



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Thaís Nogueira da Silva

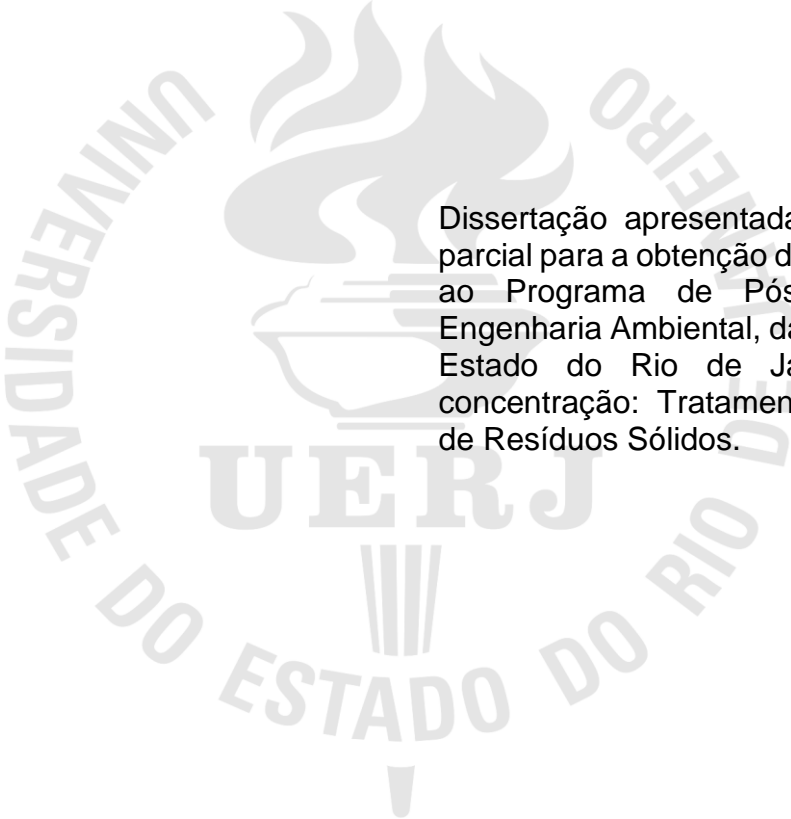
**Avaliação do Ciclo de Vida do Processo de Metanização de
Resíduos Orgânicos de Grandes Geradores do Caju, Rio de Janeiro**

Rio de Janeiro

2023

Thaís Nogueira da Silva

**Avaliação do Ciclo de Vida do Processo de Metanização de Resíduos
Orgânicos de Grandes Geradores do Caju, Rio de Janeiro**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e Destino Final de Resíduos Sólidos.

Orientadora: Prof^a. D.Sc. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

S586 Silva, Thaís Nogueira da.
Avaliação do ciclo de vida do processo de metanização de
resíduos orgânicos de grandes geradores do Caju, Rio de Janeiro /
Thaís Nogueira da Silva. – 2023.
88 f.

Orientadora: Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Resíduos orgânicos - Teses. 3.
Metano - Teses. 4. Usinas elétricas - Teses. I. van Elk, Ana Ghislane
Henriques Pereira. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Engenharia. III. Título.

CDU 628.4.042

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial
desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Thaís Nogueira da Silva

**Avaliação do Ciclo de Vida do Processo de Metanização de Resíduos
Orgânicos de Grandes Geradores do Caju, Rio de Janeiro**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Tratamento e Destino Final de Resíduos Sólidos.

Aprovado em 21 de dezembro de 2023.

Banca Examinadora:

Prof.^a. D.Sc. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk (Orientadora)
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof.^a. D.Sc. Luiggia Girardi Bastos Reis de Araújo
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro – IFRJ

Prof. D. Sc. Rosane Cristina de Andrade
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Rio de Janeiro

2023

DEDICATÓRIA

À Deus, por sustentar todos os meus passos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por guiar os meus passos, pelos desafios que me trouxeram grandes aprendizados, pelas vitórias que recebi e pelas que virão, pela sabedoria e orientação nos momentos mais difíceis, por me fazer seguir sempre em frente e pela força e visão concedida a cada dia na minha caminhada acadêmica.

Agradeço à minha família. À minha mãe por seu amor incondicional e pela força desde o início da minha jornada. Aos meus irmãos Lia e Caio Isaías, pela dedicação e entendimento, principalmente nos momentos de grande tensão que ocorreram durante esta jornada.

Agradeço à minha querida diretora Maria Teresa Soares por me apoiar na elaboração deste trabalho, compreendendo as minhas necessidades no espaço corporativo e ajudando a passar pelos desafios encontrados ao longo destes últimos anos, bem como à toda equipe GBBR.

À minha querida amiga Jéssica Freitas, não tenho palavras para agradecer todo apoio e incentivo, com palavras e ações que me ajudaram a prosseguir nos momentos mais difíceis.

Ao amigo Rafael de Freitas, por toda ajuda, apoio e palavras de ânimo, quando eu mais precisava. Obrigada por ser solícito, pela troca de experiências e por dividir comigo seus entendimentos acerca do tema. Meus sinceros agradecimentos.

Agradeço à minha amiga Pammela Primo, a quem tive o prazer de conhecer antes mesmo do processo seletivo do PEAMB, não imaginando que seria a minha grande parceira de Pós-Graduação (Mestrado e Especialização, à propósito) e a quem devo gratidão por, na ocasião da prova de aptidão, ter me incentivado a chegar, ainda que tardiamente, devido a um forte temporal, quando imaginei não ser possível realizar a mesma.

Agradeço aos meus colegas de turma pela cooperação e ajuda mútua. Costumo dizer que o nosso lema é “juntos somos mais fortes”, pois quando um necessita, todos apoiam. Apesar do distanciamento social causado pela pandemia de Covid 19, sempre estivemos unidos.

Agradeço à minha querida orientadora, professora Ana Ghislane por todo o auxílio, atenção, dedicação e apoio. Obrigada pelos direcionamentos e pela

compreensão com as intercorrências que ocorreram ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Agarramos um desafio e tanto e sou verdadeiramente grata por tê-la como orientadora e auxiliadora nesta jornada tão ímpar em minha vida.

À professora Bettina Susanne, que mesmo em meio a tantas orientações e compromissos profissionais e pessoais, me ajudou, e a quem tive o enorme prazer de receber grandes ensinamentos acerca do tema de Avaliação do Ciclo de Vida e demais assuntos pertinentes, que me auxiliaram na confecção desta pesquisa. Deixo aqui os meus mais sinceros agradecimentos.

Agradeço a todos os professores do Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da UERJ (PEAMB), por toda a compreensão e auxílio durante a elaboração desta dissertação e a todos os professores que, mesmo em tempos de pandemia, se esmeraram para garantir a qualidade de suas aulas, levando o que há de melhor em suas especialidades para os alunos e fazem do PEAMB um dos melhores programas de Pós-Graduação a nível de mestrado em Engenharia Ambiental do Brasil. Cito, representando todo o corpo docente do PEAMB, os professores Ghandi Giordano, Marcia Marques, Elisabeth Ritter, Alena Netto, obrigada por todo o conhecimento compartilhado que me fizeram aprender e crescer muito dentro da profissão.

Agradeço ainda aos membros da banca, por aceitarem o convite de participar da defesa deste trabalho e por terem, direta ou indiretamente, contribuído para a realização deste trabalho.

Por fim, agradeço à Universidade do Rio de Janeiro – UERJ pela oportunidade de realizar o curso de Pós-graduação a nível de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental nesta casa tão acolhedora.

Mas esforçai-vos, e não desfaleçam as vossas mãos; porque a vossa obra tem uma
recompensa.

2 crônicas 15:7

RESUMO

SILVA, Thaís Nogueira da. *Avaliação do ciclo de vida do processo de metanização de resíduos orgânicos de grandes geradores do Caju, Rio de Janeiro*. 2023. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2023.

O correto gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é um dos maiores desafios enfrentados nos municípios brasileiros. Atualmente, a destinação final em aterros sanitários é a alternativa mais utilizada e disseminada. Desta forma, é importante que estudos sobre cenários alternativos de gestão de resíduos orgânicos sejam realizados, através de métodos que avaliem seus impactos para o meio ambiente. Neste sentido, o presente trabalho tem por objetivo avaliar, preliminarmente, o processo de metanização da fração orgânica dos resíduos de grandes geradores do município do Rio de Janeiro, por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV foi realizada através do software OpenLCA, usando a base de dados da Ecoinvent para a análise de inventário. Foi aplicada a metodologia ReCiPe 2016, midpoint (H) para avaliar os impactos ambientais, baseando-se nas categorias de impacto de mudanças climáticas, ecotoxicidade terrestre, formação de material particulado e acidificação terrestre. Foi possível identificar e quantificar os processos e fluxos que mais contribuíram para a geração de impactos ambientais. Os fluxos de dióxido de enxofre (SO₂) e amônia (NH₃) contribuíram com a formação de material particulado e acidificação terrestre, assim como o óxido nitroso (NO_x) para as mudanças climáticas. O processo de cogeração de energia foi o que mais demonstrou contribuição entre as categorias de impacto estudadas. Este trabalho pode servir como um *start* para outros estudos sobre a adesão ao processo de metanização para tratamento da FORSU como uma alternativa ao envio direto destes resíduos para o aterro sanitário.

Palavras-Chave: Tratamento de resíduos orgânicos; Biogás; Metanização; Avaliação do Ciclo de Vida.

ABSTRACT

SILVA, Thaís Nogueira da. *Life Cycle Assessment of the Methanization Process of Organic Waste from Large Caju Generators, Rio de Janeiro*. 2023. 88 f. Dissertation (MSc in environmental engineering) - Faculty of Engineering, State University of Rio de Janeiro, 2023.

The correct management of the organic fraction of urban solid waste (FORSU) is one of the biggest challenges faced in Brazilian municipalities. Currently, final disposal in landfills is the most used and widespread alternative. Therefore, it is important that studies on alternative organic waste management scenarios are carried out, using methods that assess their impacts on the environment. In this sense, the present work aims to preliminarily evaluate the methanization process of the organic fraction of waste from large generators in the city of Rio de Janeiro, using the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. The LCA was carried out using the OpenLCA software, using the Ecoinvent database for inventory analysis. The ReCiPe 2016, midpoint (H) methodology was applied to evaluate environmental impacts, based on the impact categories of climate change, terrestrial ecotoxicity, formation of particulate matter and terrestrial acidification. It was possible to identify and quantify the processes and flows that most contributed to the generation of environmental impacts. Fluxes of sulfur dioxide (SO₂) and ammonia (NH₃) contributed to the formation of particulate matter and terrestrial acidification, as did nitrous oxide (NO_x) to climate change. The energy cogeneration process was the one that demonstrated the greatest contribution among the impact categories studied. This work can serve as a start for other studies on adhering to the methanization process to treat FORSU as an alternative to sending this waste directly to the landfill.

Keywords: Treatment of organic waste; Biogas; Methanization; Life Cycle Assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.....	23
Figura 2 – Sequência metabólica e os grupos envolvidos na digestão anaeróbia. ...	23
Figura 3 - Classificação básica das principais biotecnologias de metanização.....	26
Figura 4 - Principais etapas de tratamento de resíduos orgânicos via MESB com recirculação de lixiviado e faixa de duração das etapas ao longo da batelada.	29
Figura 5 - Etapas de tratamento e purificação do biogás para concentração do biometano conforme seu uso final.....	31
Figura 6 - Desenvolvimento da Avaliação do Ciclo de Vida.	33
Figura 7 - Fases de uma ACV.	34
Figura 8 - Atribuições do objetivo e escopo.....	36
Figura 9 - Estrutura midpoint-endpoint para avaliação de impacto do ciclo de vida. .	44
Figura 10 - Estrutura metodológica para a realização do trabalho.	51
Figura 11 - Município do Rio de Janeiro.....	52
Figura 12 - Município do Rio de Janeiro Subdividido por áreas de planejamento.....	53
Figura 13 (a, b) – ETR Caju.	55
Figura 14 - Fluxograma básico do sistema de Tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos via metanização em estado sólido por bateladas (MESB) – TMethar.....	56
Figura 15 (a, b, c, d, f) – Fotos da planta de metanização da ETR Caju – Sistema TMethar.....	56
Figura 16 - Demarcação da fronteira do sistema.	60
Figura 17 - Esquema das etapas consideradas na ACV.....	61
Figura 18 - Percurso considerado na etapa do transporte da FORSU.....	63
Figura 19 - Ilustração da contribuição do processo do processo Metanização TMethar (etapa 2).....	67
Figura 20 - Contribuições para o Potencial de Aquecimento Global (kg CO ₂ -Eq).....	68
Figura 21 - Ilustração da contribuição do processo de cogeração de energia no potencial de aquecimento global.....	69
Figura 22 - Contribuições para a acidificação terrestre (kg SO ₂ -Eq).....	70

Figura 23 - Ilustração da contribuição do processo de cogeração de energia na acidificação terrestre	71
Figura 24 - Contribuições para a ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB-Eq).	72
Figura 25 - Contribuições para a formação de material particulado (kg PM10-Eq)...	73
Figura 26 - Comparação entre as contribuições dos fluxos de NH ₃ e SO ₂ no processo de cogeração de energia.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relações dos ODS com a gestão adequada dos resíduos sólidos.....	19
Tabela 2 - Pontos importantes para a escolha do sistema de biodigestão.	25
Tabela 3 - Composição média do biogás gerado na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.....	300
Tabela 4 – Alguns termos fundamentais para a metodologia de ACV.....	35
Tabela 5 - Softwares para avaliação do ciclo de vida.	39
Tabela 6 - Principais banco de dados de ciclo de vida europeus.....	40
Tabela 7 - Exemplos de fator de caracterização.	422
Tabela 8 - Métodos utilizados em estudos de ACV.....	433
Tabela 9 - Categorias de impacto dos métodos de cálculo de abordagem midpoint para ACV.....	445
Tabela 10 - Alguns trabalhos na área de gerenciamento de RSU e RO que utilizaram ACV.....	488
Tabela 11 - Inventário do Ciclo de Vida.	62
Tabela 12 - Principais aspectos e requerimentos operacionais, poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogenerador CHP tipo ciclo Otto.....	64
Tabela 13 – Percentuais de contribuição para a categoria de potencial de aquecimento global.	68
Tabela 14 - Percentuais de contribuição para a categoria de potencial de acidificação terrestre.....	70
Tabela 15 - Percentuais de contribuição para a categoria de potencial de ecotoxicidade terrestre.....	72
Tabela 16 - Percentuais de contribuição para a categoria de potencial de formação de material particulado.....	74
Tabela 17 - Resumo das contribuições totais por categoria de impacto.....	74
Tabela 18 - Contribuições significativas de alguns fluxos utilizados na AICV.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida
COVID-19	<i>Coronavirus Disease 2019</i>
DA	Digestão Anaeróbia
ETR	Estação de Tratamento de Resíduos
FC	Fatores de Caracterização
FORSU	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases de Efeito Estufa
GG	Grandes Geradores
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
MDR	Ministério do Desenvolvimento Regional
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PRSB	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil
RDO	Resíduo Domiciliar
RO	Resíduo Orgânico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UPI	Unidade de Produção de Inóculo

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
1 OBJETIVOS	16
1.1 Objetivo Geral.....	16
1.2 Objetivos Específicos	16
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos.....	17
2.2 A Digestão anaeróbia como tecnologia de tratamento dos resíduos orgânicos	20
2.2.1 Biotecnologias de metanização	25
2.2.2 Biogás	29
2.3 A Ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	32
2.3.1 Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida	34
2.3.2 Softwares	39
2.3.3 Base de dados de ciclo de vida	40
2.3.4 Abordagem de ACV.....	41
2.3.5 Métodos de cálculo.....	42
2.3.6 Categorias de impacto.....	44
2.4 Avaliação de Ciclo de Vida e Gerenciamento de Resíduos	47
3 METODOLOGIA	51
3.1 Caracterização da Área de Estudo	52
3.1.1 O município e o gerenciamento dos resíduos orgânicos.....	52
3.2 Avaliação do Ciclo de Vida	57
3.2.1 Fase 1: Definição de Objetivo e Escopo	57
3.2.2 Fase 2: Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	61
3.2.3 Fase 3: Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida	65
4 RESULTADOS	66
4.1 Contribuições Potenciais por Categoria de Impacto Ambiental.....	67
4.1.1 Categoria Potencial de Aquecimento Global.....	67
4.1.2 Categoria acidificação terrestre	69
4.1.3 Categoria ecotoxicidade terrestre	71
4.1.4 Categoria formação de material particulado	73
5 CONCLUSÃO	78
REFERÊNCIAS	80

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o estilo de vida da sociedade, com altos padrões de produção e consumo, tem contribuído para o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) (ABRELPE, 2021). Por essa razão, o correto gerenciamento dos resíduos sólidos faz-se necessário, visando a minimização de impactos ambientais e à saúde humana (BRASIL, 2010).

De acordo com Campos *et al.* (2021), as projeções para a geração global de resíduos mostram que, a produção aumentará de 2,01 bilhões de toneladas, registradas em 2016, para cerca de 3,40 bilhões de toneladas de resíduos até 2050, sendo esperado para os países da América Latina e Caribe um crescimento de quase 60%, passando de 231 milhões para 369 milhões de toneladas, no mesmo período

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, em 2022, o país gerou em torno de 81,8 milhões de toneladas de RSU, sendo 1,043 kg/hab.dia.

A composição gravimétrica dos resíduos no Brasil é bastante heterogênea e demonstra presença significativa de fração orgânica no RSU. Os resíduos orgânicos são compostos por alimentos, resíduos de cozinha de residências e restaurantes, de fábricas de processamento de alimentos e de biodegradáveis de jardins e parques. (ARDOLINO; PARRILLO; ARENA, *et al.*, 2018). Os resíduos orgânicos são os principais componentes do RSU, correspondendo a cerca de 50% do seu total (SINIR, 2022).

Em 2010 foi sancionada a Lei federal nº 12.305/2010 que estabelece a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), obrigando os municípios brasileiros a pensarem na limpeza urbana e manejo dos resíduos. As determinações da PNRS levaram a busca por melhores tecnologias de tratamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) (MERSONI; REICHERT, 2017).

Uma das dificuldades mais frequentes dos gestores municipais ao encararem a quantidade de resíduos orgânicos gerados em seus municípios é decidir qual rota tecnológica utilizar para a sua gestão (MERSONI; REICHERT, 2017). Dentre as diversas formas de disposição da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

(FORSU) o aterro sanitário apresenta-se como a tecnologia predominantemente utilizada (BRASIL, 2020; GUEDES, *et al.*, 2021; BRASIL, 2021, BRASIL, 2022). Embora o aterro seja a forma de disposição mais utilizada, este tipo de destinação pode gerar efeitos danosos, impactando aspectos socioambientais e econômicos (FERREIRA, *et al.*, 2020; GUEDES, *et al.*, 2021). Além disso, a PNRS estabelece uma hierarquia para a gestão dos resíduos, sendo sugerido a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A destinação final ambientalmente adequada envolve estratégias de tratamento como a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético (BRASIL, 2010). Assim, existem outras rotas tecnológicas de tratamento, sobretudo da FORSU, visando a valorização destes resíduos, que precisam ser consideradas, como a compostagem e a digestão anaeróbia.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode ser considerada uma ferramenta técnica de apoio à tomada de decisão sobre a rota tecnológica a ser adotada no gerenciamento dos resíduos orgânicos. A ACV considera todo o ciclo de vida de um produto, desde a extração e aquisição de matérias-primas, através da produção de energia e materiais, manufatura, uso, tratamento de fim de vida até a disposição final (BRASIL, 2014a) e por essa razão, pode auxiliar no planejamento e definição de processos de tratamento (GOMES *et al.*, 2015; MENGUE *et al.*, 2015; DAI-PRÁ *et al.*, 2018; MERSONI; REICHERT, 2017; SARAIVA *et al.*, 2017; PALERMO *et al.*, 2020; RICHARD *et al.*, 2021).

Este estudo, contudo, buscou avaliar o desempenho ambiental do processo de metanização para o gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos do município do Rio de Janeiro, especialmente os resíduos orgânicos de grandes geradores da Estação de Transferência de Resíduos do Caju, no Rio de Janeiro, por meio da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo Geral

Avaliar o processo de metanização da fração orgânica dos resíduos sólidos de grandes geradores do município do Rio de Janeiro por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.

1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar os impactos ambientais nas categorias de: mudanças climáticas (potencial de aquecimento global), ecotoxicidade, formação de material particulado e acidificação;
- Identificar quais processos possuem as maiores contribuições em cada categoria de impacto;
- Identificar os percentuais de contribuição dos processos modelados em cada categoria de impacto;
- Identificar os fluxos usados na avaliação do ciclo de vida que contribuem com as categorias de impacto.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente – MMA (2021), os resíduos orgânicos podem ser considerados como um problema ambiental, quando destinados inadequadamente. Uma vez gerado, o Resíduo Orgânico (RO) precisa receber o tratamento adequado para estabilizar a matéria orgânica e evitar impactos ambientais. Por isso, é necessário adotar um sistema eficiente de gerenciamento que atenda desde a fonte até a disposição final.

São materiais que, em ambientes naturais equilibrados, se degradam espontaneamente e reciclam os nutrientes nos processos da natureza. Mas quando derivados de atividades humanas, especialmente em ambientes urbanos, podem se constituir em um sério problema ambiental, pelo grande volume gerado e pelos locais inadequados em que são armazenados ou dispostos. A disposição inadequada de resíduos orgânicos gera chorume, emissão de metano na atmosfera e favorece a proliferação de vetores de doenças. Assim, faz-se necessária a adoção de métodos adequados de gestão e tratamento destes grandes volumes de resíduos, para que a matéria orgânica presente seja estabilizada e possa cumprir seu papel natural de fertilizar os solos (BRASIL, 2021).

A disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sem estrutura para o tratamento e/ou valorização contribui consideravelmente para degradação do meio ambiente pela contaminação do solo, das águas superficiais e das águas subterrâneas por meio da percolação, lixiviação e carreamento do lixo e, ainda, propicia a proliferação de vetores transmissores de doenças infectocontagiosas colocando em risco a saúde pública (VICTORINO *et al.*, 2016).

Dois aspectos são relevantes em relação aos impactos da destinação final dos resíduos orgânicos: a) o custo do sistema de coleta e destinação em geral não é recuperado e b) a destinação nos aterros contribui para as mudanças climáticas, porque os resíduos orgânicos emitem gás metano (CH₄) durante sua decomposição, que possui potencial de aquecimento 28 vezes maior do que o gás carbônico (CO₂) na atmosfera em um prazo de 100 anos e em 20 anos o potencial é ainda maior, chegando a 80 vezes (PRIZIBISCZKI, 2022). Esse efeito, entretanto, pode ser evitado

por meio da valorização dos resíduos utilizando outra opção de tratamento ao invés de disposição final em aterros, trazendo entre outros benefícios, redução das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) associadas aos resíduos (CUNHA, 2021).

De modo geral, os resíduos orgânicos nos municípios brasileiros são destinados, preponderantemente, aos aterros, em detrimento de tecnologias de aproveitamento, embora a PNRS estabeleça como hierarquia para o gerenciamento dos resíduos, a reutilização, a reciclagem e a valorização dos resíduos (BRASIL, 2020; GUEDES *et al.*, 2021; BRASIL, 2021; BRASIL, 2022).

Segundo Santos *et al.* (2022), os municípios precisam avançar para não apenas coletar e dispor de forma adequada seus resíduos, encerrando lixões e construindo aterros sanitários, mas devem adotar medidas para a redução de resíduos, reaproveitamento e reciclagem, assim como tecnologias de tratamento de resíduos. Os autores complementam ainda que para pensar nas necessidades dos municípios brasileiros é precioso aderir serviços de limpeza urbana em consonância com as cidades de países desenvolvidos (SANTOS; VAN ELK; FERREIRA, 2022).

