



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

Bruno Freitas de Souza Placido

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA AMBIENTAL DE PLÁSTICOS  
PET E PLA: FOCO NOS IMPACTOS RELACIONADOS À GERAÇÃO DE  
MACROPLÁSTICOS E MICROPLÁSTICOS

Rio de Janeiro

2025



UFRJ

Bruno Freitas de Souza Placido

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA AMBIENTAL DE PLÁSTICOS  
PET E PLA: FOCO NOS IMPACTOS RELACIONADOS À GERAÇÃO DE  
MACROPLÁSTICOS E MICROPLÁSTICOS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores:

D.Sc. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco

D.Sc. Bettina Susanne Hoffmann

D.Sc. Thiago Santiago Gomes

Rio de Janeiro

2025

Placido, Bruno.

Avaliação comparativa do ciclo de vida ambiental de plásticos pet e pla: foco nos impactos relacionados à geração de macroplásticos e microplásticos/ Bruno Freitas de Souza Placido – 2025.

132 f.: il. 30 cm

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2025.

Orientadores: Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, Bettina Susanne Hoffmann e Thiago Santiago Gomes

1. Avaliação do Ciclo de Vida; 2. PET; 3. PLA; 4. Macroplásticos; 5. Microplásticos; 6. Impactos ambientais. I. Pacheco, Elen Beatriz. Hoffmann, Bettina Susanne. Gomes, Thiago. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Avaliação comparativa do ciclo de vida ambiental de plásticos pet e pla: foco nos impactos relacionados à geração de macroplásticos e microplásticos.



UFRJ

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA AMBIENTAL DE PLÁSTICOS  
PET E PLA: FOCO NOS IMPACTOS RELACIONADOS À GERAÇÃO DE  
MACROPLÁSTICOS E MICROPLÁSTICOS

Bruno Freitas de Souza Placido

Orientadores:

D.Sc. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco  
D.Sc. Bettina Susanne Hoffmann  
D.Sc. Thiago Santiago Gomes

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela banca:

---

Presidente: Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc.

---

Bettina Susanne Hoffmann, D. Sc. – UFRJ

---

Thiago Santiago Gomes, D. Sc. – UFRJ

---

George Victor Brigagão, D.Sc. - UFRJ

---

Alessandra da Rocha Duailibe Monteiro, D.Sc. - UFF

---

David Alves Castelo Branco, D.Sc. – UFRJ

Rio de Janeiro

2025

A minha família, meu namorado e maior parceiro nessa loucura toda, que esteve do meu lado em cada passo, acreditando em mim mesmo quando eu duvidava, e à minha querida Nala, que com suas patinhas e jeitinho fofo fez essa jornada muito mais leve e cheia de amor.

## AGRADECIMENTOS

Concluo esta etapa da minha trajetória acadêmica com profundo sentimento de gratidão a todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Primeiramente, agradeço à minha família, especialmente à minha mãe Andrea, meu pai Alexandre e meu irmão Rodrigo, pelo incentivo e apoio; ao meu sobrinho Rafael, pela alegria que ilumina meus dias; e aos meus avós Alfredo, Silvério, Luci e Fátima, pelos valiosos incentivos ao estudo. Sem vocês, esta conquista não seria possível.

Aos meus amigos, registro meu agradecimento pela motivação e pelo incentivo contínuo durante todo o percurso. De forma especial, agradeço à minha amiga e coordenadora Fabiana Coelho, que compreendeu minhas necessidades e flexibilizou minha rotina, permitindo que eu me dedicasse integralmente a este estudo. Também sou grato à minha amiga Ida Milagre pelo apoio emocional e ao meu amigo Matheus Dacri pelas trocas, motivação e força para seguir até o final e não desistir.

Meu reconhecimento também ao meu companheiro Bruno, à minha sogra, Sebastiana e à minha shitzu Nala, cuja presença tornou o dia a dia mais leve e alegre, trazendo equilíbrio e conforto nos momentos mais desafiadores.

Sou imensamente grato às professoras Susanne e Elen e ao Thiago, por aceitarem o desafio de me orientarem com paciência, dedicação e profissionalismo. Agradeço, ainda, pela disponibilidade em ler minhas mensagens nos finais de semana e por todo o suporte técnico e acadêmico oferecido, fundamentais para a conclusão desta tese.

A todos que, de alguma forma, colaboraram para que este trabalho fosse concluído, deixo meu sincero muito obrigado.

