW até 2040, suficiente para abastecer 7,5 milhões de domicílios com eletricidade até 2040.
		8.2. Cerca de 4% da massa nacional será digerida anaerobicamente com aproveitamento energético do biogás, tendo potencial de abastecer 2,0 milhões de domicílios com eletricidade até 2040.
9	Aumentar a recuperação e aproveitamento energético por meio de tratamento térmico de RSU.	9. Até 2040, o país contará com uma potência instalada de 994 MW, o que seria suficiente para abastecer 27 milhões de domicílios com eletricidade.

Fonte: Brasil (2022)