Zago e Barros (2019) acreditam que os resíduos sólidos foram pouco contemplados nas normativas brasileiras, que não preveem programas ou ações específicas a serem implementados. Salientam que a valorização dos resíduos orgânicos pode auxiliar na solução de grandes problemas ambientais tais como a degradação do solo, erosão e mudanças climáticas, além de desviar esses resíduos dos aterros sanitários e lixões.

Os autores complementam, ainda, que cidades, empresas e a agricultura são beneficiados ao considerar esses resíduos como um “recurso” precioso, convertendo-os em adubo e/ou energia, gerando empregos e contribuindo para a redução dos custos de sua disposição e concluem que, além de investir em programas de redução do desperdício de alimentos, é preciso melhorar a infraestrutura para a compostagem e a biometanização (CATORZA; VAN ELK; PASSOS, 2022; ZAGO; BARROS, 2019).

De acordo com o MMA (2021), “...alternativamente à disposição final, os resíduos orgânicos podem ser reciclados e valorizados, sendo as principais alternativas de aproveitamento a compostagem e a digestão anaeróbia.” (MMA, 2021).

Oliveira *et al.* (2024) observa que para cumprir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 das Nações Unidas, face ao aumento do consumo de energia, deverá ser feito um esforço significativo para aumentar a produção de energia renovável. A conversão de resíduos orgânicos em produtos valiosos, como biogás e biofertilizante, através da digestão anaeróbia, representa uma biotecnologia circular estratégica que contribui para a compensação de uma economia baseada em combustíveis fósseis (OLIVEIRA *et al.*, 2024).

A destinação correta dos resíduos sólidos está relacionada a todos os ODS, segundo Calvis (2024). A Tabela 1 abaixo, mostra as relações dos ODS com a gestão adequada dos resíduos sólidos apontadas pela autora.

Tabela 1 – Relações dos ODS com a gestão adequada dos resíduos sólidos.

ODS	TÍTULO	RELAÇÃO
1	Erradicação da Pobreza	A destinação adequada de resíduos contribui para a redução da pobreza, promovendo oportunidades econômicas, economia circular, através de práticas sustentáveis.
2	Fome Zero e Agricultura Sustentável	A gestão eficaz de resíduos pode beneficiar a agricultura sustentável ao fornecer compostos orgânicos ricos em nutrientes. Gestão dos resíduos orgânicos, compostagem, não desperdício e reaproveitamento melhor, desde o plantio, colheita e consumo.
3	Saúde e Bem-Estar	Evitar a contaminação por resíduos tóxicos e promover ambientes saudáveis, impactando positivamente a saúde das comunidades.
4	Educação de Qualidade	A conscientização sobre práticas sustentáveis de gestão de resíduos pode ser integrada à educação para criar uma sociedade mais consciente e cidadãos mais ativos.
5	Igualdade de Gênero	A gestão equitativa de resíduos pode criar oportunidades de emprego e empreendedorismo para mulheres, promovendo a igualdade de gênero.
6	Água Limpa e Saneamento	A disposição inadequada de resíduos, sólidos e líquidos, podem poluir fontes de água, destacando a importância da gestão correta para a preservação da água.
7	Energia Limpa e Acessível	A gestão sustentável de resíduos pode incluir práticas de recuperação de energia a partir dos resíduos, contribuindo para fontes de energia mais limpas.
8	Trabalho Decente e Crescimento Econômico	Setores relacionados à gestão de resíduos podem criar empregos dignos e impulsionar o crescimento econômico sustentável.
9	Indústria, Inovação e Infraestrutura	Inovações na gestão de resíduos podem melhorar a eficiência industrial e a infraestrutura relacionada ao tratamento de resíduos.
10	Redução das Desigualdades	A gestão inclusiva de resíduos pode reduzir disparidades socioeconômicas ao criar oportunidades igualitárias.
11	Cidades e Comunidades Sustentáveis	Uma gestão eficiente de resíduos contribui para o desenvolvimento de cidades sustentáveis, promovendo uma melhor qualidade de vida.
12	Consumo e Produção Responsáveis	A destinação correta de resíduos está diretamente ligada à promoção de práticas responsáveis de consumo e produção.
13	Ação contra a Mudança Global do Clima	Métodos de disposição de resíduos podem influenciar as emissões de gases de efeito estufa, conectando-se diretamente à ação climática
14	Vida na Água	Evitar a poluição marinha por meio da gestão adequada de resíduos contribui para a preservação da vida aquática.

15	Vida Terrestre	A gestão sustentável de resíduos ajuda na conservação da biodiversidade e na preservação dos ecossistemas terrestres.
16	Paz, Justiça e Instituições Eficazes	A gestão transparente e justa de resíduos contribui para sociedades mais estáveis e instituições eficazes.
17	Parcerias e Meios de Implementação	A colaboração entre governos, setor privado e sociedade civil é essencial para implementar práticas de gestão de resíduos eficazes e sustentáveis.

Fonte: CALVIS, 2024.

2.2 A Digestão anaeróbia como tecnologia de tratamento dos resíduos orgânicos

A Digestão Anaeróbia (DA) dos resíduos é uma tecnologia alternativa sustentável que atende em parte as disposições legais imposta pela PNRS, já que permite mitigar os efeitos adversos da disposição dos resíduos em lixões, pela recuperação da energia potencial contida neles, gerando o gás metano de forma controlada e aumentando sua capacidade de aproveitamento (VICTORINO *et al.*, 2016).

Trata-se de um processo que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, em que um consórcio de microrganismos atua de maneira sinérgica e simbiótica na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano (CH₄), compostos inorgânicos como por exemplo o dióxido de carbono (CO₂), nitrogênio (N₂), amônia livre (NH₃), gás sulfídrico (H₂S) e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (VICTORINO *et al.*, 2016; KUNZ *et al.*, 2019).

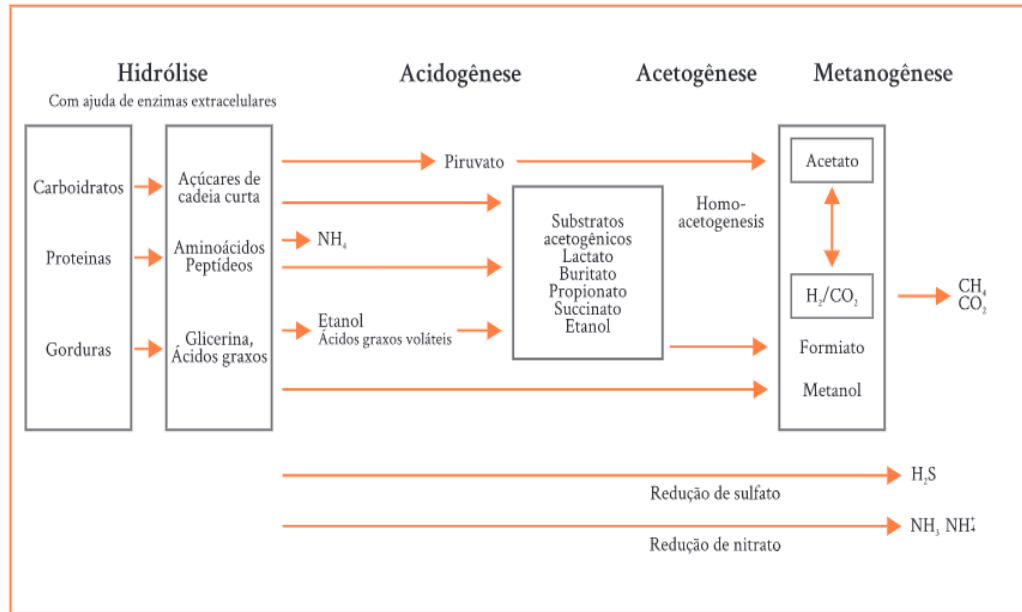
Para KUNZ *et al.* (2019) a digestão anaeróbia é um processo metabólico complexo que requer condições anaeróbias (potencial redox < - 200 mV) e depende da ação conjunta de um grupo de microrganismos para transformar material orgânico em dióxido de carbono e metano. De acordo com os autores o processo de biodigestão pode ser dividido em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Cada fase é realizada por diferentes grupos de microrganismos, em simbiose, e podem solicitar diferentes condições ambientais, conforme mostra a Figura 1.

As etapas da DA possuem as seguintes características (BRASIL, 2015; KUNZ *et al.*, 2019):

- a) **Hidrólise** - degrada compostos de alta massa molecular como os lipídios, polissacarídeos e proteínas em substâncias orgânicas mais simples (monômeros) e solúveis. Esse processo ocorre pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas. A importância da etapa de hidrólise na velocidade de degradação é dependente da característica do substrato envolvido. Quando a matéria orgânica presente é complexa e de difícil degradação, a hidrólise tem grande importância na velocidade global de degradação, podendo ser considerada como etapa limitante da velocidade da digestão anaeróbia. O tempo de duração da etapa de hidrólise varia de acordo com as características do substrato, sendo de poucas horas para carboidratos e alguns dias para proteínas e lipídios. Lignocelulose e lignina são hidrolisadas mais lentamente, muitas vezes de maneira incompleta.
- b) **Acidogênese** – os monômeros formados na hidrólise são usados como substratos por diferentes bactérias anaeróbias e facultativas, sendo degradados na fase acidogênica e ácidos orgânicos de cadeia curta, moléculas com 1 a 5 carbonos (ex. ácidos butírico, propiônico e acético), álcoois, óxidos de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio, hidrogênio e dióxido de carbono. A pressão parcial de hidrogênio durante o processo afeta diretamente o estado de oxidação dos produtos. Se for muito elevada, resultará em produtos com maior quantidade de carbono. Nesta fase, os carboidratos, como glicose, são degradados em piruvato. Esse produto é convertido em ácido láctico por *Lactobacillales* e etanol pela ação de leveduras. Os ácidos graxos são degradados pela *Acetobacter* por β -oxidação. Portanto, os ácidos graxos devem ser ligados a coenzima A e a oxidação ocorre passo a passo através da liberação sequencial de duas unidades de carbono, na forma de acetato. Já os aminoácidos são degradados em pares pelo *Clostridium Botulinum* através da reação de elétron e outro como aceptor. Essa reação resulta na formação de acetato, amônia, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio.

- c) **Acetogênese** – É considerada crítica ao processo, sendo conduzida por um grupo de bactérias denominadas acetogênicas. As reações acetogênicas são endotérmicas, por exemplo, a degradação do ácido propiônico a acetato e dióxido de carbono apresenta $\Delta G = + 74 \text{ kJ.mol}^{-1}$. As bactérias acetogênicas estabelecem uma relação de simbiose com as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. Nessa etapa os ácidos de cadeia longa são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), com a concomitante produção de hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias homoacetogênicas reagem o equilíbrio da direção da reação de consumo de hidrogênio e gás carbônico para produção de acetato. Para que a formação de ácidos de cadeia curta seja termodinamicamente favorável, esta deve ocorrer associada ao consumo de hidrogênio gasoso pelas arqueas metanogênicas. A simbiose entre organismos dos grupos microbianos distintos possibilita que ambos apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos.
- d) **Metanogênese** – é a etapa final e ocorre em condições estritamente anaeróbias. Deste modo, o carbono contido na biomassa é convertido a dióxido de carbono e metano através da ação das arqueas metanogênicas. O domínio Archaea é polimórfico, de modo que possa ser distinguida a partir dos outros domínios apenas pela sequência de 16S RNA. As reações que ocorrem na metanogênese são exotérmicas.

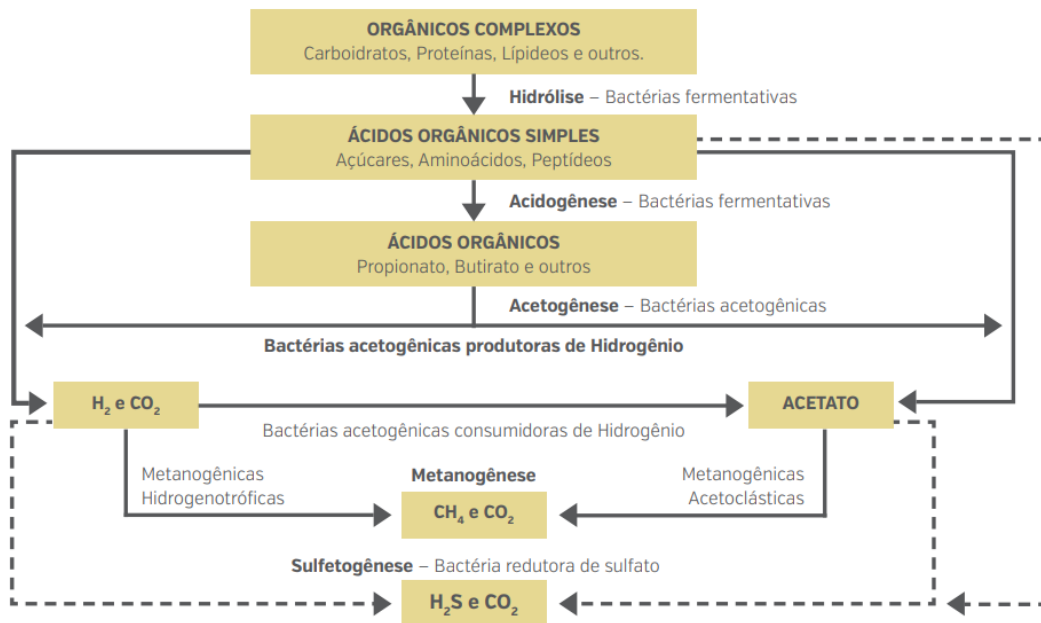
Figura 1 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.



Fonte: KUNZ *et al.* (2019).

A sequência metabólica e os grupos envolvidos no processo de DA são apresentados na Figura 2.

Figura 2 – Sequência metabólica e os grupos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: BRASIL, 2015.

No geral, o processo de DA pode ser resumido em duas etapas principais: na primeira, os compostos orgânicos complexos são convertidos em materiais mais simples como ácidos voláteis, hidrogênio e outros; na segunda, ocorre a conversão desses compostos nos produtos finais gasosos do processo de digestão anaeróbia, em especial os gases metano e carbônico, principais componentes do biogás.

Algumas observações são pertinentes mencionar, como (SILVA; SOARES; SEO *et al.*, 2015; KUNZ *et al.*, 2019):

- Colaboração de 70 /30% na produção de metano entre as arqueas metanogênicas acetoclásticas/hidrogenotróficas. Mas, estudos recentes mostram o dinamismo dessa relação.
- As arqueas metanogênicas acetoclásticas são mais sensíveis às mudanças de pH e altas concentrações de amônia, a qual é característica de substratos agropecuários. Isso pode influenciar no predomínio das arqueas metanogênicas hidrogenotróficas. Na ausência das metanogênicas acetoplásticas, o acetato produzido durante a biodigestão é oxidado pelas bactérias homoacetogênicas produzindo CO₂ e H₂, os quais são usados como substrato pelas arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, produzindo metano.

As arqueas metanogênicas são microrganismos com metabolismo quimiorganotrófico ou autotrófico, anaeróbios obrigatórios e altamente redutoras, existindo em ambientes com potencial reduzido de oxido-redução na ordem de -30mV e desenvolvem-se bem em ambientes com pH entre 6,8 e 7,5. Embora requeiram condições fastidiosas para o crescimento, estão amplamente distribuídas na natureza, podendo ser encontradas em diversos ambientes, tais como: sedimentos aquáticos, pântanos, gêiseres, trato digestivo de ruminantes e de animais endotérmicos, digestores anaeróbios de tratamento de resíduos, aterros sanitários e efluentes (MARTINS, 2018).

2.2.1 Bioteχνologias de metanização

De acordo com Kunz (2019), o fator principal para o processo de DA é o sistema de metanização ou o sistema de biodigestão a ser utilizado. Por esse motivo, é importante buscar projetos adaptados ao tipo de substrato a ser tratado, nível de investimento e condições ambientais (KUNZ *et al.*, 2019).

Estes sistemas são caracterizados pelo regime de alimentação (batelada ou contínuo), forma de alimentação (ascendente ou laminar), concentração de sólidos no reator (digestão sólida >20%, semissólida 10 a 15% e úmida <10%) e sistema de agitação (mistura completa, parcial ou sem mistura) (KUNZ *et al.*, 2019).

A Tabela 2 mostra os pontos relevantes para a escolha do sistema de biodigestão:

Tabela 2 - Pontos importantes para a escolha do sistema de biodigestão.

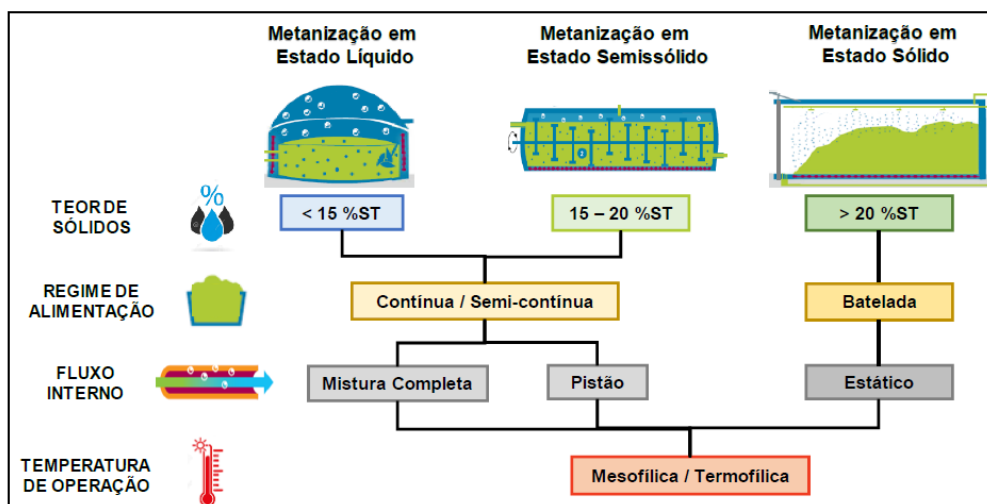
TECNOLOGIA	PONTOS-CHAVE	OPÇÕES
Sistema de alimentação	Tipo de biodigestor e de matéria-prima para alimentação	Alimentação des contínua para biodigestores de batelada; Alimentação contínua ou semicontínua para fluxo em pistão/digestores CSTR; Sistema de alimentação sólido ou líquido, dependendo do conteúdo da matéria seca do substrato
Temperatura do reator	Risco para patógenos*	Temperatura mesofílicas quando não há risco de patógenos; Temperaturas termofílicas quando houver risco de patógenos (ex.: lixo orgânico doméstico)
Número de fases	Composição de substratos, riscos de acidificação	Sistema de uma fase quando não há risco de acidificação; Sistema de duas fases para substratos com um elevado teor de açúcar, amido, proteínas ou de difícil degradação
Sistema de agitação	Matéria-prima seca para alimentação	Agitadores mecânicos para alta concentração de sólidos no biodigestor; Sistemas de agitação mecânica, hidráulica ou pneumática para baixa concentração de sólidos no biodigestor

* Uma alternativa pode ser a utilização do processo de tratamento térmico (ex.: pasteurização).

Fonte: Adaptado de KUNZ *et al.* (2019).

Logo, podem ser classificados em função do teor de Sólidos Totais (ST) do substrato, tipo de alimentação dos reatores, temperatura de operação e número de estágios do processo (FERREIRA, 2019), como apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Classificação básica das principais biotecnologias de metanização.



Fonte: FERREIRA (2019).

De acordo com Ferreira (2019), três principais biotecnologias de tratamento são fundamentais para o processo de metanização:

- MEL: metanização em estado líquido – para teor de ST menor que 15%;
- MESS: metanização em estado semissólido – para teor de ST entre 15 – 20%;
- MESB: metanização em estado sólido por batelada – para teor de ST > 20%.

Lima (2021) aponta que Sólidos Totais (ST) correspondem à massa de matéria seca (matéria orgânica e inorgânica sem a presença de água) presente no substrato que é destinado para a produção de biogás. No substrato, quanto maior o teor de sólidos totais maior será o teor de água e pode variar conforme o tipo de resíduo orgânico, tendo os resíduos alimentares e a FORSU, aproximadamente, 22% de teor de ST, podendo variar de 15% a 30% (LIMA, 2021).

O autor declara que o ponto fundamental em um reator anaeróbico tem relação direta com a velocidade das reações (cinética das reações bioquímica do processo), ou seja, a eficiência da remoção da carga orgânica do substrato e a sua conversão em metano. Por isso, é necessário prover condições para que as características hidráulicas do reator favoreçam o contato direto do substrato (alimento) com os micro-organismos anaeróbios, levando em consideração o teor de ST do substrato ou

possibilidade de diluição com a adição de um segundo substrato rico em água, como efluentes líquidos (LIMA, 2021).

Ferreira (2019) explica que o critério de seleção da biotecnologia de metanização depende intrinsecamente do substrato a ser tratado. De forma geral, o sistema MEL é usado para casos em que os substratos sejam resíduos e efluentes fluidos, como por exemplo os efluentes líquidos industriais e domésticos, lodos de esgotos e dejetos líquidos da pecuária. Os sistemas MESS são utilizados, normalmente, para o tratamento de resíduos semissólidos, pastosos ou sólidos triturados e diluídos, o que requer processos de pré-tratamento complexos e de elevado custo operacional, além de demanda de água, a fim de diluir o substrato, que resulta na geração de grandes volumes de efluente líquido, que precisam ser levados a uma etapa de pós-tratamento para sua estabilização biológica e desidratação do excesso de lodo gerado. Por fim, o MESB é usado em caso de substratos em estado sólido natural, como exemplo a FORSU, resíduos alimentares, de poda, da agropecuária e industriais, e requer menor investimento com pré-tratamento, reduzindo os custos operacionais (FERREIRA, 2019).

O Ministério das Cidades, através do Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS), coloca que independentemente das configurações da tecnologia ou configuração do sistema de metanização empregado, uma planta industrial direcionada ao tratamento da FORSU deve ser constituída por inúmeros processos sequenciais, sejam eles manuais, mecânicos e biológicos, de forma a possibilitar a recuperação das principais frações que compõem o RSU – orgânica e inorgânica; contemplar processos específicos para tratamento e/ou condicionamento destas frações; promover a correta destinação dos materiais residuais da planta, que não são passíveis de tratamento e/ou reciclagem; além de dispor de processos para estabilização dos materiais resultantes do processo anaeróbio, em suas frações sólida e líquida; e por fim, instalações de controle ambiental para tratamento das emissões e odores decorrentes dos processos (BRASIL, 2015).

Logo, o sistema MESB destaca-se para tratamento da FORSU e por atender a demanda de tratamento de resíduos sólidos orgânicos empilháveis, sendo uma alternativa à compostagem. É promovido reatores (também denominados como

garagens, câmaras, baias, túneis, biocélulas) de formato retangular, dotados por portas que garantem a estanqueidade total da estrutura; a introdução do resíduo orgânico é realizada a partir do uso de uma pá mecânica. Estes reatores podem ser construídos em concreto armado ou em contêineres do tipo marítimo, desde que revestidos por material anticorrosivo. Após o carregamento, o reator é hermeticamente fechado para impedir a entrada de O₂ no processo. O tempo de batelada requerido varia conforme as características bioquímicas do resíduo e estratégias operacionais adotadas (ex.: etapa de pré-tratamento; estratégias de inoculação e recirculação de lixiviado) (FERREIRA, 2019).

Normalmente, as bateladas de metanização têm tempo de duração que variam de 20 a 90 dias. Ao longo do processo de metanização ocorre a formação de biogás, cuja vazão e o teor de CH₄ variam ao longo da batelada. Devido a variação da produção de biogás é recomendado que sistemas MESB sejam compostos por quatro ou mais reatores, a fim de estabelecer um fluxo sequencial de bateladas e atingir uma produção semi-contínua de biogás, assegurando a eficiência dos sistemas de aproveitamento energético de biogás (FERREIRA, 2019).