## RESUMO

PLACIDO, Bruno. **Título:** AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA AMBIENTAL DE PLÁSTICOS PET E PLA: FOCO NOS IMPACTOS RELACIONADOS À GERAÇÃO DE MACROPLÁSTICOS E MICROPLÁSTICOS. Rio de Janeiro, 2025. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2025.

A poluição plástica é um desafio ambiental da atualidade, que causa impactos negativos significativos em ecossistemas terrestres e aquáticos. A fragmentação dos resíduos plásticos ao longo do tempo resulta na formação de macroplásticos e microplásticos, que persistem no ambiente e podem afetar a fauna, os ciclos biogeoquímicos e, potencialmente, a saúde humana. Diante desse cenário, a substituição de plásticos de origem fóssil por alternativas biodegradáveis tem sido apontada como uma estratégia promissora, embora os benefícios ambientais ao longo do ciclo de vida desses materiais ainda necessitem de avaliação aprofundada. Este estudo teve como objetivo realizar uma avaliação comparativa do ciclo de vida (ACV) ambiental dos polímeros poli (tereftalato de etileno) (PET) e poli (ácido láctico) (PLA) com foco na geração de macroplásticos e microplásticos. Foram considerados quatro cenários envolvendo rotas de produção, importação e diferentes formas de destinação final no contexto brasileiro, aplicando o software SimaPro, em combinação com a base de dados Ecoinvent 3.8, usando como unidade funcional um copo com tampa com volume de 473 ml. Os resultados indicaram que o PET apresenta maior potencial de geração de macroplásticos, sobretudo em cenários de disposição inadequada de resíduos, devido ao maior volume consumido e à maior suscetibilidade a vazamentos no fim de vida. O PLA, por sua vez, demonstrou menor geração de macroplásticos, especialmente em cenários que consideram a compostagem industrial como destinação final. Quanto às micropartículas, em ambos os ciclos de vida, há contribuição significativa associada ao transporte rodoviário, em razão do desgaste de pneus e liberação da parcela de fragmentos elastoméricos. Entretanto, para o ciclo de vida do PLA, os valores são superiores ao do PET, refletindo a maior dependência do modal rodoviário neste ciclo de vida analisado. A substituição parcial do transporte marítimo e rodoviário por alternativas mais sustentáveis, como o transporte pelo modal ferroviário, alinhado à utilização de biocombustíveis ou eletricidade gerada a partir de fontes renováveis, apresentou potencial para reduzir o vazamento de micropartículas e contribuiu para a diminuição dos impactos relacionados à acidificação terrestre (17,8% para PET e 12,2% para PLA) e ao aquecimento global (2,8% para PET e 3% para PLA). Já a maior cobertura de coleta de resíduos, mostrou potencial para reduzir o vazamento de macroplásticos. O estudo reforça que, além da escolha do tipo de polímero, a implementação de estratégias integradas, como a produção nacional, melhorias na logística de transporte e o incentivo à compostagem industrial, é fundamental para reduzir a contribuição dos materiais plásticos à carga ambiental de macro e microplásticos. De forma geral, o PET apresenta maiores impactos climáticos, de poluição e consumo de combustíveis fósseis, enquanto o PLA tem menores emissões, mas maiores impactos no uso do solo, recursos minerais e vazamento de microplásticos/micropartículas. Assim, embora o PLA seja melhor em emissões e poluição geral, ele não está isento de impactos relevantes, exigindo avaliação completa de ciclo de vida para escolha mais sustentável.

**Palavras-chave:** Avaliação do Ciclo de Vida; PET; PLA; Macroplásticos; Microplásticos; Impactos ambientais

## ABSTRACT

PLACIDO, Bruno. **Title:** COMPARATIVE ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PET AND PLA PLASTICS: FOCUS ON IMPACTS RELATED TO THE GENERATION OF MACROPLASTICS AND MICROPLASTICS. Rio de Janeiro, 2025. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2025.