O esquema das etapas dos processos MESB com circulação de lixiviado, podem ser observadas na Figura 4 abaixo. De acordo com Ferreira (2019), o processo é composto por 5 etapas sequenciais principais, são elas: i. preparo e carga; ii. hidrólise/fermentação; iii. ativação metanogênica; iv. estabilidade metanogênica; v. decaimento metanogênico; e vi. maturação.

Dessa forma, a DA pode gerar um gás com potencial para produção de eletricidade, calor e combustível veicular, além de um efluente biofertilizante que pode ser usado para valorização dos solos (KUNZ *et al.*, 2019; BRASIL, 2020).

Figura 4 - Principais etapas de tratamento de resíduos orgânicos via MESB com recirculação de lixiviado e faixa de duração das etapas ao longo da batelada.



Fonte: FERREIRA (2019).

2.2.2 Biogás

A digestão anaeróbia é aplicada a vários substratos orgânicos, por exemplo, esterco animal, resíduos agrícolas, resíduos de alimentos e lodo de esgoto, para produzir biogás, que é composto principalmente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). O biogás pode ser diretamente convertido em energia e calor ou transformado em biometano e injetado numa rede de gás natural, fornecendo uma fonte de energia renovável. Além disso, o resíduo do processo de DA, denominado digerido, é comumente aplicado como biofertilizante, pois geralmente é rico em diversos nutrientes, incluindo nitrogênio, potássio e fósforo (OLIVEIRA *et al.*, 2024).

O Brasil possui um potencial para produção de biometano¹ de, aproximadamente, 4 milhões de Nm³/ano, o equivalente a uma geração de 14.40 TWh/ano de energia elétrica (BRASIL, 2020). A composição média do biogás varia de acordo com as características da matéria orgânica degradada, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Composição média do biogás gerado na digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

COMPONENTE	CONCENTRAÇÃO
CH ₄	40 - 75%
CO ₂	25 - 40%
N	0,5 - 2,5%
H ₂ S	0,1 - 0,5%
O ₂	0,1 - 1%
NH ₃	0,1 - 0,5%
H	1 - 3%

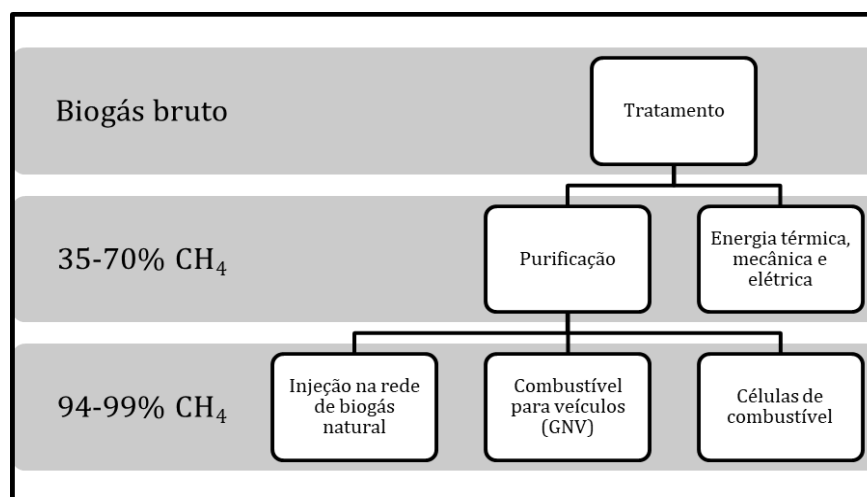
Fonte: BRASIL (2015).

De modo geral, o biogás pode gerar subprodutos, conforme apresentado na Figura 5.

Os processos de aproveitamento do biogás, entretanto, em sua grande maioria, incluindo a implantação e operação dos sistemas, podem ter um alto custo, sobretudo para aplicações que demandam alto grau de purificação do biogás.

¹ O biometano é obtido no refinamento e processamento do biogás. Esse biogás é originado a partir da digestão anaeróbia (sem oxigênio) de matéria orgânica. Ao purificar o biogás, é retirado o gás sulfídrico, dióxido de carbono e a umidade, aumentando a pressão e comprimindo-o, resultando no gás natural/biometano. Fonte: CIBiogás. Disponível em: <<https://cibiogas.org/blog/biogas-x-outros-gases-qual-a-diferenca-entre-glp-gn-gnv-e-biometano/#:~:text=O%20biometano%20%C3%A9%20obtido%20no,resultando%20no%20g%C3%A1s%20natural%2Fbiometano>>. Acesso em: 10 dez. 2023.

Figura 5 - Etapas de tratamento e purificação do biogás para concentração do biometano conforme seu uso final.



Fonte: Adaptado de CUNHA (2021).

Neste contexto, é necessária a implantação de tecnologias de tratamento do biogás para a geração de um combustível de qualidade que possa ser eficientemente convertido em energia térmica, elétrica e/ou mecânica. Atualmente, os processos de tratamento e purificação do biogás têm como premissas: (1) ajuste do valor calorífico e a remoção de contaminantes que afetam a qualidade do biogás e a vida útil dos componentes do sistema; e (2) a purificação do biogás e a concentração do biometano para sua inserção em linhas de distribuição e transporte de biogás (KUNZ *et al.*, 2019).

Estudos feitos e projetos concretos em andamento em diversos países, incluindo Brasil, provam que a digestão dos resíduos alimentares permite resolver, simultaneamente, os problemas de demanda energética, gestão de resíduos e emissões de gases GEE, bem como resolver a contradição prevalecente entre meio ambiente e desenvolvimento e, sobretudo, colaborar para a coexistência necessária entre prosperidade econômica e meio ambiente saudável (VICTORINO *et al.*, 2016).

Pode-se dizer, contudo, que um dos grandes desafios da gestão pública no gerenciamento da FORSU é escolher a melhor rota tecnológica. Geralmente, devido a grande quantidade de resíduos gerados e a necessidade de soluções práticas e imediatas, os municípios acabam adotando medidas desprovidas de análises técnicas, considerando principalmente a questão financeira para implementar novos mecanismos para o gerenciamento de resíduos (MERSONI; REICHERT, 2017).

A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos é um dos objetivos da PNRS e traz para todos os atores que possuem contato com o material (fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos) a responsabilidade/obrigatoriedade de gerenciar o resíduo gerado da melhor maneira possível (HOFFMANN; ESTEVES; SOUZA, 2023).

Frente a esta realidade, é de suma importância a realização de uma avaliação técnica do processo de metanização dos resíduos orgânicos, como cenário promissor em termos ambientais para o gerenciamento da FORSU. Para isso, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) configura-se como uma ferramenta de auxílio à tomada de decisão, visto que essa metodologia de avaliação pode considerar todo o ciclo de vida do sistema de gerenciamento dos resíduos, desde a geração até a disposição final. Assim, esta ferramenta pode auxiliar a gestão pública municipal no planejamento estratégico e na definição de processos de tratamento da FORSU.

2.3 A Ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

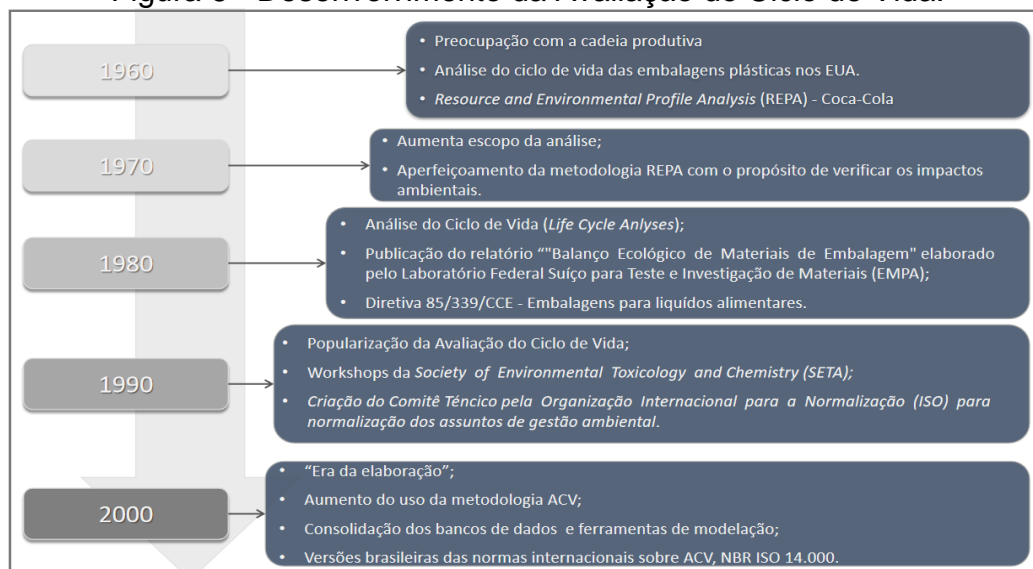
A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia para avaliar os impactos ambientais que estão associados a um produto, processo ou serviço, “do berço ao túmulo”, desde a retirada de matérias-primas na natureza até a disposição final dos resíduos sólidos (XU *et al.*, 2015; DAI-PRÁ *et al.*, 2018; CUNHA, 2021; SIMÕES, 2021; LIU *et al.*, 2022).

Através dessa metodologia é possível encontrar quais etapas ocorrem os impactos ambientais e quais são os mais significativos, considerando todo o ciclo de vida (SIMÕES, 2021). A ferramenta é uma alternativa quando, em um ciclo produtivo, deseja-se avaliar as questões ambientais, apoiar decisões em investimentos e desenvolvimento interno, identificar prioridades e afastar o enfoque tradicional de “fim-de-tubo”, bem como subsidiar ações de marketing sob o olhar da reciclabilidade dos produtos (DAI-PRÁ *et al.*, 2018).

O conceito de ACV surgiu a partir do desenvolvimento das *Resource and Environmental Profile Analysis* – REPA’s (Análises de Perfil Ambiental e de Recursos),

realizadas no final da década de 60 e início dos anos 70, quando houve um aumento no preço do petróleo, causando uma crise global em relação ao consumo de recursos naturais. Dessa forma, foi visto a necessidade de estudos voltados para análise da cadeia produtiva, objetivando minimizar a utilização de matérias-primas não renováveis (CUNHA, 2021).

Figura 6 - Desenvolvimento da Avaliação do Ciclo de Vida.



Fonte: Autora (2023).

A ACV é normatizada pela série ISO 14.000, sendo os princípios gerais e as etapas de definição de objetivo e escopo, além da análise do inventário, abordados na NBR ISO 14.040 (ABNT, 2014a). A Avaliação de impactos ambientais junto com a interpretação do ciclo de vida é determinada pela NBR ISO 14.044 (ABNT, 2014b). Em termos de normatização internacional pode-se destacar a ISO/TS 14.048 que estabelece o formato de apresentação de dados e a ISO/TR 14.049 que exemplifica a definição de objetivos.

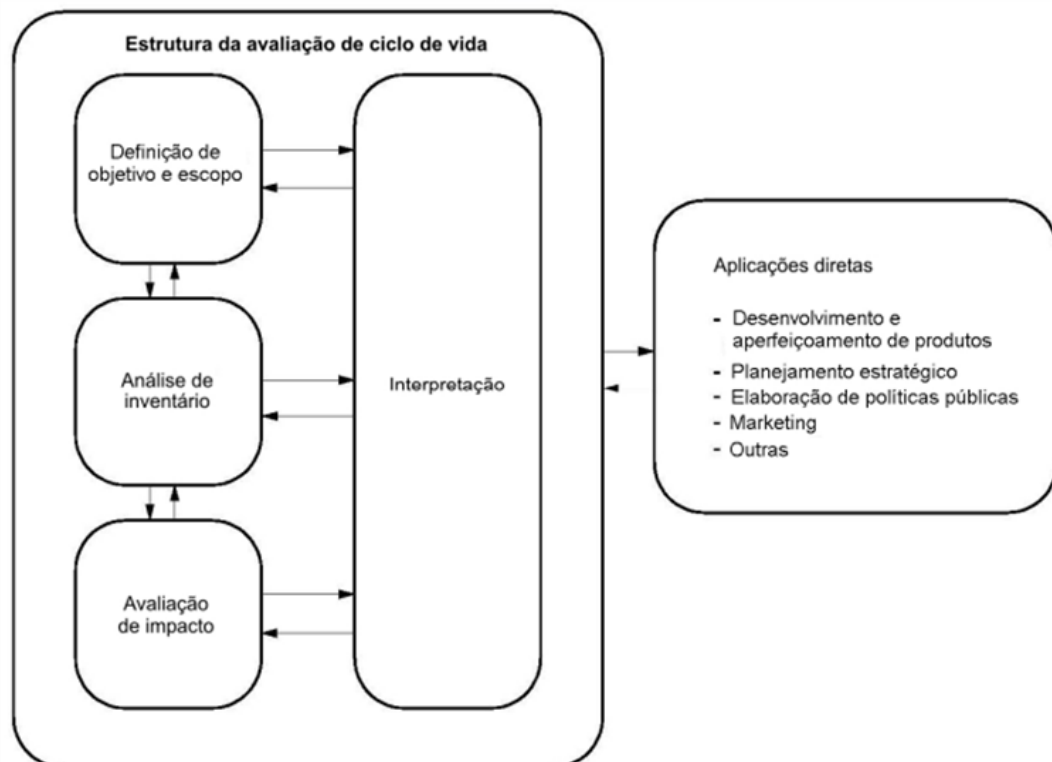
A ACV é conduzida basicamente em três estágios: identificação e quantificação das cargas ambientais envolvidas, ou seja, materiais e energia utilizados e as emissões e resíduos gerados; análise e avaliação dos potenciais impactos ambientais e análise das oportunidades disponíveis para promover a melhoria do ambiente (CUNHA, 2021).

2.3.1 Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida

A ACV é a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. Ela foca nos aspectos ambientais e impactos ambientais potenciais² (por exemplo, uso de recursos e as consequências de liberações para o meio ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final (isto é, do berço ao túmulo) (ABNT, 2014a).

Segundo a NBR ISO 14040: 2014 as fases da ACV são: (a) definição de objetivo e escopo, (b) análise de inventário, (c) avaliação de impactos do ciclo de vida e (d) interpretação dos resultados, conforme mostra o esquema da Figura 7.

Figura 7 - Fases de uma ACV.



Fonte: ABNT (2014a).

² Os “impactos ambientais potenciais” são expressões relativas, uma vez que eles correspondem à unidade funcional de um sistema de produto. (ABNT, 2014a).

Para o melhor entendimento sobre essas fases, alguns termos são importantes. A Tabela 4 apresenta alguns dos termos fundamentais para o uso da metodologia de ACV a luz da NBR ISO 14040: 2014.

Tabela 4 – Alguns termos fundamentais para a metodologia de ACV.

Termo	Definição
Produto	qualquer bem ou serviço [serviços (por exemplo, transporte); informações (por exemplo, programa de computador, dicionário); materiais e equipamentos (por exemplo, parte mecânica de um motor); materiais processados (por exemplo, lubrificante)].
Processo	conjunto de atividades inter-relacionadas ou interativas que transformam entradas em saídas.
Fluxo elementar	material ou energia retirados do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana.
Fluxo de energia	entrada ou saída de um processo elementar ou sistema de produto quantificada em unidades de energia.
Alocação	repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto.
Unidade funcional	desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de referência.
Entrada	fluxo de produto, material ou energia que entra em um processo elementar.
Saída	fluxo de produto, material ou energia que deixa um processo elementar.
Fluxo de produto	entrada ou saída de produtos provenientes de ou com destino a um outro sistema de produto.
Sistema de produto	conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto.
Fronteiras do sistema	conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto.
Fluxo de referência	medida das saídas de processos em um dado sistema de produto, requeridas para realizar a função expressa pela unidade funcional.
Categoria de impacto	classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados.

Fonte: Adaptado de ABNT (2014a).

De acordo com a norma, mais especificamente, cada fase pode ser detalhada conforme descrição a seguir:

a) Definição de objetivo e escopo:

Recomenda-se que o escopo seja suficientemente bem definido para assegurar que a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender ao objetivo declarado (ABNT, 2014a).

Figura 8 - Atribuições do objetivo e escopo.

O Objetivo declara:	O Escopo inclui:
<ul style="list-style-type: none"> • a aplicação pretendida; • as razões para a execução do estudo; • o público-alvo • se existe a intenção de utilizar os resultados em afirmações comparativas a serem divulgadas publicamente. 	<ul style="list-style-type: none"> • o sistema de produto a ser estudado; • as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, dos sistemas; • a unidade funcional; • a fronteira do sistema; • procedimentos de alocação; • categorias de impacto selecionadas e metodologia para avaliação de impactos bem como a interpretação subsequente a ser utilizada; • requisito de dados, pressupostos e limitações; • requisitos iniciais quanto a qualidade dos dados; • tipo de análise crítica, se aplicável; • tipo de formato do relatório requerido para o estudo.

Fonte: Adaptado de ABNT (2014a).

b) Definição de objetivo e escopo:

Recomenda-se que o escopo seja suficientemente bem definido para assegurar que a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender ao objetivo declarado (ABNT, 2014a).

c) Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV):

A ICV está relacionada à coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto.

Na coleta de dados, os dados para cada processo elementar dentro da fronteira do sistema podem ser classificados como (ABNT, 2014a):

- entradas de energia, entradas de matéria-prima, entradas auxiliares, outras entradas físicas;
- produtos, co-produtos e resíduos;
- emissões atmosféricas, descargas para a água e solo, e
- outros aspectos ambientais.

Após a coleta de dados, procedimentos de cálculo são necessários para gerar os resultados do inventário do sistema definido, para cada processo elementar, referidos à unidade funcional estabelecida para o sistema de produto a ser modelado, incluindo a validação dos dados coletados, a correlação dos dados aos processos elementares, e a correlação dos dados aos fluxos de referência e à unidade funcional (ABNT, 2014a).

É interessante que seja considerada a necessidade de procedimentos de alocação quando se trata de sistemas que envolvam múltiplos produtos e sistemas de reciclagem, pois a maioria dos processos industriais fornece mais de um produto e estes reciclam como matéria-prima produtos intermediários ou descartados (ABNT, 2014a).

d) Avaliação de Impacto de ciclo de vida (AICV):

Esta fase tem por objetivo estudar a significância dos impactos ambientais potenciais, usando os resultados do ICV, envolvendo associação de dados do inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, tentando assim entender tais impactos. Esta fase também fornece informações para a próxima fase de interpretação do ciclo de vida. A AICV pode incluir o processo de análise crítica do objetivo e escopo do estudo de ACV para determinar se os objetivos do estudo foram atingidos ou para modificar o objetivo e escopo se a avaliação indicar que eles não podem ser alcançados (ABNT, 2014a).

Em termos de limitação, a AICV foca apenas nas questões ambientais que estão definidas no objetivo e escopo, assim, não se configura como uma avaliação completa de todas as questões ambientais do sistema de produto sob estudo. Além disso, nem sempre pode demonstrar as diferenças significativas entre categorias de impacto e os respectivos resultados dos indicadores para sistemas de produto alternativos, devido:

- ao desenvolvimento limitado dos modelos de caracterização, análise de sensibilidade e análise de incerteza para a fase de AICV;
- a limitações da fase de ICV, tais como a definição de uma fronteira que não englobe todos os processos elementares possíveis para um sistema de produto ou que não inclua todas as entradas e saídas de cada processo elementar, uma vez que existem cortes e lacunas de dados;
- a limitações da fase de ICV, tais como dados de inventário com qualidade inadequada, causada, por exemplo, por incertezas ou diferenças nos procedimentos de alocação e agregação, e
- a limitações na coleta de dados de inventário apropriados e representativos para cada categoria de impacto.

Vale ressaltar também que não existem metodologias amplamente aceitas para correlacionar de maneira consistente e acurada dados de inventário com impactos ambientais potenciais específicos, além de que modelos para categorias de impacto estão em fases de desenvolvimento diferentes (CUNHA, 2021).

e) Interpretação dos resultados:

Esta é a fase em que as constatações das fases de análise de inventário (somente as conclusões desta fase serão consideradas) e avaliação de impacto são consideradas em conjunto.

Convém que esta fase forneça resultados que sejam consistentes com o objetivo e escopo definidos e que levem a conclusões, expliquem limitações e promovam recomendações. Além de considerar que os resultados de AICV são baseados em uma abordagem relativa, que indicam efeitos ambientais

potenciais e que não preveem impactos reais sobre os aspectos finais de categoria, extrapolação de limites, margens de segurança ou riscos.

2.3.2 Softwares

Atualmente, existem alguns softwares para a confecção da modelagem de cenários ou cálculos de impactos de ciclo de vida ou para a organização de fluxo de informações de inventário de ciclo de vida. Abaixo na Tabela 5 encontram-se listados alguns destes softwares.

Tabela 5 - Softwares para avaliação do ciclo de vida.

Programa	Origem	Site	Tipo
Open LCA	Alemanha	www.openlca.org	gratuito
GaBi	Alemanha	www.gabi-software.com	pago
Umberto	Alemanha	www.ifu.com/em/umberto	pago
SimaPro	Holanda	www.simapro.com	pago
Orware	Suécia	www.orware.com	pago
Gemis	Alemanha	http://iinas.org/gemis.html	gratuito
OneClick LCA	Finlândia	www.oneclicklca.com	pago
BEES	Estados Unidos	ws680.nist.gov/BEES/	gratuito

Fonte: Adaptado de SIMÕES (2021).

O OpenLCA destaca-se por ser um software aberto, gratuito, que conta com um repositório de dados de sustentabilidade mundial, com informações de diversas instituições da área, o OpenLCA Nexus. Outra característica interessante é que ele possui um conversor de formato de dados que permite replicar informações de um tipo de banco de dados para outro, facilitando o seu uso, além de possuir o OpenLCA CS, que seria um servidor de colaboração para a criação de dados e modelos de ACV (SIMÕES, 2021).

O OpenLCA possui formas flexíveis de modelar sistemas de ciclo de vida, com a capacidade de calcular indicadores ambientais, sociais e econômicos, com plugins que oferecem diferentes elementos mais específicos e facilita a importação e exportação de dados e integração em outros cenários de TI, por ser um software livre e de código aberto para modelar o ciclo de vida (OPENLCA, 2023).

2.3.3 Base de dados de ciclo de vida

Durante o desenvolvimento da ACV um fator importante é a base de dados a ser utilizada. É ela que permite o acesso às informações de ciclo de vida de determinados produtos e/ou matérias-primas (SIMÕES, 2021).

De acordo com Instituto Brasileiro de Informações em Ciência e Tecnologia – IBICT, as bases de dados de ACV são peças-chave para o suporte à pesquisa e desenvolvimento com foco na sustentabilidade. Elas unem dados essenciais para os estudos de ACV e, dessa forma, garantem mais eficiência, pela diminuição do tempo necessário para levantar determinadas informações e, conseqüentemente, de custos. (IBICT, 2018).

O IBICT ainda, por meio da publicação Diálogos Setoriais e União Europeia: análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de banco de dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto, em 2016, divulgou 15 principais bancos de dados com maior representatividade provenientes de países europeus.

Tabela 6 - Principais banco de dados de ciclo de vida europeus.

País de origem	Nome
Alemanha	Ökobau.dat database
	GaBi database
Austrália	AusLCI — The Australian Life Cycle Inventory Database Initiative
Canadá	CRMD - Canadian Raw Materials Database
	LCI BD-Quebec - CIRAIG Quebec LCI database
China	CLCD - Chinese Life Cycle Database
Estados Unidos	USLCI — U.S. Life Cycle Inventory Database
Itália	Italian National Life Cycle Inveotory Database
Japão	IDEA - Inventory Dataase for Environmental Analysis
Malásia	MY-LCID - The Malaysa Life Cycle Inventory Database
Tailândia	ThaiLCI DB - Thai National Life Cycle Inventory Database
União Europeia	ELCD — European Reference Life-Cycle Database
Suécia	CPM LCA Database
Suíça	Ecoinvent — Swiss Centre for Life Cycle Inventories
Sul da Europa	LCADB.sudoe

Fonte: Adaptado de SILVA (2016).

Um dos bancos de dados mais relevantes é o Ecoinvent, que permite que seus usuários tenham uma compreensão mais profunda dos impactos ambientais de seus produtos e serviços, através de um repositório que cobre uma gama diversificada de setores em nível global e regional. Atualmente, conta com mais de 18.000 atividades, conhecidas como “conjunto de dados”, modelando atividades ou processos humanos. Este banco de dados contém informações medindo os recursos naturais retirados do meio ambiente, as emissões liberadas na água, no solo e no ar, os produtos demandados de outros processos (eletricidade) e os produtos, co-produtos e resíduos produzidos (ECOINVENT, 2023).

Desde a versão 3 do banco de dados, são fornecidos processos para três modelos de sistema diferentes: "alocação no ponto de substituição" (APOS), "alocação, corte por classificação" (Cutoff) e "substituição, consequencial de longo prazo" (Consequencial). Além disso, são publicados relatórios com informações básicas sobre procedimentos e suposições de modelagem.

2.3.4 Abordagem de ACV

Na Avaliação do Ciclo de vida existem dois tipos de abordagens: atribucional (“cut-off”) e a consequencial (expansão do sistema). De acordo com EC/JRC (2010 apud Silva (2016), tem por definição:

- Abordagem atribucional (“cut-off”): abordagem de modelagem de sistema em que as entradas e saídas são atribuídas à unidade funcional de um sistema de produto, ligando e/ou participando os processos elementares do sistema, de acordo com uma regra normativa.
- Abordagem consequencial (expansão do sistema): abordagem de modelagem do sistema no qual as atividades de um sistema de produto estão ligadas de modo que são incluídas atividades no sistema do produto, na medida em que se espera que mudem, como consequência de uma alteração na demanda para a unidade funcional.

A abordagem consequencial é orientada para a mudança e quantifica os efeitos associados às mudanças no ciclo de vida de um sistema provocados por uma decisão. Assim, procura-se levar a avaliação ambiental um passo adiante, a fim de analisar como as cargas ambientais podem variar em resposta a mudanças quando os

processos são vinculados por meio de mecanismos de mercado além do sistema de primeiro plano (SARAIVA; SOUZA; VALLE, 2017).

2.3.5 Métodos de cálculo

Os métodos de cálculo de impacto ambiental são constituídos por conjuntos de procedimentos a fim de identificar, prognosticar e interpretar os impactos ambientais consequentes dos sistemas propostos (CUNHA, 2021).

A ACV possui quatro fases, sendo a terceira a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Esta se subdivide em 6 etapas: seleção das categorias de impacto, classificação, caracterização, normalização, agrupamento e ponderação, como visto anteriormente.

Na etapa de caracterização, os fluxos elementares são relacionados quantitativamente aos impactos ambientais com o uso de Fatores de Caracterização (FC) (IBICT, 2019). Os FC podem ser exemplificados, como:

Tabela 7 - Exemplos de fator de caracterização.

Impactos ambientais	Fator de caracterização (FC)
Mudanças climáticas	Potencial de Aquecimento Global
Depleção da Camada de Ozônio	Potencial de Depleção da Camada de Ozônio
Acidificação	Potencial de Acidificação

Fonte: Autora (2023).

Para obter o fator de caracterização, utiliza-se do modelo de caracterização, que estabelece as relações entre a causa (fluxos elementares) e o efeito (impacto ou dano ao meio ambiente) traduzidos em fatores quantitativos, os FC. Na elaboração destes modelos e dos FC, diversas escolhas são realizadas, como o estado de referência, o indicador de categoria, o período e resolução espacial e temporal dos dados utilizados, entre outros, fazendo com que uma determinada categoria de impacto apresente diversos modelos de caracterização, resultando em FC diferentes para um mesmo fluxo elementar (IBICT, 2019).

Para a instituição, o FC possui vantagens notórias como a redução da necessidade de cada estudo desenvolver os próprios FC's. Porém, há a necessidade de selecionar o modelo mais apropriado para o objetivo de estudo, nos casos em que existem mais de um modelo para a mesma categoria de impacto, resultando em diferentes FC's para os mesmos fluxos elementares.

Existem, portanto, diversos métodos que são utilizados para calcular os impactos ambientais dentro do software. Alguns deles são demonstrados na Tabela 8, a seguir:

Tabela 8 - Métodos utilizados em estudos de ACV.

Método de avaliação	Referência	Título
Ecoinvent v3	Saraiva et.al., 2017	Avaliação do Ciclo de Vida de alternativas para gestão de resíduos no Rio de Janeiro - Investigando a influência de uma abordagem atribucional ou consequential.
Recipe 2016 v1.1 Midpoint (H)	Liu et.al, 2021	Avaliação e projeção dos impactos ambientais do tratamento de resíduos alimentares na China a partir de perspectivas de ciclo de vida.
Recipe 2008 Midpoint (H) v1.13	Richard et.al., 2021	Análise do ciclo de vida de possíveis cenários de gestão de resíduos sólidos municipais na Tanzânia: o caso da cidade de Arusha.
Recipe 2008, versão 1.08	Dai-Prá et.al., 2018	Avaliação de ciclo de vida (ACV) aplicada à gestão de resíduos urbanos (RSU) em aterros: uma revisão.
Recipe 2008, versão 1.09	Mengue et.al, 2015	Diagnóstico e avaliação de vida do gerenciamento integrado de resíduos urbanos do município de Três Cachoeiras - RS

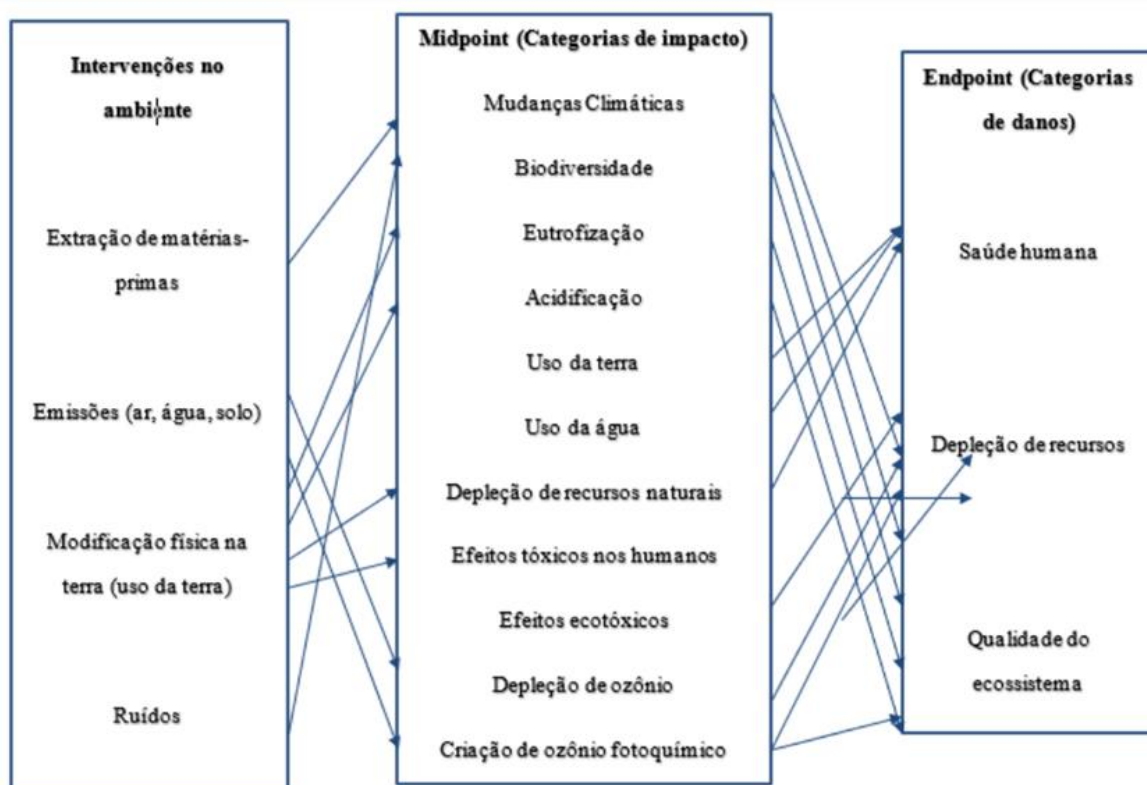
Fonte: Autora (2023).

Observa-se que os métodos podem ser usados, incluindo dois níveis de avaliação de impacto: *midpoint* e *endpoint*. As análises *midpoint* referem-se a resultados intermediários, ou seja, usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental antes de chegar ao ponto final da categoria. Entende-se como mecanismo ambiental o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do inventário do ciclo de vida aos indicadores de categoria e aos pontos finais da categoria (ABNT, 2014a; MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

Já as *endpoint* apresentam a modelagem até o dano propriamente dito ao ambiente. É o atributo ou aspecto do ambiente natural, saúde humana ou recursos que identifica uma questão ambiental merecedora de atenção, isto é, a caracterização considera todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, ou seja, refere-se a um dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção, que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais. Sendo a área de proteção um

conjunto de pontos finais da categoria de valor reconhecido pela sociedade, a saber, saúde humana, recursos naturais, ambiente natural e, às vezes, ambiente antrópico (ABNT, 2014a; MENDES; BUENO; OMETTO, 2016).

Figura 9 - Estrutura midpoint-endpoint para avaliação de impacto do ciclo de vida.



Fonte: CUNHA (2021).

2.3.6 Categorias de impacto

Na Avaliação do Ciclo de Vida várias categorias de impacto podem ser analisadas, dependendo do método de cálculo de impacto utilizado. Mendes; Bueno e Ometto (2016) levantaram um estudo relacionando os métodos de cálculo existentes e as categorias de impactos que contemplam. A Tabela 9 apresenta os métodos com abordagem *midpoint* e suas respectivas categorias de impacto.

Tabela 9 - Categorias de impacto dos métodos de cálculo de abordagem midpoint para ACV.

Fonte: Adaptado de Mendes et.al., 2016.

MÉTODO	ABORDAGEM	CATEGORIA
CML 2002	<i>midpoint</i>	depleção de recursos abióticos, uso da terra, mudança climática, depleção de ozônio estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática de água doce, ecotoxicidade aquática marinha, ecotoxicidade terrestre, formação de fotoxidantes, acidificação e eutrofização.
EDIP 97 (Environmental Design of Industrial Products)	<i>midpoint</i>	aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, enriquecimento de nutrientes, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade, consumo de recursos e ambiente de trabalho.
EDIP 2003 (Environmental Design of Industrial Products)	<i>midpoint</i>	aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, eutrofização terrestre, eutrofização aquática, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade e barulho.
IMPACT 2002+ (Impact Assessment of Chemical Toxics)	<i>midpoint</i>	toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção de ozônio, formação de ozônio fotoquímico, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, acidificação aquática, eutrofização aquática, acidificação e eutrofização terrestre, ocupação do solo, aquecimento global, uso de energia renovável e extração mineral.
LUCAS (LCIA method Used for a Canadian Specific context)	<i>midpoint</i>	mudança climática, depleção de ozônio, acidificação, neblina fotoquímica, efeitos respiratórios, eutrofização aquática, eutrofização terrestre, ecotoxicidade (aquática e terrestre), toxicidade humana, uso da terra e destruição de recursos abióticos.
ReCiPe	<i>midpoint</i>	mudança climática, depleção de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização aquática de água doce, eutrofização aquática marinha, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de matéria particulada, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade aquática de água doce, ecotoxicidade aquática marinha, radiação ionizante, uso do solo agrícola, uso do solo urbano, transformação de terra natural, esgotamento de recursos fósseis, esgotamento de recursos minerais e esgotamento de recursos de água doce.
TRACI (Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts)	<i>midpoint</i>	depleção de ozônio, aquecimento global, formação de fumaça (smog), acidificação, eutrofização, saúde humana (carcinogênicos), saúde humana (não carcinogênicos), saúde humana (poluentes), ecotoxicidade e esgotamento de combustíveis fósseis.
IMPACT World +	<i>midpoint</i>	toxicidade humana, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, uso da água, uso da terra e uso de recursos.

O método ReCiPe se destaca pela abrangência de maior quantidade de categorias de impactos em comparação com os outros métodos. Pode-se destacar algumas categorias que se mostram mais relevantes, tendo em vista serem consideradas por vários métodos, como: mudança climática (aquecimento global), acidificação e ecotoxicidade.

Segundo o CNPEM (2021) e a ACV Brasil (2021, 2022), estas categorias podem ser entendidas conforme descrições abaixo. Nesta lista também pode-se incluir a categoria formação de material particulado, devido sua aderência ao tema desta pesquisa:

- i. **Mudanças Climáticas:** emissões de gases que contribuem para o aquecimento global, como o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). As mudanças climáticas são geralmente medidas em termos de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) usando fatores de caracterização de potencial de aquecimento global publicados pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)³ (CNPEM, 2021).
- ii. **Acidificação:** refere-se ao aumento do conteúdo ácido em ecossistemas terrestres e aquáticos. O excesso de acidez em um ecossistema pode eliminar bactérias, algas e outros microrganismos necessários para a manutenção do equilíbrio ecológico. As principais emissões responsáveis pela acidificação são o dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e a amônia (NH_3). Os potenciais de acidificação de NO_x e NH_3 são caracterizados em termos de kg equivalente de SO_2 , isto é, o impacto de 1 kg de NO_x ou NH_3 em comparação com 1 kg de SO_2 . A técnica para estabelecer fatores de caracterização para NO_x e NH_3 é baseado na massa molecular da substância e no número de íons hidrogênio liberados na acidificação. (ACV BRASIL, 2021; CNPEM, 2021).
- iii. **Ecotoxicidade:** é importante por seus efeitos desestabilizadores no ambiente, os quais possuem consequências para a saúde humana e segurança alimentar, isto é, mensura os efeitos para os ecossistemas. Os modelos são baseados na cadeia de causa e efeito, considerando três fatores em conjunto: fator de destino, fator de exposição e fator de efeito.

³ <https://www.ipcc.ch/>

- O fator de destino (fate fator, FF) refere-se ao tempo de residência da substância e busca responder a seguinte questão: Quando uma substância é emitida, ela acaba migrando para outros compartimentos ou permanece no mesmo sistema?
 - O fator de exposição (exposure fator, XF) está relacionado com a solubilidade da substância no meio. Ou seja, se permanecer no sistema, quanto contato existe entre a substância e os organismos vivos presentes no ecossistema?
 - O fator de efeito (effect fator, EF) é o mais difícil de determinar, pois as substâncias geralmente não afetam todas as espécies da mesma forma. Este fator mensura a concentração da substância necessária para gerar efeito nos seres vivos. Uma vez que a substância está em contato com um ser vivo, quanto dano ela causa? (ACV BRASIL, 2022).
- iv. **Formação de Material particulado:** emissões de material sólido micrométrico em suspensão no ar, que pode afetar as vias aéreas e sistemas respiratórios dos organismos (CNPEM, 2021).

2.4 Avaliação de Ciclo de Vida e Gerenciamento de Resíduos

Nos últimos anos, muitos estudos voltados para a análise de gerenciamento de RSU e RO utilizaram a ACV como ferramenta para avaliação dos impactos ambientais de rotas tecnológicas, seja para avaliação de uma rota ou para comparação entre duas ou mais, servindo como auxílio na tomada de decisão.

Nesta seção serão elencados alguns trabalhos relevantes na área de gerenciamento de RSU e FORSU que utilizaram a ACV como metodologia de avaliação, cita-se:

Tabela 10 - Alguns trabalhos na área de gerenciamento de RSU e RO que utilizaram ACV.

REFERÊNCIA	ANO	LOCAL	FOCO	TÍTULO
Mengue et. al.	2015	RS, Brasil	RSU	Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras – RS.
Gomes et. al.	2015	RS, Brasil	RSU	Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem.
Saraiva et. al.	2017	RJ, Brasil	RSU	Avaliação comparativa do ciclo de vida de alternativas para gestão de resíduos no Rio de Janeiro - Investigando a influência de uma abordagem atribucional ou consequencial.
Mersoni, C.; Reichert, G.	2017	RS, Brasil	RSU	Comparação de cenários de tratamento de Resíduos Sólidos urbanos por meio da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS.
Liu et al.	2021	China	RO	Avaliação e projeção dos impactos ambientais do tratamento de resíduos alimentares na China a partir de perspectivas de ciclo de vida.
Richard et. al.	2021	Tanzânia	RSU	Análise de possíveis cenários de gestão de resíduos sólidos municipais na Tanzânia: o caso da cidade de Arusha.

Fonte: Autora (2023).

Mengue *et. al.* (2015) analisaram o cenário de gerenciamento de RSU utilizado no momento do estudo no município de Três Cachoeiras/RS, bem como outros três cenários alternativos para o gerenciamento: 1. Coleta, transporte e destinação final em aterro controlado; 2. Coleta, transporte e destinação final em aterro sanitário (70% de eficiência no tratamento do lixiviado e captura e queima de 90% dos gases produzidos – sem aproveitamento energético); 3. Contempla o cenário 2 mais o acréscimo da etapa de triagem dos RSU passíveis de reciclagem; 4. Contempla o cenário 3 mais o acréscimo do processo de compostagem da matéria orgânica. O estudo mostrou que a disposição final dos resíduos em aterro controlado é a etapa com maiores contribuições para impactos ambientais. O cenário 4 apresenta os menores índices de contribuição para impactos ambientais, revelando uma redução de 89% no potencial de aquecimento global, 20,1% no potencial de acidificação, 39,4% no potencial de eutrofização, 82,3% no potencial de depleção da camada de ozônio, 42,7% no potencial de toxicidade humana referente às emissões atmosféricas e 48,5% na redução do volume dos resíduos no aterro sanitário.

Gomes *et. al.* (2015) compararam o potencial de impacto ambiental gerado por dois cenários representativos para o gerenciamento de resíduos domésticos. O primeiro considerando central de triagem e aterro sanitário e o segundo sendo central de triagem, compostagem e aterro sanitário. A avaliação de impacto indicou que os cenários 1 e 2 apresentaram, respectivamente, 39,85% e 35,61% de impactos ambientais, sendo sugerida a inclusão da compostagem no gerenciamento de RSU.

Já Saraiva; Souza e Valle (2017) compararam três alternativas de rotas de gestão da fração orgânica do RSU, sendo elas, aterro sanitário, coleta seletiva de resíduos orgânicos para digestão anaeróbia e digestão anaeróbia após pós-separação da FORSU. Como resultado, o estudo mostrou que o cenário 1 (digestão anaeróbia da FORSU pós-separação) é a alternativa preferível em relação a maioria das categorias de impacto na abordagem atribucional e na consequential (assumindo que o digerido substituirá os fertilizantes minerais). Porém, assumindo que o digerido irá substituir o composto verde e que o gás natural é a tecnologia afetada para o fornecimento de eletricidade, o cenário 2 (coleta e segregação na fonte de 50% de orgânicos para digestão anaeróbia com combustão do biogás para eletricidade e disposição de rejeitos (incluindo orgânicos não separados), somado a coleta e combustão de gás de aterro para geração de eletricidade e uso de digestato como fertilizante em terras agrícolas), passa a ser o preferível.

Já Mersoni e Reichert, (2017) simularam cinco cenários integrando processos de reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia e incineração para o gerenciamento de resíduos do município de Garibaldi/RS. Como resultado foi concluído que os cenários com diferentes técnicas de tratamento associadas apresentam menor impacto ambiental. A separação dos resíduos na origem e a coleta seletiva são fundamentais para a implantação das tecnologias de tratamento e reciclagem. As alternativas de tratamento (compostagem, digestão anaeróbia e incineração) possibilitam progredir com a reciclagem dos resíduos sólidos "secos".

Liu *et al.* (2021) compararam as principais opções de tratamento para os resíduos alimentares por digestão anaeróbia (DA) para a coprodução de energia, em relação a quantificação dos impactos ambientais, considerando o cenário que estava sendo usado no momento do estudo: 1. DA seguida da recuperação de gás natural, biodiesel e digestato para a produção de fertilizante orgânico; 2. DA seguida de

recuperação de eletricidade e biodiesel; 3. DA seguida de recuperação de gás natural e biodiesel. No segundo e terceiro caso o digerido foi disposto por aterro. O estudo mostra que a DA pode reduzir os impactos adversos e melhorar a sustentabilidade da gestão de resíduos alimentares em maior medida em comparação com aterro sanitário e incineração. Com a aplicação em larga escala da DA, a maioria das categorias de impacto, excluindo o consumo de água doce, seria reduzida em mais de 50% em 2050 em comparação com os valores de 2020. Os autores recomendam que o tratamento por DA seguido de incineração e aterro sanitário são rotas que devem ser consideradas na China o mais rápido possível.

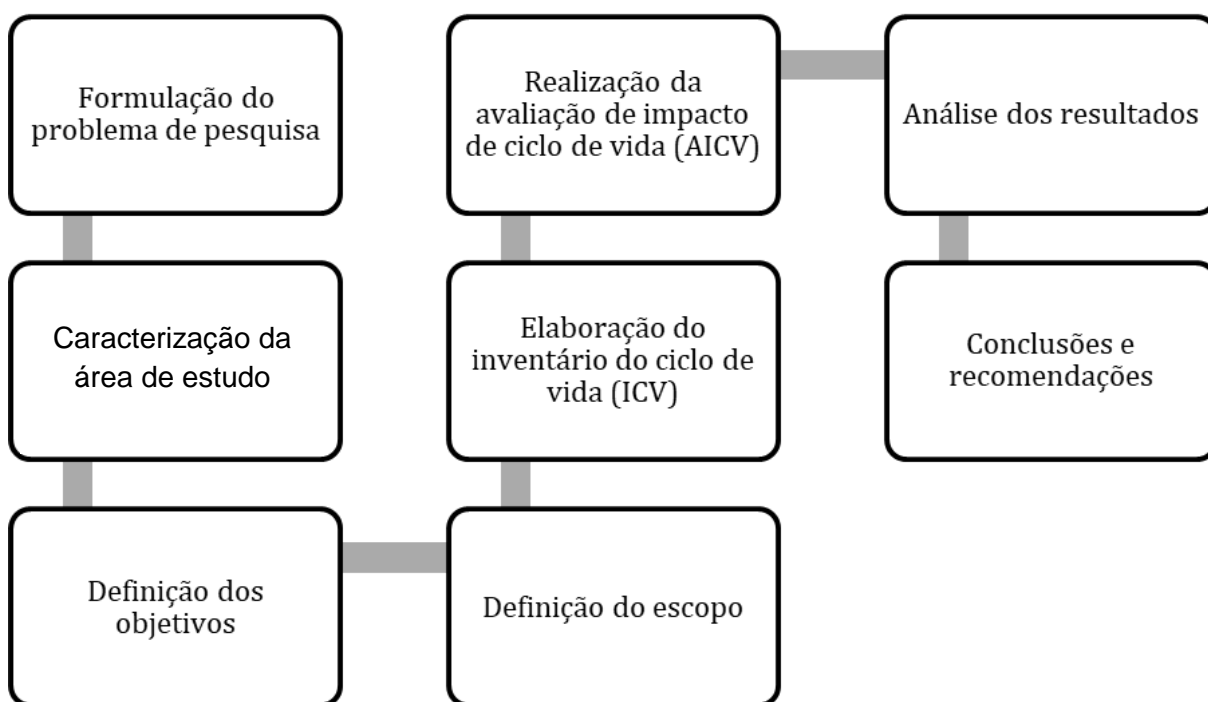
Richard *et. al.* (2021) em seu estudo compararam três cenários diferentes para a destinação de resíduos sólidos urbanos: 1. reciclagem e aterro sanitário (RSL); 2. RSL combinado com compostagem e 3. RSL combinado com digestão anaeróbia. O estudo mostrou que nenhum cenário teve melhor desempenho em todas as categorias de impacto, porém com o foco nas mudanças climáticas e recursos limitados, a melhor opção foi o cenário 2, com a compostagem. Este teve o menor custo econômico e carga ambiental na maioria das categorias de impacto avaliadas. Além disso, o estudo mostrou também que diminuir o consumo de diesel, reduzir as emissões de metano e aumentar a taxa de reciclagem de papéis e plásticos reduziria os impactos ambientais totais em todos os cenários.