Plastic pollution is a current environmental challenge that causes significant negative impacts on terrestrial and aquatic ecosystems. The fragmentation of plastic waste over time results in the formation of macroplastics and microplastics, which persist in the environment and can affect wildlife, biogeochemical cycles, and potentially human health. In this context, the replacement of fossil-based plastics with biodegradable alternatives has been identified as a promising strategy. However, the environmental benefits throughout the life cycle of these materials still require in-depth evaluation. This study aims to carry out a comparative environmental life cycle assessment (LCA) of poly (ethylene terephthalate) (PET) and poly (lactic acid) (PLA) polymers, focusing on macroplastic and microplastic generation. Four scenarios were considered, involving production routes, importation, and different end-of-life options within the Brazilian context, using the software Simapro and the Ecoinvent 3.8 database, using as the functional unit a cup with lid, the the volume of 473 mL. The results indicated that PET has a higher potential for macroplastic generation, especially in scenarios with inadequate waste disposal, due to its higher consumption volume and greater susceptibility to leakage at end-of-life. PLA, in turn, exhibited lower macroplastic generation, particularly in scenarios that considered industrial composting as the final disposal route. Regarding microparticles, both life cycles showed significant contributions associated with road transport, due to tire wear and the release of elastomeric fragment particles. However, for PLA, the values were higher than for PET, reflecting its greater reliance on road transport within the analyzed life cycle. The partial replacement of maritime and road transport with more sustainable alternatives, such as rail transport combined with the use of biofuels or electricity from renewable sources, showed potential to reduce microplastic/microparticle leakage and contributed to decreasing impacts related to terrestrial acidification (17.8% for PET and 12.2% for PLA) and global warming (2.8% for PET and 3% for PLA). Higher waste collection coverage, in turn, showed potential to reduce macroplastic leakage. The study reinforces that, in addition to the choice of polymer type, the implementation of integrated strategies, such as domestic production, improvements in transport logistics, and the promotion of industrial composting, is essential to reduce the contribution of plastic materials to the environmental burden of macro- and microplastics. Overall, PET shows higher climate, pollution, and fossil fuel consumption impacts, while PLA has lower emissions but higher impacts on land use, mineral resource depletion, and microplastic leakage. Thus, although PLA performs better in terms of emissions and general pollution, it is not free from relevant impacts, requiring a complete life cycle assessment for a more sustainable choice.

**Keywords:** Life Cycle Assessment; PET; PLA; Macroplastics; Microplastics; Environmental impacts.



## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	16
2. OBJETIVO.....	19
2.1. Objetivo Geral.....	19
2.2. Objetivos Específicos .....	20
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	20
3.1. Microplásticos e seus impactos ambientais.....	20
3.2. Biodegradabilidade de plásticos .....	24
3.3. Transporte de pellets de plástico e a metodologia do <i>Plastic Leak Project</i> (PLP).....	31
3.4. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em estudos com plásticos de base fóssil e biológica e os Fatores de Caracterização (FC) .....	34
3.5. Rotas de Produção do poli (ácido láctico) e poli (tereftalato de etileno) .....	42
3.6. Cenários de fim de vida .....	44
3.7. Metodologia de avaliação de impacto ambiental .....	45
4. METODOLOGIA.....	47
4.1. Revisão da literatura especializada para construção dos cenários para análise .....	47
4.1.1. Origem de resinas PET e PLA e produção de transformados plásticos no Brasil .....	52
4.1.2. Rotas de importação e intermodais considerados .....	54
4.1.3. Cenários de fim de vida considerados ( <i>Business-as-usual</i> e <i>Gestão adequada</i> ).....	55
4.2. Definição de objetivo, escopo, unidade funcional (UF) e fluxo de referência .....	58
4.3. Construção do Inventário do Ciclo de Vida .....	60
4.3.1. Construção do Inventário do Ciclo de Vida no SIMAPRO.....	63
4.3.2. Construção do Inventário de Vazamentos de Macro e Microplásticos .....	64
4.3.3. Inventário de vazamento de macroplásticos provenientes de resíduos plásticos .....	64

4.3.3.1.	Taxa de perda para o Brasil.....	64
4.3.3.2.	Lançamento para o oceano e para água doce.....	65
4.3.3.3.	Taxa de redistribuição .....	66
4.3.4.	Inventário de vazamento de micropartículas devido ao desgaste de pneus durante o transporte.....	66
4.3.4.1.	Distância percorrida pelo caminhão.....	67
4.3.4.2.	Perdas pelos pneus do caminhão e participação do polímero .....	67
4.3.4.3.	Taxa lançamento (água doce) e taxa redistribuição (água doce para oceano).....	67
4.3.5.	Inventário de vazamento de microplásticos devido à produção de pellets de plástico .....	68
4.3.6.	Avaliação do Impacto Ambiental .....	68
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	69
5.1.	Cálculo do vazamento de macroplásticos de resíduos plásticos.....	70
5.2.	Cálculo do vazamento de micropartículas devido ao desgaste de pneus durante o transporte .....	71
5.3.	Cálculo do vazamento de microplásticos devido à produção de pellets de plástico .....	72
5.4.	Pegada de carbono.....	73
5.5.	Acidificação terrestre .....	75
5.6.	Eutrofização em água doce e marinha .....	76
5.7.	Ecotoxicidade terrestre, em água doce e marinha .....	78
5.8.	Uso de terra .....	82
5.9.	Escassez de recursos minerais e fósseis.....	84
5.10.	Vazamento de micro e macroplásticos .....	86
5.10.1.	Vazamento de microplásticos.....	87
5.10.2.	Vazamento de macroplásticos .....	89
5.11.	Análises de sensibilidade .....	92

5.11.1. Cenário de produção nacional .....	92
5.11.2. Cenário “gestão adequada” para os polímeros considerando cobertura de coleta de 95% e os efeitos nas categorias de micro e macroplásticos .....	93
5.12. Perfis de biodegradabilidade do PLA .....	95
6. CONCLUSÃO.....	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99
ANEXOS .....	116
ANEXO I – Valores de Taxas de Perda para o Brasil.....	116
ANEXO II – Valores de Taxas de Perda para o Brasil Adaptados para o Estudo .....	117
ANEXO III – Valores de Taxas de Lançamento para Oceano, Ambientes Terrestres e Água Doce .....	121
ANEXO IV – Valores de Taxas de Perdas de bandas de rodagem por tipo de veículo .....	122
ANEXO V – Valores de Participação dos Polímeros por tipo de veículo .....	123
ANEXO VI – Valores de Taxa de Lançamento em Água Doce .....	124
ANEXO VII – Processos unitários inseridos para cada cenário .....	125

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1 - Ciclo de Vida para Resina de PET (Elaboração Própria) .....	59
Figura 2 - Ciclo de Vida para Resina de PLA (Elaboração Própria).....	59
Figura 3 - Copo de 16 Oz (PLA ou PET) - Fonte: Tairchu Enterprise .....	60

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estudos científicos obtidos de pesquisa bibliográfica no período de 2009 a 2024 para o PET e/ou PLA .....	49
Tabela 2 - Artigos analisados e seus países de origem.....	51
Tabela 3 - Cultivos Agrícolas para a produção do monômero de PLA dos oito artigos analisados .....	53
Tabela 4 - Cenários de Destinação Final para o PLA .....	55
Tabela 5 - Cenários de Destinação Final para o PET.....	55
Tabela 6 - Destinação de resíduos plásticos de PET (Cenário “Business-as-usual”).....	57
Tabela 7 - Destinação de Resíduos Plásticos de PLA (Cenário “Business-as-usual”).....	57
Tabela 8 - Destinação de resíduos plásticos de PET (Cenário “gestão adequada”).....	58
Tabela 9 - Destinação de Resíduos Plásticos de PLA (Cenário “gestão adequada”).....	58
Tabela 10 - Dados de Inventário para o PLA segundo REZVANI et al. (2021) e BENAVIDES et al. (2020) .....	61
Tabela 11 - Dados de inventário para o PET segundo TAMBURINI et al. (2021) .....	62
Tabela 12 - Distâncias consideradas para modelagem das rotas de importação .....	63
Tabela 13 - Distâncias consideradas no ciclo de vida do PLA.....	67
Tabela 14 - Distâncias consideradas no ciclo de vida do PET .....	67
Tabela 15 - Resultados da avaliação de impacto por categoria de impacto ambiental para cada cenário .....	70
Tabela 16 - Vazamento de macroplástico de PLA para o oceano no cenário de destinação “business as usual”.....	71
Tabela 17 - Vazamento de macroplástico de PLA para o oceano no cenário de destinação “gestão adequada”.....	71
Tabela 18 - Vazamento de macroplástico de PET para o oceano no cenário de destinação “business as usual”.....	71
Tabela 19 - Vazamento de macroplástico de PET para o Oceano no cenário de destinação “gestão adequada”.....	71
Tabela 20 - Vazamento de micropartículas para o oceano referente ao transporte de PLA.....	72
Tabela 21 - Vazamento de micropartículas para o oceano referente ao transporte de PET .....	72
Tabela 22 - Vazamento de microplástico para o oceano referente à produção de pellets de PLA.....	73
Tabela 23 - Vazamento de microplástico para o oceano referente à produção de pellets de PET .....	73
Tabela 24 - Substâncias responsáveis pelo aquecimento global .....	75
Tabela 25 - Substâncias responsáveis pela acidificação terrestre .....	76
Tabela 26 - Substâncias responsáveis pela eutrofização em água doce e marinha .....	78
Tabela 27 - Substâncias responsáveis pela ecotoxicidade em água doce, marinha e terrestre.....	82