A ACV, portanto, se configura como uma estratégia metodológica adequada para a avaliação do processo de biometanização da FORSU do município do Rio de Janeiro, a fim de investigar os principais impactos ambientais associados a este processo, auxiliando, assim, as autoridades competentes na tomada decisão quanto a adesão desta tecnologia no gerenciamento da FORSU.

3 METODOLOGIA

O presente trabalho classifica-se como um estudo de caso através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da planta de metanização TMethar na ETR Caju/RJ, através da utilização do software OPENLCA. A Figura 10 mostra a estrutura metodológica do trabalho.

Figura 10 - Estrutura metodológica para a realização do trabalho.



Fonte: Autora (2023).

A revisão bibliográfica foi fundamental para a abordagem do tema proposto, a partir dela foi desenvolvida toda a estrutura do trabalho a fim de chegar ao objetivo de avaliar o desempenho ambiental do processo de metanização dos resíduos orgânicos de grandes geradores do município do Rio de Janeiro do sistema TMetar, através da metodologia de ACV.

As fases de “formulação do problema de pesquisa”, “Caracterização do cenário atual de gerenciamento da FORSU no município do Rio de Janeiro” e “Definição dos objetivos” foram realizadas a fim de obter uma compreensão melhor da problemática estudada, pois é importante conhecer o contexto em que o problema está inserido.

3.1 Caracterização da Área de Estudo

Para esta pesquisa foi considerado como objeto de estudo o município do Rio de Janeiro, especialmente, o processo de metanização da fração orgânica dos resíduos de grandes geradores recebidos na Estação de Transferência de Resíduos do Caju/RJ.

Para tal caracterização, foram tomados por base os trabalhos publicados por Ferreira et. al (2020), Ferreira (2019), Hinoja et. al. (2018) e o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS (RIO DE JANEIRO, 2022), além de visitas a ETR Caju.

3.1.1 O município e o gerenciamento dos resíduos orgânicos

O município do Rio de Janeiro, segundo dados do IBGE (2020) possui área de unidade territorial de 1.200,329 km², população estimada de 6.747.815 habitantes. É banhado pelo oceano Atlântico ao sul, pela Baía de Guanabara a leste e pela Baía de Sepetiba a oeste, como mostra a Figura 11.

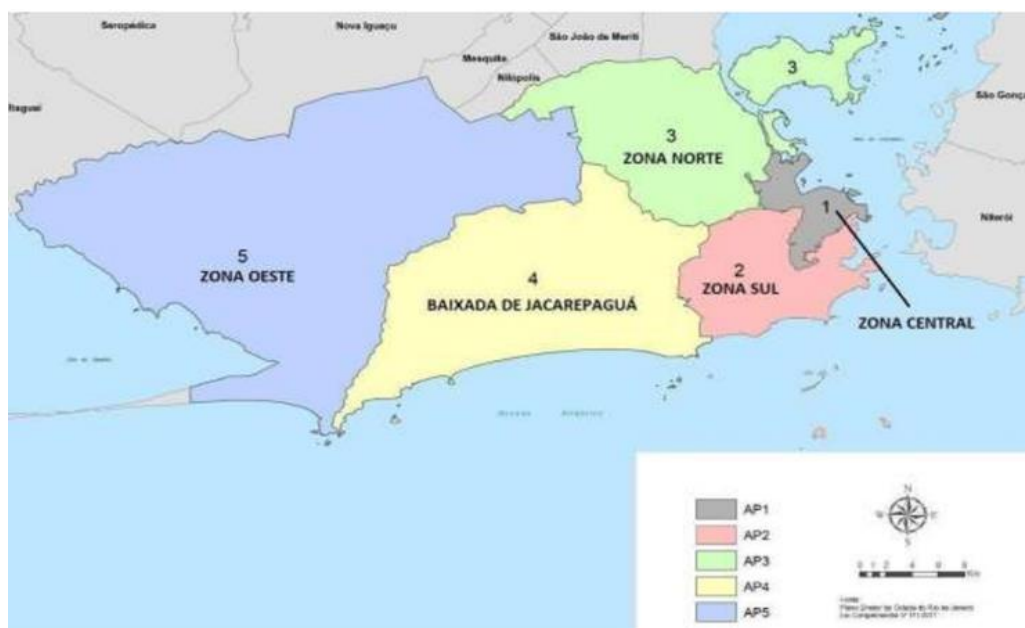
Figura 11 - Município do Rio de Janeiro.



Fonte: Google maps (2023).

O município é dividido em 5 Áreas de Planejamento (AP), conforme ilustrado na Figura 12 abaixo:

Figura 12 - Município do Rio de Janeiro Subdividido por áreas de planejamento.



Fonte: PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO (2022).

A AP 1 contempla a região central do município, a AP 2 os bairros da Zona Sul, a AP 3 os bairros da Zona Norte, a AP4 os bairros da Baixada de Jacarepaguá e, por fim, a AP5 que contempla os bairros da Zona Oeste. No Anexo 1, encontra-se a lista dos bairros contemplados pelas Áreas de Planejamento do município, disponibilizada pelo Instituto Pereira Passos.

Atualmente, a gestão da destinação final dos resíduos sólidos do município do Rio de Janeiro pertence a Companhia Municipal de Limpeza Urbana – COMLURB, que assinou um contrato de concessão com a empresa Ciclus Ambiental até o ano de 2026, renovável por mais cinco anos, tendo como objeto a implantação, operação e manutenção de transbordos (Estações de Transferência de Resíduos – ETR's) e do Centro de Tratamento de Resíduos – CTR Rio, em Seropédica (PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, 2022).

3.1.1.1 Estações de Transferência de Resíduos – ETR's

As Estações de Transferência de Resíduos são unidades instaladas próximas ao centro de massa de geração de resíduos para que os caminhões da coleta regular possam descarregar os resíduos coletados e voltar rapidamente às suas atividades de coleta, já que são veículos projetados para esta função (PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, 2022).

As ETR's surgiram a partir da demanda de desativação do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho⁴. Na ocasião, foi construída a Central de Tratamento de Resíduos - CTR-Rio, em Seropédica e devido a sua localização mais afastada do centro urbano, foi necessário implantar um novo sistema logístico de coleta e transferência de resíduos, contando com 5 (cinco) ETR's, que hoje estão licenciadas e em operação. São elas:

- **ETR Caju** - Está estrategicamente localizada na R. Carlos Seidl, 1388 – Caju, próxima ao centro geométrico de coleta da Zona Sul e do Centro da cidade e atende, integralmente, as AP's 1 e 2, além de receber parte dos resíduos da AP 3.
- **ETR Jacarepaguá** – Localizada na R. Américo de Souza Braga, 250 - Vargem Pequena, destina-se a receber o lixo coletado na P4, especificamente nos bairros da Barra da Tijuca, Recreio dos Bandeirantes e Jacarepaguá. Esta ETR possui localização privilegiada próxima ao centro geométrico de coleta da Zona Norte da cidade, atendendo à AP 3 e parte da AP 4.
- **ETR Marechal Hermes** – Localizada no endereço Av. Brasil, 20.731 - Coelho Neto, destina-se a receber os resíduos da AP 3.
- **ETR Santa Cruz** – Localizada na Estr. da Pedra, 1.746 - Guaratiba, foi implantada para receber os resíduos da Zona Oeste (AP5), atendendo aos bairros de Santa Cruz, Campo Grande e imediações.
- **ETR Bangu** – Localizada na Av. Brasil, nº 37.500 – Bangu, destina-se a receber o resíduo coletado em parte da AP 4 e da AP 5.

3.1.1.2 O sistema de metanização TMethar da ETR Caju

A ETR Caju possui uma planta de metanização, denominada TMethar, que foi dimensionada para assegurar o tratamento de parte da FORSU recebida na ETR-Caju, como por exemplo os resíduos orgânicos derivados de grandes geradores (RGG), como: redes de supermercados, centros de abastecimento de alimentos (ex.:

⁴ Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho – Era um lixão e foi transformado em aterro controlado. (PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO, 2022).

CADEG, CEASA), feiras-livre, restaurantes, lanchonetes e padarias (FERREIRA, 2019, ORNELAS-FERREIRA et al, 2020).

O TMethar é um sistema de tratamento de resíduos orgânicos e aproveitamento energético de biogás via metanização em estado sólido por bateladas (MESB), foi uma parceria entre a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), a Empresa Resíduo e Energia METHANUM e a COMLURB e está implementado na ETR Caju, de forma experimental no município do Rio de Janeiro (FERREIRA, 2019).

A Figura 13 (a,b) mostra a entrada e a vista superior com a marcação da planta do sistema TMethar, respectivamente.

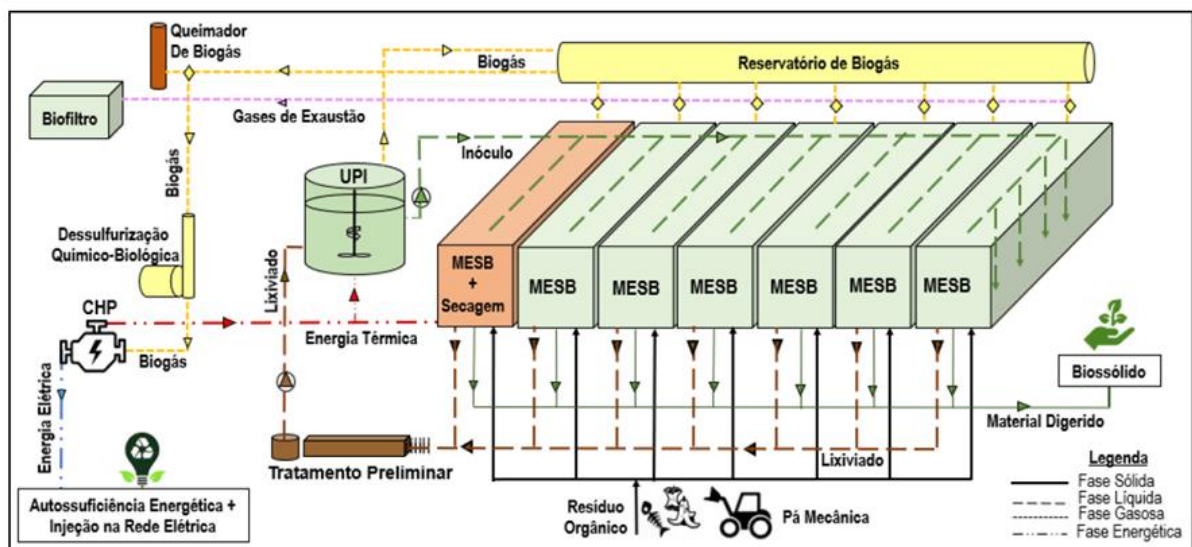
Figura 13 (a, b) – ETR Caju.



a) Entrada da ETR Caju; b) Vista superior da ETR Caju.
Fonte: Google Maps, 2023.

A planta de metanização tem capacidade média de tratamento de aproximadamente 25 t de FORSU por dia e é dividida em 5 etapas integradas: (i) recepção e preparo do resíduo orgânico; (ii) metanização em estado sólido via batelada sequencial (MESB) com recirculação de lixiviado estabilizado via UPI; (iii) pós-tratamento do material digerido (MD); (iv) armazenamento, dessulfurização e aproveitamento energético do biogás via CHP (Figura 14) (FERREIRA, 2019; FERREIRA *et. al*, 2020).

Figura 14 - Fluxograma básico do sistema de Tratamento biológico de resíduos sólidos orgânicos via metanização em estado sólido por bateladas (MESB) – TMethar.



Fonte: FERREIRA (2019); FERREIRA *et. al*. (2020).

O sistema de valorização do biogás (composto por um purificador químico-biológico de água e um tanque de dessorção biológica aeróbia) permite a remoção de H_2S e, simultaneamente, parte do CO_2 . Após este processo, o biogás segue para um motor combinado de calor e energia (CHP) que gera eletricidade para consumo no TMethar (FERREIRA *et al*, 2020).

Figura 15 (a, b, c, d, f) – Fotos da planta de metanização da ETR Caju – Sistema TMethar.





a) Pátio de recepção e preparo do substrato; b) Reator MESB; c) Unidade de produção de inóculo (UPI); d) ■ Biofiltro/ ■ Queimador fechado de biogás; e) Cogenerador de energia térmica e elétrica (CHP); f) Amostra do material digerido.

Fonte: Autora (2020).

3.2 Avaliação do Ciclo de Vida

Para a realização da ACV foram consideradas as diretrizes recomendadas pelas normas ISO 14040 e 14044. Conforme orientado pelas normas, o trabalho foi realizado em quatro fases:

1. Fase: definição de objetivo e escopo;
2. Fase: análise do inventário do ciclo de vida (ICV);
3. Fase: avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV);
4. Fase: interpretação dos resultados.

Tais fases serão detalhadas a seguir:

3.2.1 Fase 1: Definição de Objetivo e Escopo

Objetivo da ACV

Para esta ACV definiu-se que o objetivo é avaliar o desempenho ambiental do processo de metanização da fração orgânica dos resíduos de grandes geradores

recebida no sistema TMethar na ETR Caju, a partir dos dados utilizados na pesquisa de Ferreira *et al.* (2020).

Para o desenvolvimento da modelagem do processo de metanização dos resíduos foi utilizado o Software Open LCA, versão 1.11.0. O Open LCA é um software gratuito que modela e avalia produtos e processos ao longo de seu ciclo de vida, desde a extração dos recursos até a produção, uso e descarte.

Escopo da ACV

O escopo compreendeu as etapas de: i. transporte da fração orgânica dos resíduos de grandes geradores, considerando um percurso de 18,5km, com duração média de 28 min, sendo assumido como ponto de partida um supermercado no bairro de São Conrado no Rio de Janeiro e chegada a ETR Caju; ii. Metanização na TMethar, com a entrada dos resíduos nos reatores MESB e a saída de biogás e material digerido; iii. Cogeração de energia, com a passagem do biogás pela dessulfurização e motor CHP do tipo ciclo Otto (Figura 15e). Os processos a jusante da metanização e cogeração como a captação e tratamento do material digerido para fertilizante, não foram modelados, pois não havia dados disponíveis para contemplar todos os fluxos de *input* e *output* necessários e, para chegar-se a dados secundários desses fluxos, muitas estimativas precisariam ser realizadas, trazendo grande risco de fuga demasiada do cenário real.

A entrada de energia térmica nos reatores, constante no fluxograma da Figura 14 foi desconsiderada, pois foi idealizada para utilizar o calor para secar e higienizar o composto produzido após a metanização, isto é, não é utilizada no processo de metanização. O fluxo do lixiviado também não foi incluído, pois considerou-se que todo o lixiviado que sai do processo é lançado na unidade de produção de inóculo (UPI) e aproveitado no próprio processo (recirculação).

Vale ressaltar que uma das limitações da pesquisa foi a obtenção de dados primários de coleta *in loco*, visto que no período da visita ao TMethar, a planta não estava operando como um reator de metanização, por isso foram utilizados dados secundários retirados da pesquisa experimental de Ferreira (2019).

O escopo utilizado considerou o estabelecimento da unidade funcional e a seleção da base de dados, conforme descrito a seguir.

Unidade Funcional

A unidade funcional é o desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de referência. Um dos propósitos principais de uma unidade funcional é fornecer uma referência em relação à qual os dados de entrada e saída são normalizados (ABNT, 2014b).

O sistema a ser estudado refere-se aos resíduos orgânicos de grandes geradores recebidos no TMethar. No presente estudo a unidade funcional (função do sistema que se deseja estudar) é o tratamento dos resíduos orgânicos. Assim, atribuiu-se a unidade funcional como o tratamento de 705t de resíduos orgânicos, que corresponde a capacidade total de tratamento do sistema TMethar por mês. Também se utilizou como base o fluxo de referência de 705t de resíduo orgânico.

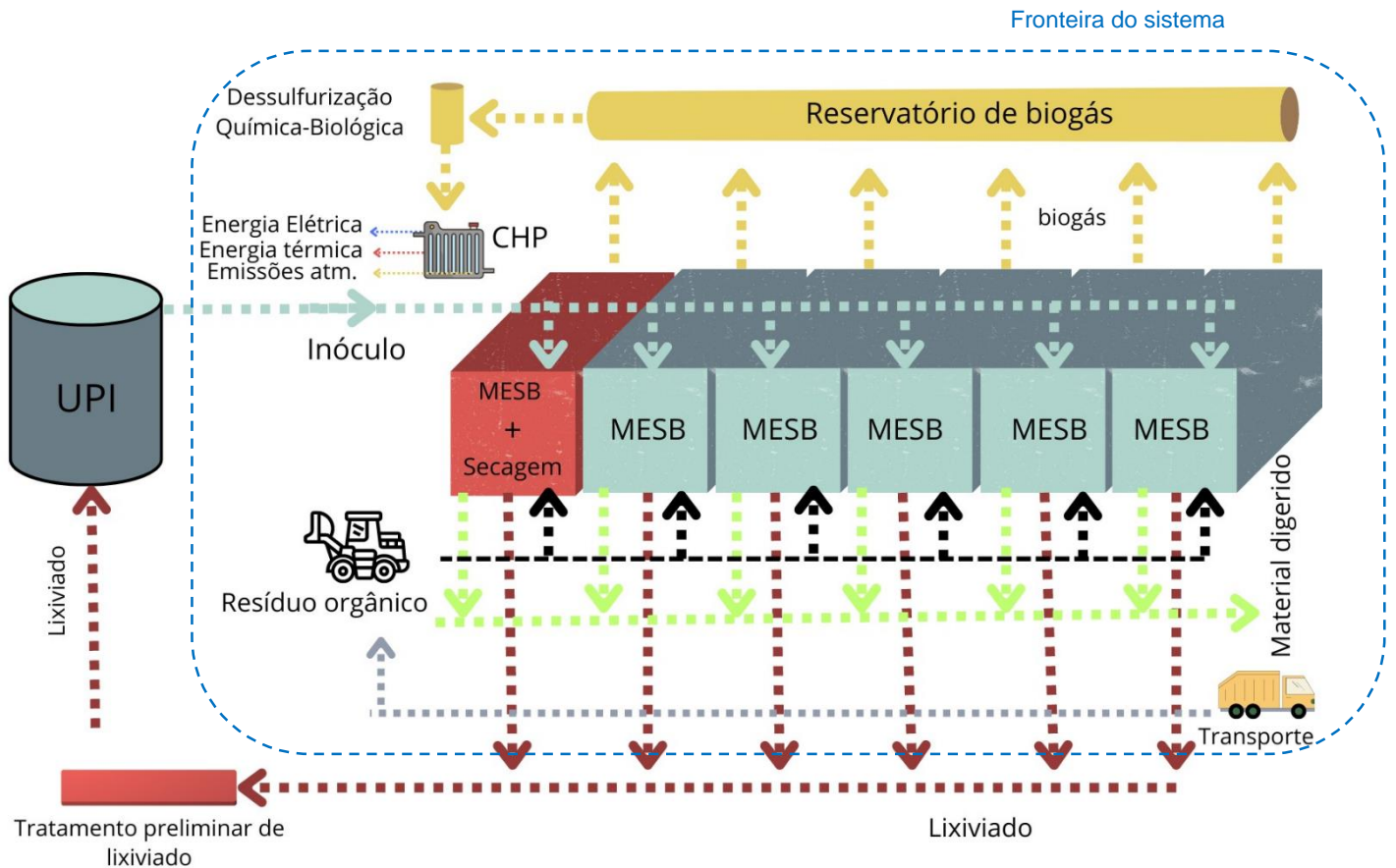
Fronteira do Sistema

A escolha da delimitação da fronteira de estudo, deu-se em função da limitação de obtenção de dados primários confiáveis, pois no período da pesquisa a planta TMethar não estava operando para metanização dos resíduos orgânicos e, por isso, decidiu-se reduzir o escopo de estudo e utilizar os dados secundários disponíveis na pesquisa de Ferreira *et al.* (2020) (pesquisa em escala experimental), respeitando as proporcionalidades compatíveis com o fluxo de referência assumido, para obtenção dos valores dos fluxos de entrada e saída do processo estudado.

A fronteira do sistema define os processos elementares (material ou energia retirada do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana) a serem incluídos no sistema. Idealmente, convém que o sistema de produto seja modelado de tal forma que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares. No entanto, não é necessário despendar recursos na quantificação daquelas entradas e saídas que não irão alterar de forma significativa as conclusões gerais do estudo (ABNT, 2014a).

A fronteira do sistema delimitada pode ser observada através da linha pontilhada no esquema na Figura 16, a seguir:

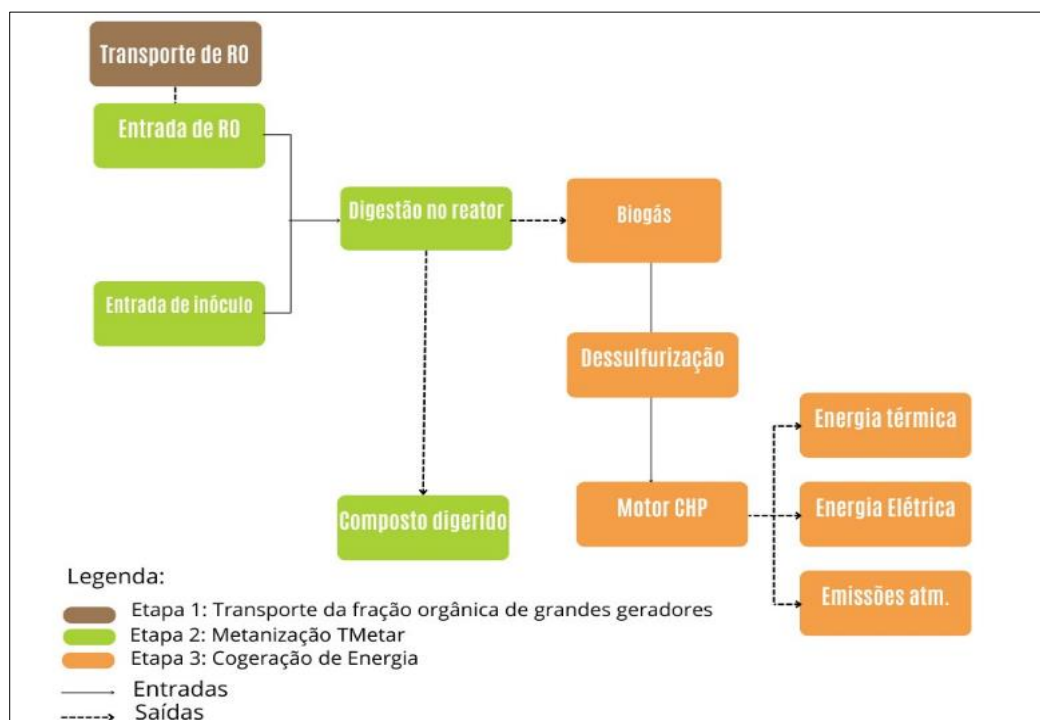
Figura 16 - Demarcação da fronteira do sistema.



Fonte: Adaptado de FERREIRA (2019).

Logo, neste trabalho foi analisado o processo de metanização dos resíduos orgânicos de grandes geradores na planta TMethar (sistema MESB), considerando três etapas, que para efeitos deste trabalho foram chamadas de *Transporte*, *Metanização Tmethar* e *Cogeração de energia*, conforme ilustração da Figura 17.