Tabela 28 - Processos responsáveis pelo uso da terra .....	84
Tabela 29 - Processos responsáveis pela escassez de recursos minerais e fósseis .....	86
Tabela 30 – Impactos calculados de vazamento de microplásticos e macroplásticos.....	87
Tabela 31 - Processos responsáveis pelo vazamento de microplásticos .....	88
Tabela 32 - Processos responsáveis pelo vazamento de macroplásticos.....	90
Tabela 33 - Análise de Sensibilidade considerando produção nacional dos polímeros .....	92
Tabela 34 – Análise de sensibilidade considerando aumento da cobertura de coleta de resíduos .....	94
Tabela 35 - Condições Experimentais para Biodegradabilidade do PLA .....	95
Tabela 36 - Taxas de Perda para o Brasil.....	116
Tabela 37 - Taxa de Perda para o polímero de PLA no Brasil considerando o cenário de destinação "business as usual" .....	117
Tabela 38 - Taxa de Perda para o polímero de PLA no Brasil considerando o cenário de destinação "gestão adequada" .....	118
Tabela 39 - Taxa de Perda para o polímero de PET no Brasil considerando o cenário de destinação "business as usual" .....	119
Tabela 40 - Taxa de Perda para o polímero de PET no Brasil considerando o cenário de destinação "gestão adequada" .....	120
Tabela 41 - Taxas de Lançamento.....	121
Tabela 42 - Taxas de Perda por Banda de Rodagem.....	122
Tabela 43 - Participação dos Polímeros na Banda de Rodagem por Tipo de veículo .....	123
Tabela 44 - Taxa de Lançamento em Água Doce .....	124
Tabela 45 - Cenário 1 (Entradas e Saídas) .....	125
Tabela 46 - Cenário 2 (Entradas e Saídas) .....	126
Tabela 47 - Cenário 3 (Entradas e Saídas) .....	128
Tabela 48 - Cenário 4 (Entradas e Saídas) .....	130

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

**PET** – Poli (tereftalato de etileno)

**PLA** – Poli (ácido láctico)

**ACV** – Avaliação do Ciclo de Vida

**AICV** – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

**FC** – Fator de Caracterização

**PE** – Polietileno

**PEAD** – Polietileno de Alta Densidade

**PEBD** – Polietileno de Baixa Densidade

**PEBDL** – Polietileno Linear de Baixa Densidade

**PP** – Polipropileno

**PS** – Poliestireno

**EPS** – Poliestireno Expandido

**PU** – Poliuretano

**PHA** – Polihidroxialcanoato

**PBS** – Poli (butileno succinato)

**PC** – Policarbonato

**CO<sub>2</sub>** – Dióxido de carbono

**COV** – Compostos Orgânicos Voláteis

**NO<sub>x</sub>** – Óxidos de nitrogênio

**O<sub>3</sub>** – Ozônio

**PCB** – Bifenilas policloradas

**PAHs** – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

**PLP** – *Plastic Leak Project*

**FSLCI** – Fórum para Sustentabilidade através da Inovação no Ciclo de Vida

**ISO** – *International Organization for Standardization* (Organização Internacional de Padronização)

**USEtox** – Modelo de consenso científico para avaliação de toxicidade (desenvolvido por UNEP/SETAC)

## 1. INTRODUÇÃO

O plástico desempenha um papel inquestionável na sociedade moderna, devido à sua versatilidade, durabilidade e baixa massa específica. Esse material tem contribuído para a democratização do consumo e reduzido o peso de muitos objetos (WALKER E ROTHMAN., 2020).

De acordo com WANG *et al.* (2021), o material plástico está presente em diversos setores da economia, como agricultura, construção civil, equipamentos elétricos, móveis, casas, produtos médicos, embalagens e transporte.

Entre os vários tipos de plásticos de origem fóssil, o poli (tereftalato de etileno) (PET) se destaca como um dos principais polímeros usados atualmente. Ele é amplamente empregado em produtos plásticos do cotidiano, especialmente em itens descartáveis, como embalagens e garrafas de água (CHEN *et al.*, 2020).

A produção de plásticos no mundo foi de 400,3 Mt em 2022, sendo mais de 90% dessa quantidade relacionada à produção de plásticos de base fóssil, ou seja, derivados do petróleo. Além disso, 32% dessa quantidade é proveniente da China, sendo a América Central e do Sul responsável por apenas 4% de toda a produção mundial (PLASTICSEUROPE, 2023).

Em 2023, conforme o perfil da ABIPLAST, o poli (tereftalato de etileno) (PET) representou 6,9% do total das principais resinas consumidas no Brasil. O polietileno (PE) destacou-se como o tipo de plástico mais consumido, com as seguintes porcentagens: o Polietileno de Alta Densidade (PEAD) contabilizou 13,9%, o Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) alcançou 7,6%, e o Polietileno Linear de Baixa Densidade (PEBDL) foi responsável por 15,3%. Dessa forma, o total de consumo de polietileno atingiu 36,8%.

Apesar do pequeno volume consumido, o PET foi o tipo de plástico com maior índice de reciclagem pós-consumo (53,6%) em 2022. De acordo com a ABIPET (2024), foram 359 mil toneladas de PET pós-consumo em 2021, o que corresponde a 56,4% das embalagens descartadas pelos consumidores, e que 69% desse material é proveniente da atuação de sucateiros e 15% de cooperativas, tendo grande relevância social no Brasil.

PEANO *et al.*, (2020) citam que os plásticos são materiais de uso disseminado e, entre 1950 e 2017, sua produção global apresentou crescimento contínuo, alcançando aproximadamente  $4,15 \times 10^8$  t/ano. Paralelamente, estima-se que o vazamento de plásticos para o meio ambiente



atinga cerca de  $1,0 \times 10^7$  t/ano, com valores variando entre  $4,8 \times 10^6$  t/ano e  $1,27 \times 10^7$  t/ano, considerando diferentes fontes de emissão, como micro e macroplásticos provenientes tanto de áreas costeiras quanto continentais. Como consequência da gestão inadequada de resíduos sólidos, a poluição plástica gera preocupação devido aos efeitos ecológicos da sua presença nos ecossistemas (MONTAGNER *et al.*, 2021).

IDRIS *et al.* (2023) afirmam que muitos desses materiais dependem de décadas para que sua decomposição integral seja atingida, contribuindo para a poluição, principalmente em ecossistemas marinhos, quando não são destinados de forma ambientalmente correta. Como os plásticos são feitos para serem duráveis, sua decomposição pode levar de 58 a 1.200 anos, como é o caso do PEAD, dependendo das condições específicas, conforme estudo de TUURI & LETERME (2023). Em ambientes aquáticos, o processo de fotodegradação desse material depende de três variáveis principais: incidência de luz, disponibilidade de oxigênio e presença de microrganismos.

De acordo com BARBOZA *et al.* (2019), a poluição plástica em ambientes marinhos afeta desde seres invertebrados a vertebrados, e o número de registros de animais ameaçados pelo plástico marinho, como aves e mamíferos marinhos, tartarugas, peixes e invertebrados, aumentou ao longo dos últimos anos, sendo a presença desses resíduos nos ambientes marinhos um dos maiores problemas ambientais do nosso tempo.

RHODES *et al.* (2018) apontam algumas consequências ambientais da poluição plástica: emaranhamento ou entrelaçamento, que ocorre quando muitas criaturas marinhas ficam cercadas ou enredadas pelos detritos plásticos e acabam sufocando ou se afogando, relacionada a macroplásticos; decomposição do material, que pode descarregar uma série de poluentes secundários, que incluem compostos orgânicos voláteis (COV), tais como benzeno e tolueno, ora como componentes gasosos, ora como componentes de lixiviado.

Após a degradação dos plásticos, ocorre a formação de microplásticos, que são materiais com menos de 5 mm, que interagem com a biota marinha, sendo os efeitos na saúde humana ainda desconhecidos (MERCÊS *et al.*, 2021). KHALID *et al.* (2020) citam que os microplásticos possuem a capacidade de sorção de vários poluentes, e que por suas características hidrofóbicas, em ambientes aquáticos, pode facilitar a atração de poluentes orgânicos, aumentando sua toxicidade.