Figura 17 - Esquema das etapas consideradas na ACV.



Fonte: Autora (2023).

3.2.2 Fase 2: Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A análise do inventário do ciclo de vida envolve a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2014b). A aplicação da ACV caracterizando os fluxos de entrada e saída de matéria e energia do processo de metanização dos reatores MESB – TMethar estudado.

A construção do inventário ocorreu a partir da análise do gerenciamento da FORSU do município do Rio de Janeiro, em especial o processo de tratamento da FORSU de grandes geradores recebidos na unidade de metanização – TMethar, localizado na ETR Caju.

A base de dados utilizada foi a Ecoinvent versão 3.7. *Cutoff*. Em relação aos fluxos selecionados, foram considerados os fluxos (*inputs e outputs*) para o Brasil (Br) em conjunto com o fluxo *Rest of the World (RoW)*.

Foram considerados como dados secundários os valores dos fluxos de entrada e saída do processo de metanização, constantes na pesquisa de Ferreira *et al.* (2020). A Tabela 11 mostra o ICV a partir dos dados coletados.

Tabela 11 - Inventário do Ciclo de Vida.

ENTRADA			ETAPA	SAÍDA		
Material	Qt.	Unid.		Material	Qt.	Unid.
Resíduo orgânico	705	t	Transporte da FORSU	Resíduo orgânico	705	t
Diesel	190,14	L		dióxido de carbono (CO ₂)	1.225,22	kg
Resíduo orgânico	705	t	Metanização TMetar	biogás	7,1867	Nm ³
Inóculo	20	g		composto	423	t
Biogás	7,1867	Nm ³	Cogeração de energia	energia elétrica	129	MWh
Óleo lubrificante	0,0048	t		energia térmica/calor	193	MWh
Óxido de ferro	4,17E-03	t		resíduo de óleo mineral	0,0048	t
				material particulado	1,70E-04	t
				amônia (NH ₃)	1,30E-04	t
				óxido nitroso (NO _x)	1,78E-02	t
				monóxido de carbono (CO)	1,47E-02	t
				carbono orgânico total (COT)	1,99E-03	t
				dióxido de enxofre (SO ₂)	2,19E-03	t
				ácido clorídrico (HCl)	3,40E-04	t

Fonte: Autora (2023).

Inputs

Nos inputs, foi considerado, para os resíduos orgânicos como fluxo de entrada, o valor de 705 t de resíduos por mês, visto que se trata da capacidade mensal de tratamento dos seis reatores MESB do TMethar.

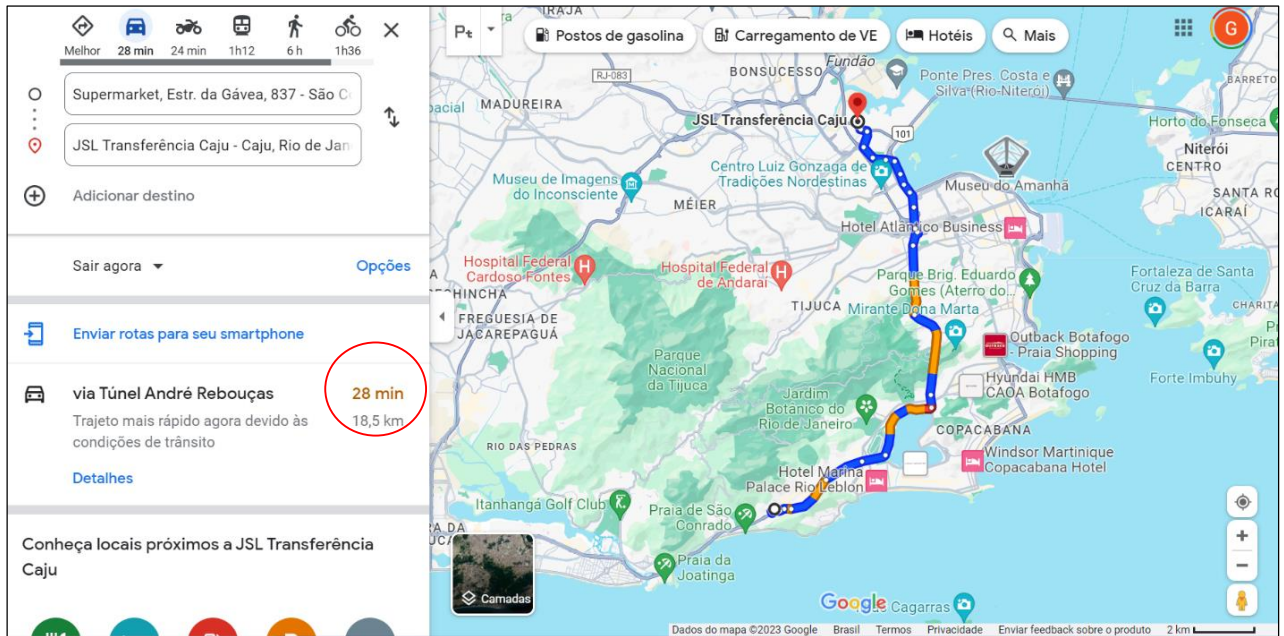
Considerou-se também que os seis reatores foram carregados em lotes sequenciais de 25 dias cada e alimentados com FORSU em pilhas de 2,5m. Foi utilizado a FORSU como substrato e um lodo de esgoto anaeróbico retirado de uma estação de tratamento municipal como inóculo, com sólidos voláteis.

Em relação a etapa de transporte, para a estimativa de consumo de *diesel* foi assumido que os caminhões de lixo consomem cerca de 7,63 L/h⁵ e o trajeto escolhido parte de um supermercado no bairro de São Conrado no município do Rio de Janeiro

⁵ Fonte: Research Centre for Greenhouse Gas Innovation. Disponível em: <https://sites.usp.br/rcgi/br/membros-do-rcgi-visitam-a-loga-para-conhecer-caminhao-de-lixo-a-gnv/>. Acesso em: 11 dez. 2023.

(a escolha foi motivada por ser um bairro da Zona Sul, atendido pela ETR Caju, com maior distância da ETR em relação aos outros bairros) e chega na ETR Caju, contemplando um percurso de 18,5 km e duração média de 28 min.

Figura 18 - Percurso considerado na etapa do transporte da FORSU.



Fonte: Google Maps (2023).

Logo, considerando os dados acima, tem-se que:

$$7,63 \text{ L} \times 28 \text{ min} = 215,64 \text{ L} / 60 \text{ min} = 3,56 \text{ L} \quad (\text{Eq. 1})$$

Mas, este valor equivale para 1 viagem. Para saber o nº de viagens necessárias para transportar 705 t de FORSU (fluxo de referência adotado para o estudo), é preciso calcular o volume de FORSU referente a esse quantitativo. Tem-se que a Massa da FORSU = 705 t = 705.000 kg e a densidade dos RO pode ser considerada como 550 kg/m³, logo:

$$\text{Volume} = \text{Massa} / \text{densidade}$$

$$\text{Volume da FORSU} = 705.000 / 550 = 1.281,81 \text{ m}^3. \quad (\text{Eq.2})$$

⁶ Fonte: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos. Brasília/DF, 2010. 75 p. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/images/arquivo/80058/Produtos_Consultores/Maria%20Stella%20-%20Manual_implantacao_compostagem_coleta_seletiva.pdf. Acesso em: 11 dez. 2023.

Sendo a capacidade da carreta transportadora de 24 m³, tem-se:

$$1.281,81 \text{ m}^3 / 24 \text{ m}^3 = 53,41 \text{ viagens} \quad (\text{Eq.3})$$

Logo, o consumo de *diesel* total é de:

$$3,56 \text{ L} \times 53,41 = 190,14 \text{ L} \quad (\text{Eq. 4})$$

Outputs

Nos outputs, um dos aspectos importantes de ser ressaltado são as emissões dos poluentes pelo motor CHP, tipo ciclo Otto. Foram utilizadas como saídas da etapa de Cogeração de energia (etapa 3), as emissões dos poluentes óxido nitroso, monóxido de carbono, carbono orgânico total, material particulado, dióxido de enxofre, ácido clorídrico e amônia, constantes da Tabela 12 que trata sobre os principais aspectos e requerimentos operacionais, poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogerador CHP, considerando a proporcionalidade com o fluxo de referência utilizado na ACV.

Tabela 12 - Principais aspectos e requerimentos operacionais, poluentes e aspectos econômicos típicos de um cogerador CHP tipo ciclo Otto.

Parâmetro	Unidade	Valor
<i>Aspectos operacionais</i>		
Potências elétricas disponíveis de CHP	kW _{el}	35 - 3.000
Eficiência de aproveitamento elétrico	%	18 - 38
Eficiência de aproveitamento térmico	%	30 - 50
Vida útil estimada	h	60.000
<i>Requerimentos operacionais</i>		
Vazão de biogás requerida	m ³ biogás.h ⁻¹	> 20
Metano (CH ₄)	%CH ₄	> 45
PCI	kWh.Nm ⁻³ biogás	4,5 - 7,0
Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)	ppmV	< 100
Umidade relativa	%	50 - 80
Siloxanos	mg.Nm ⁻³	5 - 10
Temperatura	°C	< 40
Pressão	mBar	5 - 5.000
<i>Aspectos econômicos</i>		
Investimento CHP tipo MCI	R\$	150 mil - 3 milhões
Custo de interligação e paralelismo com rede elétrica	R\$	30 mil - 1 milhão
Investimento inicial (CAPEX)	R\$.MW ⁻¹	2,5 mil - 5,0 mil
Custo de operação (OPEX)	R\$.MW ⁻¹	15,00 - 70,00
Valor da energia exportada	R\$.MW ⁻¹	20,00 - 35,00
<i>Emissão de poluentes</i>		
Óxido Nitroso – NO _x	mg.Nm ⁻³ biogás	248
Monóxido de carbono – CO	mg.Nm ⁻³ biogás	205
Carbono orgânico total – COT	mg.Nm ⁻³ biogás	27,75
Material particulado – MP	mg.Nm ⁻³ biogás	2,3
Dióxido de enxofre – SO ₂	mg.Nm ⁻³ biogás	30,45
Ácido clorídrico – HCl	mg.Nm ⁻³ biogás	4,73
Amônia – NH ₃	mg.Nm ⁻³ biogás	1,83

* valores variáveis conforme diferentes biotecnologias e fabricantes de cogeradores MCI tipo ciclo Otto.

Fonte: FERREIRA (2019).

Outro fator importante é que caminhões de coleta de lixo emitem cerca de 1,24 kg de CO₂⁷ por quilômetro rodado. Visto isso, para efeitos da ACV, considerou-se:

$$\text{Emissão de CO}_2 \text{ (transporte da FORSU)} = 1,24 \text{ kg} \times 18,5 \text{ km} = 22,94 \text{ kg CO}_2 \text{ (Eq. 5)}$$

3.2.3 Fase 3: Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida

A avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) foi realizada segundo a metodologia ReCipe 2016 Midpont (H) e, como base de dados, a Ecoinvent 3.7 LCIA methods. Esta metodologia foi escolhida devido à sua ampla utilização e grande representatividade na comunidade científica.

A categorização foi até o nível midpoint, pois o método considera dez categorias de impactos ambientais com enfoque nos efeitos intermediários determinados em termos de indicadores (midpoint). Nesse método, para cada indicador de categoria de impacto são calculados valores de normalização.

A escolha das categorias de impacto ocorreu através do levantamento dos principais aspectos analisados em estudos de ACV da FORSU e principais categorias de impactos avaliadas, bem como análise prévia dos potenciais efeitos ao meio ambiente do processo estudado. Assim, as categorias escolhidas para avaliar os impactos ambientais do processo estudado foram: potencial de aquecimento global, ecotoxicidade terrestre, formação de material particulado e acidificação terrestre.

⁷ ZIEGLER, M. F. Caminhões de lixo são os que mais emitem dióxido de carbono. Ambiente Brasil, 2011. Disponível em: <https://noticias.ambientebrasil.com.br/clipping/2011/10/24/75973-caminhoes-de-lixo-sao-os-que-mais-emitem-dioxido-de-carbono.html>. Acesso em: 11 dez. 2023.

4 RESULTADOS

A AICV foi realizada, experimentalmente, para o processo de metanização de resíduos de grandes geradores no TMethar, considerando a fronteira do estudo apresentada. Os resultados mostram as contribuições para impacto ambiental por categoria de impacto, bem como os percentuais de contribuição, considerando as categorias de impacto: Potencial de aquecimento global, acidificação terrestre, ecotoxicidade terrestre e formação de material particulado.

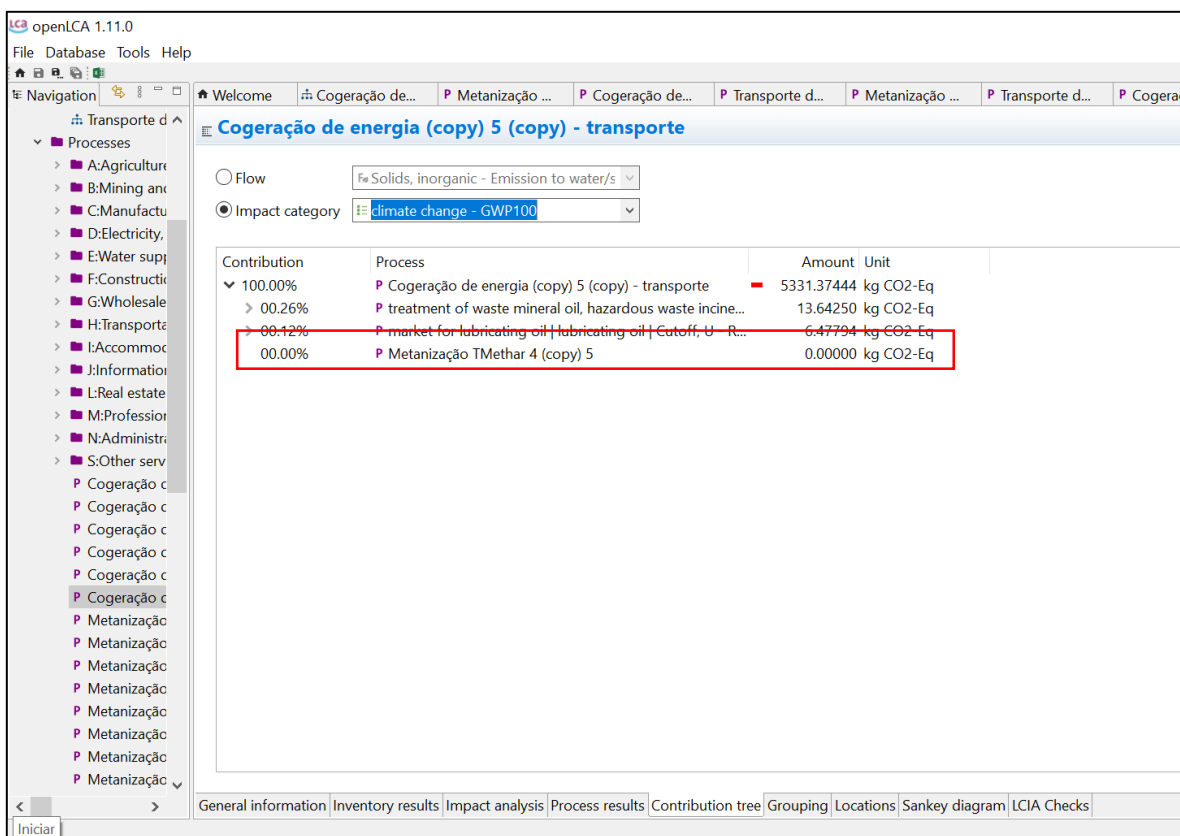
Em cada categoria os resultados mostram os processos que mais contribuem para potencial de impacto e seus valores. Tais processos, na maioria dos casos, são processos conectados automaticamente pelo programa, baseado na base de dados utilizada, ou seja, uma das funções do programa é usar a base de dados que contém informações além das catalogadas no AICV para buscar a fundo os impactos que um processo pode gerar ambientalmente.

Um exemplo é que na AICV foi colocado o consumo de *diesel* no transporte do resíduo, porém o programa tem a capacidade de conectar outros processos inerentes a esse, como o processo de extração e refinamento do petróleo, por exemplo, para analisar em amplo aspecto as consequências ambientais.

Vale pontuar que a etapa 2 (Metanização TMetar) não resultou contribuições significativas, conforme ilustra a Figura 17. Tal fato pode ter sido motivado, por ter sido considerado na ACV que todas as saídas da planta de metanização são aproveitadas, a exemplo o aproveitamento do biogás para cogeração de energia, recirculação de lixiviado e material digerido como composto para biofertilizante.

Na Figura 19 é possível observar que dentre os processos, a metanização TMetar (etapa 2) consta como 0.00 % de contribuição, corroborando o comentário feito acima.

Figura 19 - Ilustração da contribuição do processo do processo Metanização TMethar (etapa 2).



Fonte: Software OpenLCA, 2023.

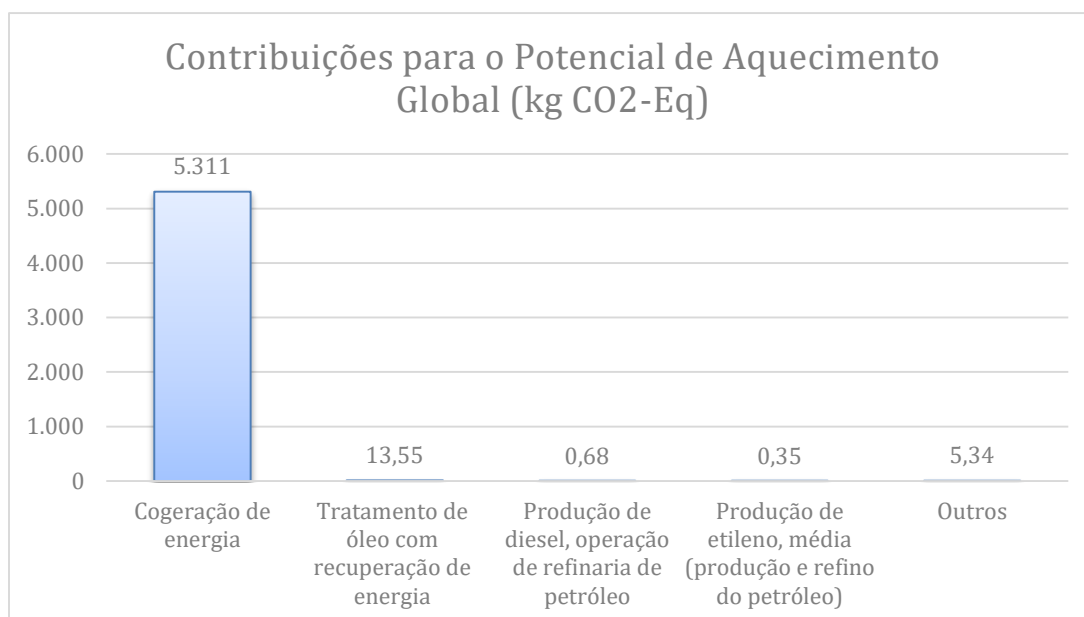
4.1 Contribuições Potenciais por Categoria de Impacto Ambiental

4.1.1 Categoria Potencial de Aquecimento Global

Na categoria Potencial de Aquecimento Global obteve-se o resultado mostrado na Figura 20.

Observa-se que, disparadamente, o processo de cogeração de energia se destaca com a maior contribuição, chegando a emissões de 5.311 kg CO₂-Eq. Como menor contribuição, apresenta-se o processo de produção de etileno, envolvido no processo de produção e refino do petróleo, relacionado com o *diesel* consumido no transporte, com valor aproximado de 0,35 kg CO₂-Eq. de contribuição.

Figura 20 - Contribuições para o Potencial de Aquecimento Global (kg CO₂-Eq).



Fonte: Autora, 2023.

Para uma melhor comparação entre as contribuições, a Tabela 13 mostra os percentuais das contribuições obtidas.

Tabela 13 – Percentuais de contribuição para a categoria de potencial de aquecimento global

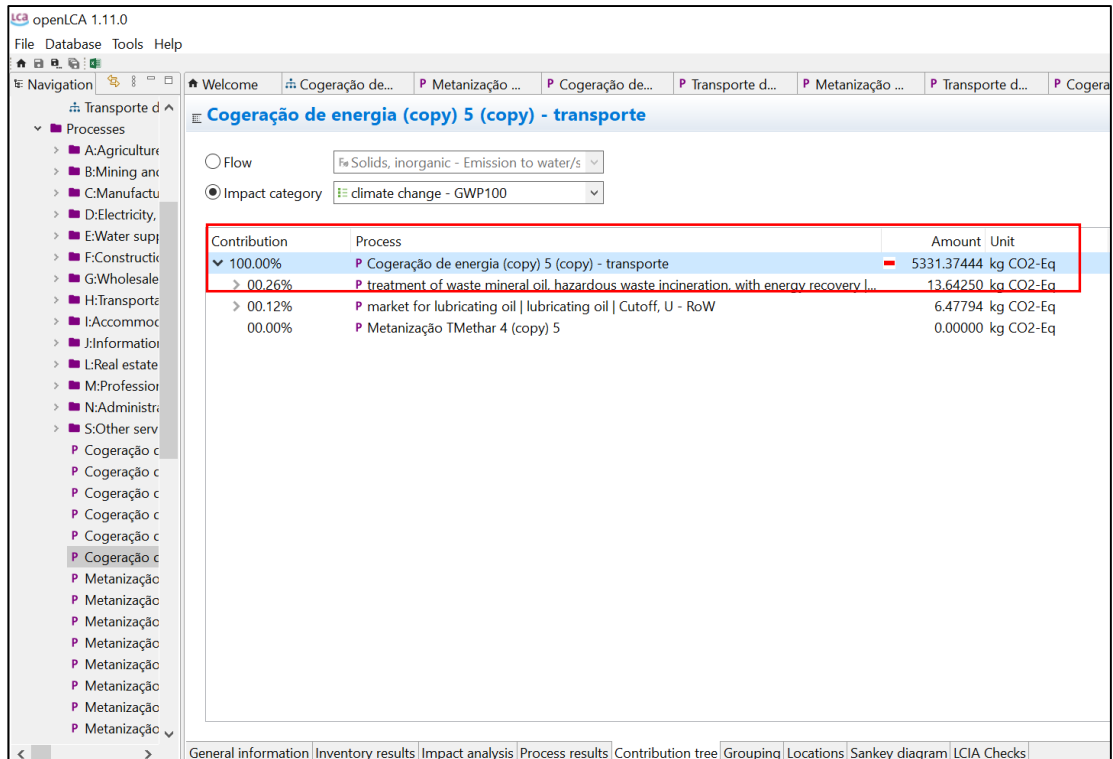
Processos	Valores (kg CO ₂ -Eq)	% Contribuição
Cogeração de energia	5.311	100%
Tratamento de óleo com recuperação de energia	13,55	0%
Produção de diesel, operação de refinaria de petróleo	0,68	0%
Produção de etileno, média (produção e refino do petróleo)	0,35	0%
Outros	5,34	0%
TOTAL	5.331	100,00%

Fonte: Autora (2023).

Nota-se que em termos percentuais, a contribuição do processo de cogeração de energia (etapa 2) é bem maior em relação aos demais processos, registrando 100% de contribuição. Está diretamente associada ao óleo lubrificante utilizado no motor CHP.

Os processos concatenados pelo programa relacionados ao óleo lubrificante foram o tratamento de resíduos de óleo mineral e mercado de óleo lubrificante, conforme ilustra a Figura 21.

Figura 21 - Ilustração da contribuição do processo de cogeração de energia no potencial de aquecimento global.