Para mitigar os impactos ambientais negativos causados pelos plásticos de origem fóssil, estudos vêm sendo realizados em busca de substitutos biodegradáveis, de origem renovável. Até o presente momento, os bioplásticos mais amplamente produzidos incluem o poli (ácido láctico) (PLA), o polihidroxialcanoato (PHA), o poli(succinato de butileno) (PBS), plásticos à base de milho e cana de açúcar. Com exceção do PLA, os demais biopolímeros enfrentam uma ou várias questões fundamentais que limitam de maneira significativa sua aplicação extensiva, tais como métodos de processamento diversos, propriedades inerentes insatisfatórias, lenta industrialização e custos econômicos (YU et al., 2023).

O Poli (ácido láctico) (PLA) é uma das alternativas mais promissoras para substituir determinadas aplicações do PET, um dos polímeros mais utilizados no segmento de embalagens. De acordo com RAJESHKUMAR *et al.* (2021), o PLA pode ser produzido a partir de fontes renováveis como trigo, milho, arroz, batata-doce, entre outros. Dentre as vantagens desse polímero, destaca-se o baixo consumo de energia durante sua produção. Os autores ainda citam que existem limitações comerciais devido a algumas fragilidades, como baixa tenacidade e sua natureza hidrofílica, mas quando misturado com fibras naturais, suas propriedades térmicas, cristalização, degradabilidade e propriedades mecânicas, por exemplo, são otimizadas, tornando o produto competitivo e disponível para uso por diferentes indústrias.

A participação de mercado dos plásticos “*bio-based*” está em ascensão, com uma previsão de crescimento de 2,15 Mt em 2020 para 2,43 Mt em 2024, representando um aumento de 13% (SPIERLING *et al.*, 2020)

Segundo MTIBE *et al.* (2021), os polímeros biodegradáveis são facilmente degradados por microrganismos devido à presença de grupos funcionais em suas cadeias alifáticas, como carbonilas, hidroxilas, ésteres e hidroxiácidos, que os tornam mais suscetíveis à atividade enzimática. Contudo, é essencial considerar que a eficiência dessa degradação depende de diversos fatores, como o tipo de microrganismos presentes no ambiente, as condições ambientais (como temperatura, umidade, pH, luz e disponibilidade de oxigênio) e as características próprias do polímero, como massa molar e cristalinidade.

Para a tomada de decisão entre o desempenho ambiental de um produto ou outro, KOUSEMAKER *et al.* (2021) cita que a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é reconhecida como uma metodologia para estimar e quantificar o impacto ambiental de produtos, sistemas e serviços, através da análise detalhada dos balanços de massa e energia.

De acordo com a definição da ABNT NBR ISO 14.040:2006, “A ACV enfoca os aspectos ambientais e os impactos ambientais potenciais”, como por exemplo, o 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, sendo isso considerado, do berço ao túmulo.

Os impactos ambientais, fundamentados nos dados do inventário do ciclo de vida, são quantificados e associados a categorias específicas de impacto (ou "áreas de preocupação ambiental"). A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) compreende: i) a escolha das categorias de impacto, indicadores e modelos de caracterização; ii) a atribuição dos resultados do inventário do ciclo de vida às categorias de impacto selecionadas (classificação); e iii) o cálculo dos indicadores de categoria, cujos resultados do inventário dentro de cada categoria são quantitativamente convertidos por meio de fatores de caracterização (BISHOP, 2021).

SALIERI *et al.* (2021) sinalizam que diversos estudos foram realizados em relação à ACV de plásticos, porém os impactos provocados pela poluição plástica só têm sido considerados em poucos estudos. O autor ainda cita que a ausência de dados de inventário de geração de microplásticos no ciclo de vida e da determinação de um fator de caracterização (FC) é um limitador para avaliar de forma mais ampla os impactos ambientais da liberação de microplásticos por meio do ACV.

O objetivo deste trabalho é avaliar quantitativamente o desempenho ambiental dos polímeros PET e PLA, desde a sua produção até o fim de vida em diferentes cenários de descarte, como aterro sanitário, reciclagem, incineração e disposição irregular, focando no potencial de poluição por macroplásticos e microplásticos ao longo do ciclo de vida. Para realizar essa avaliação, foi empregada a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), considerando as variações nos processos de produção e importação. Além disso, busca-se analisar os impactos ambientais associados à 12 categorias de impacto ambiental.