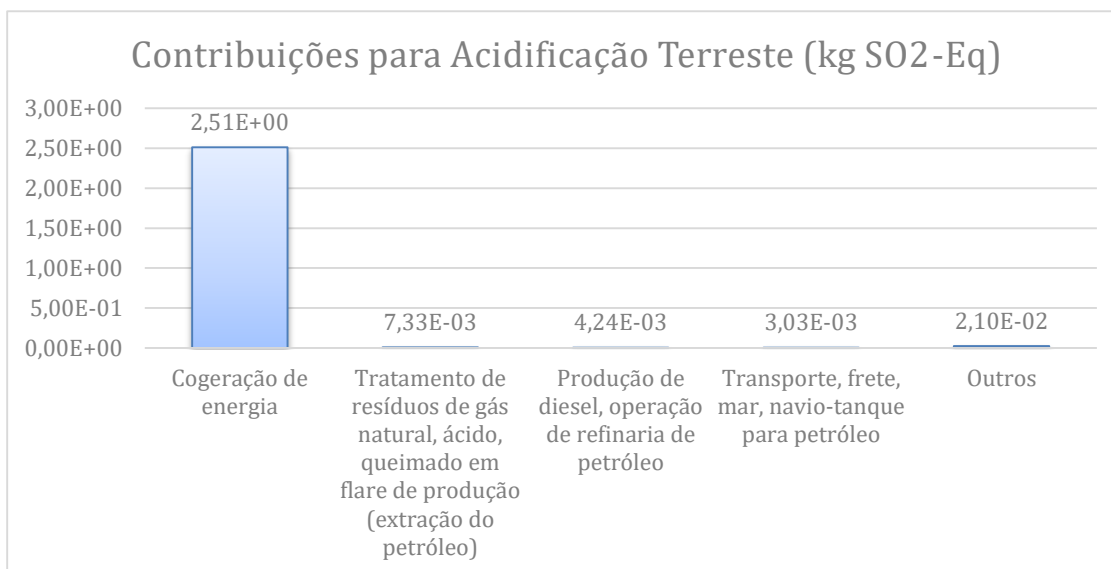


Fonte: Software OpenLCA (2023).

É importante destacar que as atividades de mercado (*market*), como o mercado de fabricação de óleo lubrificante, se referem ao “[...] mix de consumo de um produto para uma determinada região, contabilizando o comércio entre o produtor e o consumidor e, quando necessário, as perdas de produto que ocorrem durante seu transporte” (ECOINVENT, 2023). Assim, pode-se entender que, no geral, o comércio de óleo lubrificante contribui com emissões em torno de 6,47 kg CO₂-Eq.

4.1.2 Categoria acidificação terrestre

Na categoria Acidificação Terrestre obteve-se o resultado mostrado na Figura 23.

Figura 22 - Contribuições para a acidificação terrestre (kg SO₂-Eq).

Fonte: Autora (2023).

O processo de cogeração de energia se destaca com a maior contribuição, chegando a emissões de 2,51 kg SO₂-Eq. Como a menor contribuição apresentam-se o transporte para petróleo, que tem relação com o diesel consumido no transporte da FORSU, com valor aproximado de 0,003 kg SO₂-Eq. de contribuição.

A Figura 23 mostra que dentro do processo de cogeração de energia, o mercado de óleo lubrificante e o tratamento do resíduo de óleo (processos secundários), contribuem respectivamente 0,03 e 0,07x10⁻² kg SO₂-Eq.

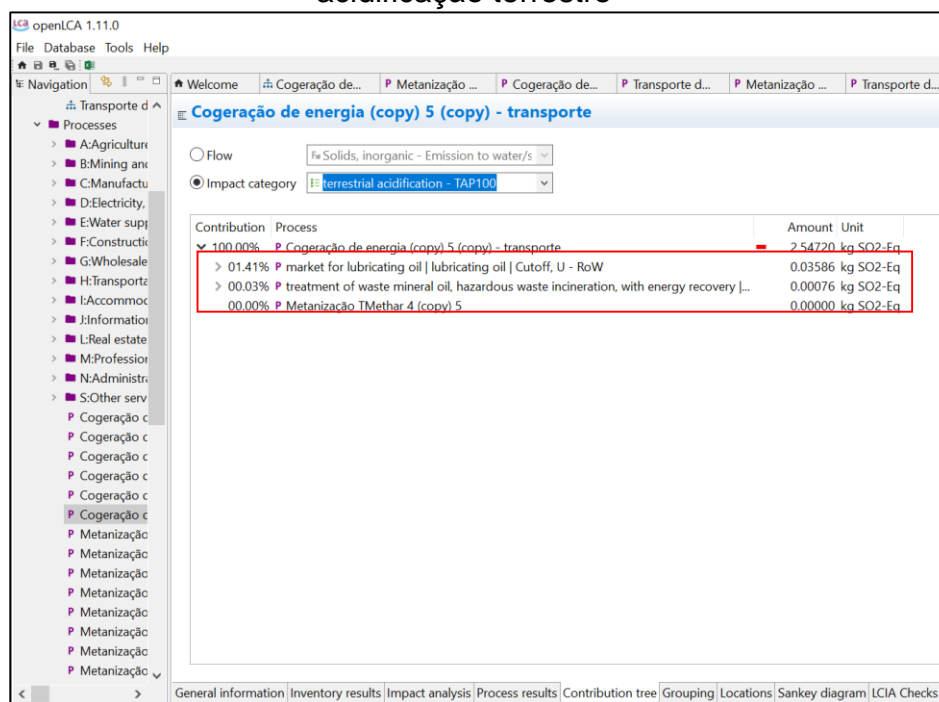
Em termos percentuais, a Tabela 14 mostra a distribuição das contribuições de impacto da categoria:

Tabela 14 – Percentuais de contribuição para a categoria de acidificação terrestre

Processos	Valores (kg SO ₂ -Eq)	% de Contribuição
Cogeração de energia	2,51E+00	99%
Tratamento de resíduos de gás natural, ácido, queimado em flare de produção (extração do petróleo)	7,33E-03	1%
Produção de diesel, operação de refinaria de petróleo	4,24E-03	0%
Transporte, frete, mar, navio-tanque para petróleo	3,03E-03	0%
Outros	2,10E-02	0%
TOTAL	2,55E+00	100,00%

Fonte: Autora (2023).

Figura 23 - Ilustração da contribuição do processo de cogeração de energia na acidificação terrestre



Fonte: Software OpenLCA (2023).

Nota-se que a contribuição do processo de cogeração de energia continua sendo bem maior em relação aos demais processos, registrando 99% de contribuição.

4.1.3 Categoria ecotoxicidade terrestre

Na categoria ecotoxicidade terrestre obteve-se o resultado apresentado na Figura 24.

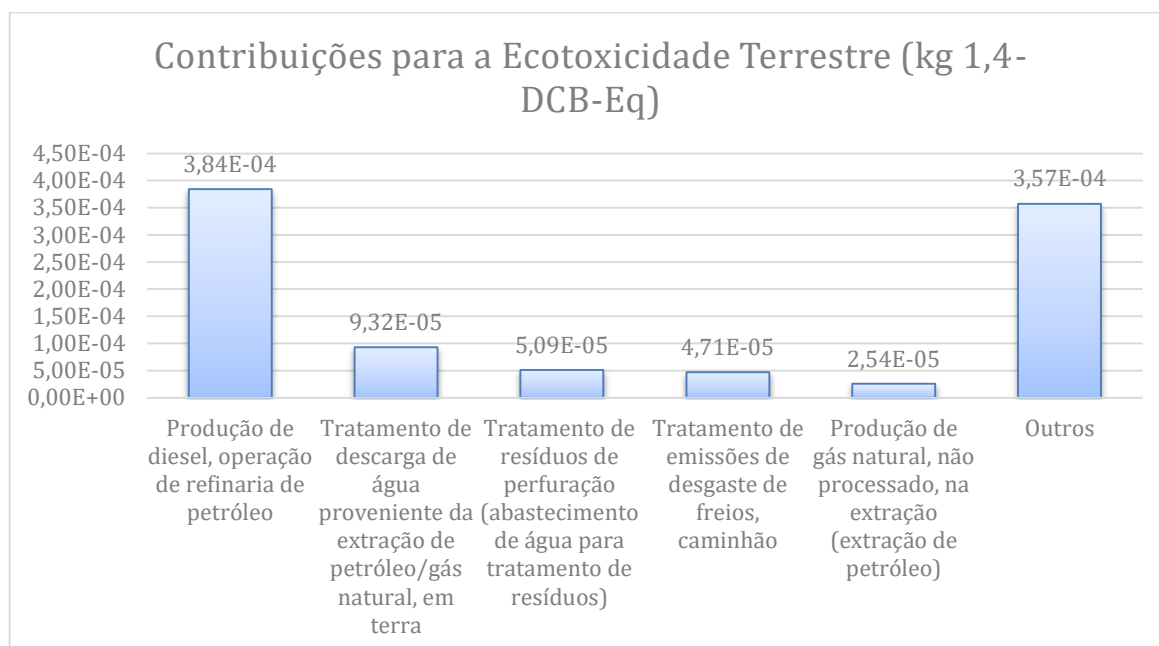
Observa-se um comportamento diferente das categorias anteriores. Neste caso, o processo com maior contribuição é o de produção do diesel, operação que ocorre na refinaria de petróleo. Este processo contribuiu com $3,84 \times 10^{-4}$ kg 1,4-DCB-Eq. Ressalta-se que a unidade de medida da categoria de acidificação terrestre é *kg 1,4-DCB-Eq*⁸, cujo fator de caracterização é a presença de diclorobenzeno equivalente.

Na sequência, outros processos relacionados ao uso do diesel foram contemplados, como o tratamento da água proveniente da extração do petróleo e o

⁸ Refere-se a *kg 1,4-dichlorobenzene (1,4-DB) equivalent*. Fonte: breglobal. Disponível em: <https://tools.bregroup.com/greenguide/page.jsp?id=2098>. Acesso em: 11 dez. 2023.

tratamento de resíduos de perfuração com contribuições de, respectivamente, $9,32 \times 10^{-5}$ e $5,09 \times 10^{-5}$ kg 1,4-DCB-Eq.

Figura 24 - Contribuições para a ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DCB-Eq).



Fonte: Autora (2023).

Interessante mencionar foram contabilizados o tratamento de emissões de desgastes de freios do caminhão no transporte de FORSU, contribuindo com $4,71 \times 10^{-5}$ kg 1,4-DCB-Eq.

De modo geral, o cenário de contribuição desta categoria apresenta valores mais equiparados, como pode ser observado também na distribuição percentual, apresentada na Tabela 15 abaixo:

Tabela 15 – Percentuais de contribuição para a categoria de ecotoxicidade terrestre

Processos	Valores (kg 1,4-DCB-Eq)	% de Contribuição
Produção de diesel, operação de refinaria de petróleo	3,84E-04	37%
Tratamento de descarga de água proveniente da extração de petróleo/gás natural, em terra	9,32E-05	40%
Tratamento de resíduos de perfuração (abastecimento de água para tratamento de resíduos)	5,09E-05	3%
Tratamento de emissões de desgaste de freios, caminhão	4,71E-05	10%

Produção de gás natural, não processado, na extração (extração de petróleo)	2,54E-05	5%
Outros	3,57E-04	5%
TOTAL	9,58E-04	100,00%

Fonte: Autora (2023).

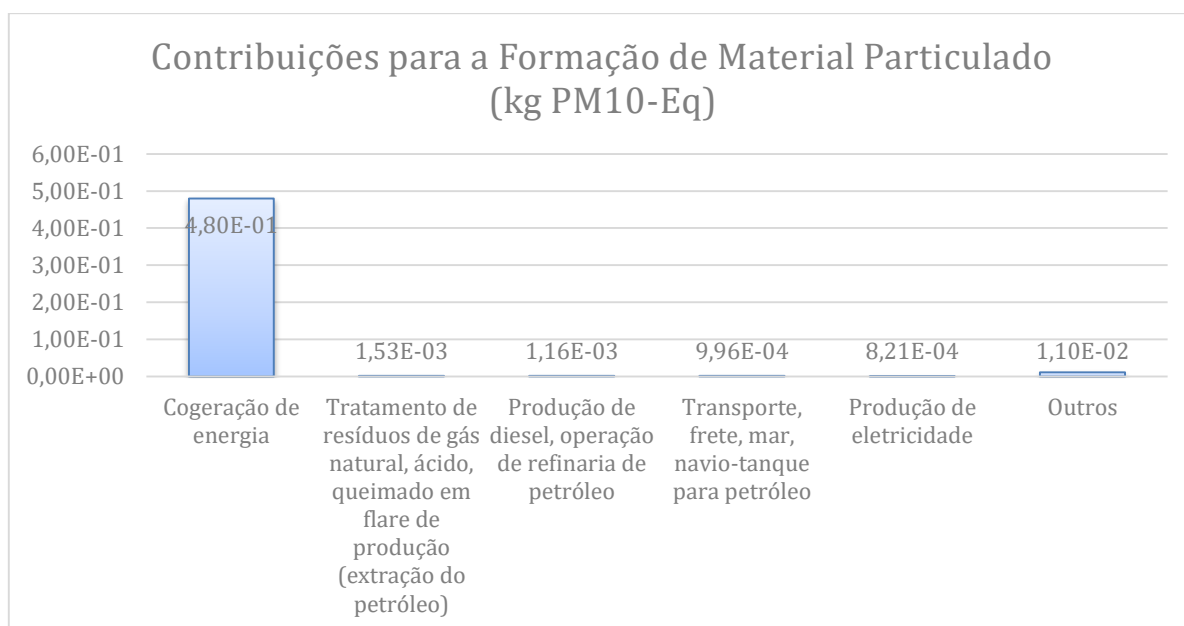
Nota-se, novamente, a predominância do processo de produção do diesel, percentual de 40% de contribuição. Observa-se que “outros” tem percentual de contribuição próximo ao de produção de *diesel*. No entanto, vale mencionar que o programa não especifica quais processos são esses.

Na sequência, tem-se contribuições de 10%, 5%, 5% e 3%, respectivamente, para tratamento de descarga de água proveniente da extração de petróleo, tratamento de resíduos de perfuração, tratamento de emissões de desgaste de freios de caminhão e, por fim, produção de gás natural não processado na extração do petróleo.

4.1.4 Categoria formação de material particulado

Na categoria formação de material particulado obteve-se o resultado apresentado na Figura 25.

Figura 25 - Contribuições para a formação de material particulado (kg PM10-Eq).



Fonte: Autora, 2023.

Nesta categoria, nota-se a presença, novamente, do processo de cogeração de energia em predominância, contribuindo com 0,48 kg PM10-Eq. A Menor contribuição foi a do processo de produção de eletricidade.

Abaixo, na Tabela 16 é possível observar a distribuição percentual dessas contribuições. Tem-se a cogeração de energia com 97% das contribuições, corroborando sua predominância em relação aos demais processos, como mencionado anteriormente e contribuições percentuais bem pequenas para os demais processos.

Ressalta-se que, embora apareçam percentuais de 0% no tratamento estatístico devido a escolha de casas decimais, analiticamente as contribuições são pequenas, mas existentes.

Tabela 16 – Percentuais de contribuição para a categoria de formação de material particulado

Processos	Valores (kg PM10-Eq)	% de Contribuição
Cogeração de energia	4,80E-01	97%
Tratamento de resíduos de gás natural, ácido, queimado em flare de produção (extração do petróleo)	1,53E-03	2%
Produção de diesel, operação de refinaria de petróleo	1,16E-03	0%
Transporte, frete, mar, navio-tanque para petróleo	9,96E-04	0%
Produção de eletricidade	8,21E-04	0%
Outros	1,10E-02	0%
TOTAL	4,96E-01	100,00%

Fonte: Autora (2023).

No geral, a grande maioria das contribuições são, relativamente, pequenas, mas se somadas mostram as contribuições totais significativas do cenário estudado (Metanização da FORSU de grandes geradores com cogeração de energia na planta TMethar) para cada categoria de impacto. Dessa forma, a Tabela 17 apresenta um resumo das contribuições totais do cenário por categoria de impacto.

Tabela 17 - Resumo das contribuições totais por categoria de impacto.

Categoria de Impacto	Valor	Unid.
Mudanças Climáticas – Potencial de Aquecimento Global	5.331,37	kg CO2-Eq
Potencial de Acidificação Terrestre	2,55	kg SO2-Eq

Potencial de Ecotoxicidade Terrestre	0,71x10 ⁻⁴	kg 1,4-DCB-Eq
Formação de Material Particulado	0,49	kg PM10-Eq

Fonte: Autora (2023).

Vale colocar também que alguns fluxos de entrada e saída utilizados na AICV são significativos para as contribuições em cada categoria, conforme apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 - Contribuições significativas de alguns fluxos utilizados na AICV.

Categoria de impacto	Processo	Fluxo	Resultado de impacto do fluxo	Resultado de impacto total da categoria	Unidade
Mudança climática	cogeração de energia	óxido nitroso (N ₂ O)	5.311,25	5.331,37	kg CO2-Eq
Acidificação terrestre		Amônia (NH ₃)	0,32		2,55
		Dióxido de enxofre (SO ₂)	2,19	kg SO2-Eq	
Formação de material particulado		Amônia (NH ₃)	0,04	0,49	kg PM 10-Eq
		Dióxido de enxofre (SO ₂)	0,43		kg PM 10-Eq

Fonte: Autora (2023).

Vale esclarecer que a categoria de ecotoxicidade não entrou na Tabela 19, pois não contemplou impactos diretos de fluxos usados na AICV.

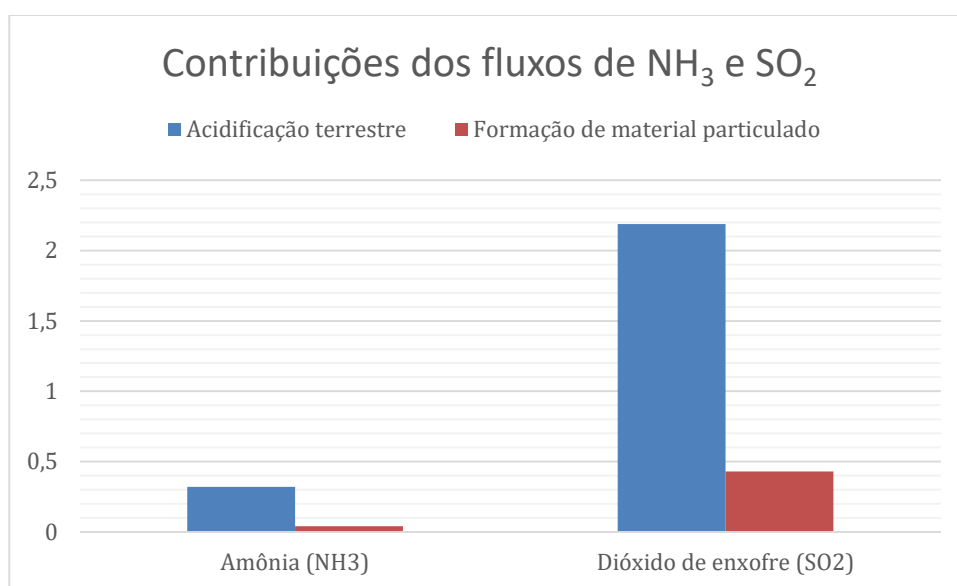
Nota-se que alguns dos fluxos usados na AICV tiveram contribuições significativas para os resultados de impacto de algumas categorias. São eles: óxido nitroso (N₂O), amônia (NH₃) e dióxido de enxofre (SO₂). Destaca-se o óxido nitroso, pois comparando com o resultado de impacto total da categoria de mudança climática, a diferença entre os valores de contribuição é pequena. Desta forma, entende-se que praticamente toda a contribuição direta do processo de cogeração de energia é proveniente do impacto causado pela emissão de N₂O, contemplado como emissão do motor CHP no processo de cogeração.

O N₂O possui potencial de aquecimento global maior que do CH₄ e CO₂, chegando a 310, enquanto o CH₄ é de 21 e o CO₂ é de 1 (FOSTER, P. et al., 2007). Esse N₂O é proveniente da queima de óleo lubrificante no processo de cogeração de energia, isto é, com o processo de combustão ocorre o aumento dos óxidos de nitrogênio, sendo este processo de nitro-oxidação conhecido como nitração do óleo.

Em relação ao consumo de óleo lubrificante é interessante pensar também na adesão de logística reversa ou ações de aproveitamento do óleo utilizado.

Os fluxos de amônia (NH_3) e dióxido de enxofre (SO_2) também merecem destaque, pois são um dos maiores contribuintes para os impactos ambientais nas categorias de acidificação terrestre e formação de material particulado. A Figura 26 apresenta uma comparação entre essas contribuições em suas respectivas categorias.

Figura 26 – Comparação entre as contribuições dos fluxos de NH_3 e SO_2 no processo de cogeração de energia.



Fonte: Autora (2023).

As contribuições dos fluxos de NH_3 e SO_2 , quando destacadas e comparadas, revelam que a concentração de ambos é maior na categoria de acidificação terrestre, ou seja, o impacto ambiental em termos de acidificação é existente, chegando 2,19 kg SO_2 -Eq para o enxofre e 0,32 kg SO_2 -Eq para a amônia, podendo contribuir até mesmo para a formação de chuva ácida.

No geral, os resultados de impacto das quatro categorias avaliadas, mostram que mesmo com a limitação da fronteira de estudo, o processo de metanização com cogeração de energia tem alguns pontos que precisam de atenção, em relação ao desempenho ambiental nas categorias estudadas, especialmente, na categoria de mudanças climáticas, destacando as contribuições das emissões de CO_2 e N_2O .

É interessante observar também, que todas as categorias de impacto analisadas obtiveram resultados de impactos relacionados ao uso do *diesel*, principalmente, atrelado a etapa de transporte, até mesmo desde o processo de extração e refino do petróleo. Segundo Bizzera; Queiroz; Coutinho (2018), o petróleo em forma bruta é uma complexa mistura de hidrocarbonetos e contém contaminações variadas de enxofre, nitrogênio, oxigênio e metais. Além disso, a queima de combustível fóssil, principalmente do *diesel*, como acontece na etapa de transporte, que emite monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos, óxidos de enxofre, material particulado, entre outros (IPEA, 2011). Logo, vale considerar a adoção de medidas de redução do uso do diesel, como a substituição por biocombustível que, inclusive, poderia também ser produzido a partir da digestão anaeróbia na planta TMethar ou a substituição por veículos elétricos, seguido de ACV para confirmar se essas opções são de fato menos impactantes ao meio ambiente.

5 CONCLUSÃO

O presente trabalho realizou um estudo preliminar sobre o processo de metanização dos resíduos orgânicos de grandes geradores, considerando a planta de metanização da ETR Caju – TMethar, por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV.

Com o uso desta metodologia, foi possível identificar e quantificar os processos e fluxos que mais contribuíram para a geração de impactos ambientais, considerando as categorias de impacto de mudanças climáticas (Potencial de aquecimento global), acidificação terrestre, ecotoxicidade terrestre e formação de material particulado.

O estudo identificou que para a categoria mudanças climáticas (potencial de aquecimento global), praticamente, 100% das contribuições diretas de impacto são oriundas da emissão de óxido nitroso (NO_x) do processo de cogeração de energia, bem como, houve impacto significativo do processo secundário de tratamento de resíduo de óleo mineral.

Na categoria de acidificação, o processo de cogeração de energia também se destaca com a maior contribuição, com o percentual de 99% do total. Neste caso, assim como na categoria de mudanças climáticas, praticamente, os valores de impacto dos fluxos de dióxido de enxofre (SO₂) e amônia (NH₃) somados se igualam ao resultado de contribuição total da categoria. Desta maneira, vale a adoção de medidas de minimização desses fluxos de saída do processo de cogeração.

Na categoria de ecotoxicidade terrestre destaca-se a produção do diesel como o processo de maior contribuição, com o valor percentual de 40% do total. Tal processo está relacionado ao transporte da FORSU até a ETR Caju pelos caminhões a diesel. Assim, sugere-se a substituições destes veículos por outros elétricos ou movidos a biocombustível. Porém, vale também um estudo de ACV para verificar e comparar a opção de transporte realmente menos impactante para o meio ambiente, considerando a viabilidade econômica.

Na categoria de formação de material particulado, acontece o mesmo que na acidificação, em que fluxos de dióxido de enxofre (SO₂) e amônia (NH₃) se destacam na participação das contribuições do processo de cogeração de energia, que chega a

97%. Logo, para esta categoria valem as mesmas recomendações feitas para a categoria de acidificação.

Sugere-se a adoção de medidas para a minimização de emissões, especialmente, de CO₂ e NO_x, no processo de cogeração de energia, evitando os impactos significativos para as mudanças climáticas.

Além disso, sugere-se também verificar outras opções alternativas ao uso de óleo lubrificante no motor CHP, para evitar os impactos causados por ele, seja nos processos inerentes ao mercado de óleo lubrificante ou no tratamento de seus resíduos, assim como medidas de logística reversa e aproveitamento do óleo.

Por fim, sugere-se a realização de ACV para o processo de compostagem como alternativa para o tratamento dos resíduos orgânicos do município a título de comparação com este estudo.

Para pesquisa futura, sugere-se comparar as contribuições totais de cada categoria de impacto do cenário de metanização estudado com outros cenários possíveis para tratamento da FORSU de grandes geradores do município do Rio de Janeiro, a fim de avaliar quais estratégias de tratamento tem o melhor desempenho ambiental.

Em termos de limitação do estudo, precisou-se reduzir o escopo para as três etapas contempladas e utilizar dados secundários, pois durante a pesquisa a planta TMethar no Caju não estava em operação de metanização, acarretando dificuldade na coleta de dados. Logo esta pesquisa enquadra-se em uma avaliação preliminar do desempenho ambiental da planta de metanização da ETR Caju (TMethar) para tratamento da FORSU de grandes geradores.

Este trabalho pode servir como start para outros estudos sobre a adesão da metanização para tratamento da FORSU como uma alternativa ao envio direto dos resíduos para o aterro sanitário (cenário cujo município do Rio de Janeiro se encontra atualmente), bem como para exemplificar que a Avaliação do Ciclo de Vida se configura como uma boa ferramenta para auxílio à tomada de decisão, quanto as melhores alternativas para a gestão da FORSU no município, considerando uma gestão circular de valorização dos resíduos, com capacidade de identificar e quantificar os impactos ambientais de cada cenário sugerido, subsidiando uma comparação de desempenho ambiental entre eles.

REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 13591: Compostagem. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 1996. Disponível em: <https://pdfcoffee.com/abnt-nbr-13591-1996-pdf-free.html> . Acesso em: 01 de jun. de 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2014a.

_____. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2014b.

ACV BRASIL. Desmistificando as categorias de impacto: Acidificação. C2021. Disponível em: <https://acvbrasil.com.br/artigo/desmistificando-acidificacao#:~:text=Em%20ci%C3%A7%C3%A3o%20naturais%2C%20a%20palavra,a%20manuten%C3%A7%C3%A3o%20do%20equil%C3%ADbrio%20ecol%C3%B3gico> >. Acesso em: 10 set. 2023.

ACV BRASIL. Desmistificando as categorias de impacto: Ecotoxicidade em ecossistemas aquáticos. C2022. Disponível em: <https://acvbrasil.com.br/artigo/ecotoxicidade> >. Acesso em: 10 set. 2023.

ARAÚJO, L. G. B. R.; LOUZADA, M. A. P.; SILVA, T. N. Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos no município do Rio de Janeiro: Panorama e Perspectivas a partir do seu Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos. *In: 1 Congresso Internacional de Resíduos Sólidos em Búzios - CIRS*. Trabalho 15, p. 136-152, 2023. Disponível em: <https://atenaeditora.com.br/catalogo/ebook/anais-do-cirs-1o-congresso-internacional-de-residuos-solidos-em-buzios> >. Acesso em: 20 jan. 2024.

ARDOLINO, F.; PARRILO, F.; ARENA, U. Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. *Journal of Cleaner Production*, v. 174, p. 462-476, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320> >. Acesso em: 02 mai. 2022.

BRASIL. Caderno Temático 4 – Valorização de Resíduos Orgânicos. Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR. PLANSAB. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/plansab/4-CadernotematicoValorizacaodeResiduosOrganicos.pdf > Acesso em: 29 de abr de 2023.

_____. Manual de Orientação para Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Brasília, DF. 2017.

_____. Do SNIS ao SINISA – Manejo de Resíduos Sólidos. Diagnóstico SNIS-RS 2019. Ministério de Estado do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento - SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Brasília, 2020.

_____. O estado da arte da tecnologia de metanização seca. Ministério das Cidades. PROBIOGÁS. Brasília, 2015. Disponível em: <<https://www.giz.de/en/downloads/probiogas-metanizacao-rsu.pdf>>. Acesso em: 05 nov. 2023.

_____. Lei N° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 abr. 2023.

_____. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm>. Acesso em: 10 jun. 2023.

BIZERRA, A. M. C.; QUEIROZ, J. L. A.; COUTINHO, D. A. M. O impacto ambiental dos combustíveis fósseis e dos biocombustíveis: as concepções de estudantes do ensino médio sobre o tema. Revista brasileira de educação ambiental (Revbea), v. 13, n. 3: 299-315, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/333690959_O_impacto_ambiental_dos_combustiveis_fosseis_e_dos_biocombustiveis_as_concepcoes_de_estudantes_do_ensino_medio_sobre_o_tema>. Acesso em: 02 fev. 2024.

CALVIS, M. A destinação correta dos resíduos sólidos e os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis. 2024. Disponível em: <<https://msdelas.com.br/site/a-destinacao-correta-dos-residuos-solidos-e-os-17-objetivos-de-desenvolvimento-sustentaveis/>>. Acesso em: 26 jan. 2024.

CÂMARA MUNICIPAL DO RIO DE JANEIRO. Lei nº 3273, de 06 de setembro de 2001. Dispõe sobre a Gestão do Sistema de Limpeza Urbana no Município do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a/rj/r/rio-de-janeiro/lei-ordinaria/2001/328/3273/lei-ordinaria-n-3273-2001-dispoe-sobre-a-gestao-do-sistema-de-limpeza-urbana-no-municipio-do-rio-de-janeiro>>. Acesso em: 20 mai. 2023.

CAMPOS, V.A.F.; SILVA, V.B.; CARDOSO, J.S.; BRITO, P.S.; ATUM, C.E.; SILVEIRA, J.L. A review of waste management in Brazil and Portugal: Waste-to-energy as pathway for sustainable development. *Renewable Energy*, v. 178, p. 802-820, nov. 2021. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148121009733>>.

Acesso em: 4 ago. 2023.

CATORZA, C.F.; VAN ELK, A.G.H.P; PASSOS, L.H.S. Potential of carbon credits generation from organic waste composting of large generators: an alternative to the final disposal in sanitary landfills. *Brazilian Journal of Environmental Sciences*, v. 57, n. 2, p. 2176-9478, jun. 2022. Disponível em: <https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/1121>. Acesso em: 06 fev. 2024.

CENTRO NACIONAL DE PESQUISA EM ENERGIA E MATERIAIS (CBPEM). Laboratório Nacional de Biorrenováveis (Inbr). Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). 2021. Disponível em: <https://Inbr.cnpem.br/wp-content/uploads/2021/07/Avaliacao-do-Ciclo-de-Vida-ACV_FIM.pdf>. Acesso em: 08 set. 2023.

CUNHA, T. C. Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas de Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos – Estudo de Caso em Ceilândia e Taguatinga. 2021. 124p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2021. Disponível em: <<http://repositorio2.unb.br/jspui/handle/10482/42486>>. Acesso em: 04 mai. 2023.

DAI-PRÁ, L.; MORAES, C.; GOMES, L.; MARQUES, V. Avaliação de ciclo de vida (ACV) aplicada à gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros: uma revisão. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 7, n. 3, p. 353-364, Curitiba, ago.2018. Disponível em: <<https://periodicos.utfpr.edu.br/rbpd/article/view/8640>>. Acesso em: 23 mar. 2023.

DASTJERDI B.; STREZOV, V.; KUMAR, R.; HE, J.; BEHNIA, M. Comparative life cycle assessment of system solution scenarios for residual municipal solid waste management in NSW, Australia. *Science of the total environment*, v. 767, article 144355, 1 mai. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720378864>>. Acesso em: 20 dez. 2023.

ECOINVENT. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Zurich, 2012. Disponível em: <<http://ecoinvent.org>>. Acesso em: 02 mai. 2023.

_____. Database. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/>>. Acesso em: 02 mai. 2023.

EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (JRC-IES). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos. EUR 24708EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da. Manual prático para a compostagem de bioresíduos: lodo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 84p.

FERREIRA, J. V.; ESTEVES, B.; CRUZ-LOPES, L.; INDIANA, D. Avaliação do ciclo de vida: resenha histórica e perspectiva futura. *Millenium - Journal of Education*,

Technologies, and Health, (6e), 63-69, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.29352/mill0206e.06.00315>>. Acesso em: 25 abr. 2023.

FERREIRA, B.O. Estratégias Operacionais para o Incremento da Metanização em Estado Sólido de Resíduos Orgânicos Urbanos com Vistas ao Aproveitamento Energético do Biogás. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2019. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/46937/1/Estrat%C3%A9gias%20operacionais%20para%20o%20incremento%20da%20metaniza%C3%A7%C3%A3o%20em%20estado%20s%C3%B3lido%20de%20res%C3%ADduos%20org%C3%A2nicos%20urbanos%20com%20vistas%20ao%20aproveitamento%20energ%C3%A9tico%20do%20biog%C3%A1s.pdf>>. Acesso em: 23 fev. 2022.

FERREIRA, B. O.; LOBATO, L.C.S; COLTURATO, L.F.D.; TORRES, E.O.; POMBO, L.M.; PUJATTI, F.J.P.; ARAÚJO, J.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Strategies for Energy Recovery and Gains Associated with the Implementation of a Solid State batch methanization System for Treating Organic Waste from the City of Rio de Janeiro – Brazil. *Renewable Energy*, v. 146, p. 1976-1983, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148119312364>>. Acesso em: 20 fev. 2022.

FOSTER, P. et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S. et al. (Ed.). *Climate Change 2007: the physical science basis*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007. Chap. 2, p. 129-234. (IPCC Fourth Assessment Report, AR 4). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg1-chapter2-1.pdf>>. Acesso em: 29 de jan. 2024.

GUEDES, F.L.; TAVARES, C.M.; ALMEIDA, A.; JUCÁ, J.F. Avaliação de impacto do ciclo de vida do combustível derivado de resíduos produzido em Pernambuco. *Resíduos Sólidos: educação e meio ambiente*. 2021. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/350312113>>. Acesso em: 05 de mai. 2022.

GOLD ENERGY. Metro cúbico normal (Nm³). Disponível em: <[https://goldenergy.pt/glossario/metro-cubico-normal-nm3/#:~:text=O%20metro%20cúbico%20normal%20\(Nm3\)%20representa%20a%20unidade%20de%20medida,determinado%20espaço%20em%20condições%20padrões](https://goldenergy.pt/glossario/metro-cubico-normal-nm3/#:~:text=O%20metro%20cúbico%20normal%20(Nm3)%20representa%20a%20unidade%20de%20medida,determinado%20espaço%20em%20condições%20padrões)>. Acesso em: 10 jun. 2023.

GOMES, P.A.; KOHL, C. A.; SOUZA, C.L.L.; NEURI, R.; LUIS, A.S.M.; CARLOS, A.M.M. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 3, p. 449-462, 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283859997_Avaliacao_ambiental_de_aterros_sanitarios_de_residuos_solidos_urbanos_precedidos_ou_nao_por_unidades_de_compostagem>. Acesso em: 25 set. 2020.

HOFFMANN, B. S.; ESTEVES, E. M. M.; SOUZA, R. S. Estudo de entraves de reciclagem nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. In: *1 Congresso Internacional de Resíduos Sólidos em Búzios - CIRS*. Trabalho 14, p. 125-135, 2023. Disponível

em: <https://atenaeditora.com.br/catalogo/ebook/anais-do-cirs-1o-congresso-internacional-de-residuos-solidos-em-buzios>>. Acesso em: 20 jan. 2024.

INÁCIO, C. de Teves. Dinâmica de gases e emissões de metano na compostagem de resíduos orgânicos. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2010) Pesquisa nacional por amostra de domicílios (PNAD). Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6736#resultado>>. Acesso em: 13 jun. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de bancos de dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. Brasília: IBICT, 2016, p. 139. Disponível em: <https://acv.ibict.br/documentos/publicacoes/1812-dialogos-setoriais-brasil-e-uniao-europeia-analise-critica-das-principais-politicas-de-gestao-manutencao-e-uso-de-bancos-de-dados-internacionais-de-inventarios-do-ciclo-de-vida-de-produto/>>. Acesso em: 04 maio 2023.

_____. Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o contexto brasileiro – RAICV. Brasília: IBICT, 2019. Disponível em: <https://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2019/07/Relat%C3%B3rio-de-Recomenda%C3%A7%C3%B5es-de-Modelos-de-Avalia%C3%A7%C3%A3o-de-Impacto-para-o-Contexto-Brasileiro.pdf>>. Acesso em: 04 maio 2023.

_____. Integração de bases de dados de ACV – uma abordagem prática. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, Brasília: IBICT, 2018. Disponível em: <https://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2018/06/EMENTA-GLAD-3.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2023.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). Emissões relativas de poluentes do transporte motorizado de passageiros nos grandes centros urbanos brasileiros. Textos para discussão 1606. Brasília: IPEA, 2011, p. 19-21. Disponível em: https://portalantigo.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td_1606.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2024.

INSTITUTO PEREIRA PASSOS. Lista de Bairros e Áreas de Planejamento (AP's). Disponível em: http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/5148142/4145881/ListadeBairroseAPs_Map>. Acesso em: 11 mai. 2023.

JUCÁ, J. F. T. Produto 1: Diagnóstico sobre os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos no Distrito Federal. Brasília, DF: SLU, 2015, p. 305. Disponível em: <https://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2019/06/modelagem-de-servicos-publicos-1.pdf>>. Acesso em: 12 maio 2023.

JUNIOR, A. W. M. Biometanização e o Estudo de Caso da Usina de Metanização de Resíduos Orgânicos e Aproveitamento Energético de Biogás (TMethar) localizada na

UTR Caju/COMLURB no Rio de Janeiro. Monografia. Escola de Química. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2021. Disponível em: <<https://pantheon.ufrj.br/handle/11422/15224>>. Acesso em: 12 maio 2023.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; AMARAL, A. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1108617/fundamentos-da-digestao-anaerobia-purificacao-do-biogas-uso-e-tratamento-do-digestato>>. Acesso em: 04 maio 2023.

LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M.Z.; CHRISTENSEN, T.H. Review of LCA studies of solid waste management systems – part I: lessons learned and perspectives. *Waste Management*, v. 34, n.3, p. 573-588, mar. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X1300559X?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 abr. 2023.

LIMA, H.Q. Digestão anaeróbia – rota seca ou rota úmida. *Energia e Biogás*, 2021. Disponível em: <<https://energiaebiogas.com.br/digestao-anaerobia-rota-seca-ou-rota-umida>>. Acesso em: 10 dez. 2023.

LIU, M.; OGUNMOROTI, A.; LIU, W.; LI, W.; BI, M.; LIU, W.; CUI, Z. Assessment and projection of environmental impacts of food waste treatment in China from life cycle perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 807, parte 1, fev. 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721058290?via%3Dihub>>. Acesso em: 24 julh. 2023.

LUNA, M. M. M.; ZAMBON, M. M. Resíduos Orgânicos Urbanos: um olhar sobre Florianópolis. In: Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente – ENGEMA. São Paulo, 2016. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/329359275>>. Acesso em: 13 jun. 2023.

MARTINS, W. A. *Avaliação do Ciclo de Vida de Programa de Coleta Seletiva do Município de João Pessoa – PB*. Dissertação de mestrado, 112f. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal da Paraíba. Paraíba, 2017.

MARTINS, A. da S. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares: efeito da carga orgânica e da adição de elementos traço sobre a produção de metano e a diversidade microbiana. Tese (doutorado), 156f. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Minas Gerais, 2018. Disponível em: <<https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1158D.PDF>>. Acesso em: 15 ago. 2023.

MENGUE, D. M.; TRENTIN, A. W. da S.; RODRIGUEZ A. L.; LOPEZ, D. A.; WERMUTH T. B. Diagnóstico e Avaliação dos Ciclos de Vida do Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos urbanos do Município de Três Cachoeiras – RS. *Tecno-logica*, v.19, n.2, p. 69-77, julh. 2015. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/281926814_Diagnostico_e_avaliacao_do_ciclo_de_vida_do_gerenciamento_integrado_de_residuos_solidos_urbanos_do_municipio_de_Tres_Cachoeiras_-_RS>. Acesso em: 15 jan. 2023.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*, v. 26, n. 1, p. 160-175, jan./mar. 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/prod/a/k9QMLVqgYtNxivPXtJSm9JYM/?format=pdf&lang=pt#:~:text=As%20categorias%20de%20impacto%20abordadas,Joint%20Research%20Centre%2C%202010>>. Acesso em: 09 set. 2023.

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

OLIVEIRA, H. R. *et al.* Biogas potential of biowaste: a case study in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Energia Renovável*, v. 221, artigo número: 119751, fev. 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096014812301666X?via%3Dihub>>. Acesso em: 06 jan. 2024.

OPENLCA. A free software for everything you need in sustainability modeling. Disponível em: <<https://www.openlca.org/openlca/>>. Acesso em: 10 jun. 2023.

PALERMO, G. Cernicchiaro; BRANCO, D. A. Castelo; FREITAS, M. A. Vasconcelos. Comparação entre tecnologias de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos e balanço de emissões de gases de efeito estufa no município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. In: *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/343582613>>. Acesso em: 18 mai. 2023.

PRIZIBISCZKI, C. Brasil deve aumentar emissões de metano em 7% até 2030, mas tem potencial para reduzir 36%. In: *o eco*. 17 out. 2022. Disponível em: <<https://oeco.org.br/reportagens/brasil-deve-aumentar-emissoes-de-metano-em-7-ate-2030-mas-tem-potencial-para-reduzir-36/>>. Acesso em 30 jan. 2024.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. Delegação alemã visita EcoParque do Caju da Comlurb. COMLURB. Rio de Janeiro, 17 set. 2019. Disponível em: <<https://prefeitura.rio/comlurb/delegacao-alema-visita-ecoparque-do-caju-da-comlurb/>>. Acesso em: 11 mai. 2023.

_____. Seminário promovido pela COMLURB reúne composteiros no Ecoparque do Caju. COMLURB. Rio de Janeiro, 04 mai. 2023. Disponível em: <<https://comlurb.prefeitura.rio/noticias/seminario-promovido-pela-comlurb-reune-composteiros-no-ecoparque-do-caju/>>. Acesso em 07 mai. 2023.

_____. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos PMGIRS da Cidade do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, v. 52, 2022. Disponível em: <https://www.rio.rj.gov.br/documents/91370/12940548/Decreto-Rio-No50868_Atualiza-o-PMGIRS_2021-a-2024-do-RJ.pdf>. Acesso em: 07 maio 2023.

PORTAL RESÍDUOS SÓLIDOS. Resíduos Orgânicos – Biodigestor, Compostagem ou Incinerador. <Disponível em: <https://portalresiduossolidos.com/residuos-organicos-biodigestor-compostagem-ou-incinerador/>>. Acesso em: 11 maio 2023.

PUPPI, G. Estação de Transferência. Notas sobre Integridade, Transparência, Gestão Pública e Gestão de Resíduos Sólidos. Percolado, 2012. Disponível em: <<http://percolado.blogspot.com/search/label/Esta%C3%A7%C3%A3o%20de%20Transfer%C3%Aancia>>. Acesso em: 10 maio 2023.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. V. 19, n. 3, p. 301-313, 2014.

SIMAN, R. R.; YAMANE, L. H.; DUTRA, R. M. S. Gestão integrada de resíduos sólidos: práticas e desafios. Vitória, ES: EDUFES, 2023. Disponível em: <<https://repositorio.ufes.br/server/api/core/bitstreams/bfde99de-a6ad-4283-9878-add6b356ca0c/content>>. Acesso em: 02 jan. 2024.

RICHARD, E. N.; HILONGA, A.; MACHUNDA, R. L.; NJAU, K. N. Life cycle analysis of potential municipal solid wastes management scenarios in Tanzania: the case of Arusha City. *Sustainable Environment Research*, v. 31, artigo número: 1, 2021. Disponível em: <<https://sustainenvironres.biomedcentral.com/articles/10.1186/s42834-020-00075-3>> Acesso em: 18 junh. 2023.

SANTOS, M. F. N. dos. A importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. São Paulo: GEPROS. Gestão da Produção, Operações e Sistemas – Ano 6, nº2, Abr-Jun/2011, p. 57-73. Disponível em: <<https://revista.feb.unesp.br/index.php/gepros/article/view/882/369>>. Acesso em 25 abr. 2023.

SANTOS, J. E. da S. dos; VAN ELK, A. G. H. P.; FERREIRA, J. A. Estudo de caso – Gestão Municipal dos Resíduos Sólidos Urbanos em São Gonçalo, RJ: Desafios e Lacunas. *Revista Internacional de Ciências*, v. 12, n. 02, p. 146-163, maio-ago, 2022. Disponível em: <<http://www.e-publicacoes.uerj.br/ojs/index.php/ric>>. Acesso em: 05 fev. 2024.

SARAIVA, A.B.; SOUZA, R.G.; VALLE, R.A.B. Avaliação comparativa do ciclo de vida de alternativas para gestão de resíduos no Rio de Janeiro: investigando a influência de uma abordagem atribucional ou consequencial. *Waste Management*, [s. l], v. 68, p. 701-710, 13 jul. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.002>>. Acesso em: 05 nov. 2022.

SIMÕES, Izabela de Almeida. Avaliação de ciclo de vida das diferentes rotas tecnológicas de disposição dos resíduos de madeiras gerados pelas indústrias moveleiras de Petrópolis/RJ. 2021. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <<http://www.btdt.uerj.br/handle/1/16957>>. Acesso em: 02 maio 2023.

SILVA, Diogo Aparecido. Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de bancos de dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT, Brasília: 2016.

SILVA, L. A.; SOARES, F. R.; SEO, E. S. M. Avaliação do ciclo de vida do processo biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos para geração de energia. *InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 10, n. 1, jun. 2015. Disponível em: <[https://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2015/06/132 InterfacEHS ed-vol 10 n 1 2015.pdf](https://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2015/06/132%20InterfacEHS%20ed-vol%2010%20n%201%202015.pdf)>. Acesso em: 12 nov. 2023.

VICTORINO, A.; VIANNA, J. N.de S.; ZANETI, I. C. B. B.; VILARINHO, M. T. L. Biotecnologia e sustentabilidade: potencial de digestão anaeróbia na redução de resíduos, na produção de energia e de biofertilizantes. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v.5, n.1, p. 68-87, jan.-jun. 2016. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/304618838>>. Acesso em: 30 mai. 2023.

XU, C.; SHI, W.; HONG, J.; ZHANG, F.; CHEIN W. Life cycle assessment of food waste-based biogas Generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 49, p.169-177, set. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032115004347?via%3Dihub>>. Acesso em: 20 dez. 2022.

ZAGO, V.C.P.; BARROS, R.T.V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 2, p. 219-228, mar. 2019. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/333487776 Gestao dos residuos solidos organicos urbanos no Brasil do ordenamento juridico a realidade](https://www.researchgate.net/publication/333487776_Gestao_dos_residuos_solidos_organicos_urbanos_no_Brasil_do_ordenamento_juridico_a_realidade)>. Acesso em: 4 ago. 2023.