## **2. OBJETIVO**

### **2.1. Objetivo Geral**

O objetivo geral desse estudo é avaliar comparativamente o desempenho ambiental de embalagens de Poli (tereftalato de etileno) (PET) e de Poli (ácido láctico) (PLA), incluindo os impactos ambientais provocados por emissão de macroplásticos e microplásticos no meio ambiente, além da avaliação de 12 categorias de impacto ambiental, em uma abordagem do

berço ao túmulo: aquecimento global, acidificação terrestre, eutrofização em água doce, eutrofização marinha, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade terrestre, uso da terra, escassez de recursos fósseis, escassez de recursos minerais, vazamento de microplásticos e vazamento de macroplásticos.

## 2.2. Objetivos Específicos

- Levantar dados secundários para modelar os processos de produção do PET de origem fóssil e o PLA de origem renovável, considerando todo o ciclo de vida até o pós-consumo em uma realidade brasileira.
- Propor cenários de final de vida “*business as usual*” e “gestão adequada”, considerando a disposição final proveniente de PET e PLA e os cenários de descarte no Brasil.
- Identificar vazamentos de macro e microplásticos para o oceano, relacionados ao ciclo de vida do PET e do PLA nos dois cenários.
- Identificar fatores de caracterização e metodologias de cálculo propostas na literatura para a avaliação do impacto ambiental gerado por macro e microplásticos no ciclo de vida das resinas estudadas neste trabalho;
- Avaliar comparativamente os resultados do ACV, considerando quatro cenários, que variam em relação aos polímeros, os vazamentos de macro e microplástico e o tipo de destinação dos resíduos.

## 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1. Microplásticos e seus impactos ambientais

De um modo geral, os resíduos plásticos têm a capacidade de persistir no oceano por várias décadas devido à sua dificuldade de degradação. Estudos indicam que esses materiais, especialmente os microplásticos (com menos de 5 mm), têm sido detectados nas proximidades da costa. Esses fragmentos plásticos exercem impactos substanciais sobre os ecossistemas marinhos e terrestres, inclusive em compartimentos atmosféricos (CHU *et al.*, 2021).

ZHAO & YOU (2022) estudaram que a elevada concentração de microplásticos nas bacias hidrográficas também pode causar poluição do ar, com geração de material particulado e formação de ozônio através de reação fotoquímica, uma vez que quando expostos à radiação UV, os microplásticos podem sofrer degradação fotoquímica, liberando compostos orgânicos

voláteis (COVs) na atmosfera. Esses COVs são importantes precursores do ozônio, pois reagem com óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) na presença de luz solar, levando à formação de  $\text{O}_3$ . SHAO *et al.* (2020) destacam em seu trabalho que, em áreas urbanas e suburbanas, as concentrações de material particulado (MP) foram positivamente correlacionadas com as concentrações de aromáticos em condições de alta temperatura, baixa umidade relativa e alta concentração de  $\text{O}_x$ .

Segundo KARLSSON *et al.* (2021), os pellets plásticos são pequenas partículas, com tamanhos variando de 2 a 5 mm, disponíveis em diversas cores. Eles podem ser fabricados a partir de diferentes polímeros plásticos e são utilizados pelas empresas de moldagem na fabricação de produtos plásticos. MENÉNDEZ-PEDRIZA & JAUMOT (2020) afirmam que os pellets de plástico virgens são classificados como microplásticos primários. Segundo os autores, todas essas contribuições resultam em uma liberação global estimada entre 0,8 e 2,5 Mt de microplásticos primários no ambiente marinho anualmente, conforme cenários otimistas e pessimistas, respectivamente.

Segundo o site do *International Pellet Watch* (2025), um programa voluntário de monitoramento de poluição plástica global, os pellets de resina plástica são transportados pelo escoamento superficial, córregos e rios, podendo eventualmente chegar ao oceano. Além disso, podem ser introduzidos diretamente no oceano por meio de derramamentos acidentais durante o transporte. Devido à sua persistência ambiental, esses pellets são amplamente distribuídos nos oceanos e encontrados em praias ao redor do mundo.

ADEGOKE *et al.* (2023) afirmam que os microplásticos são predominantemente encontrados nos mares e oceanos. Esses MPs entram nos oceanos por meio de rios, carregando partículas do solo. Além disso, são detectados em solos agrícolas, especialmente em camadas mais profundas, indicando que se acumulam gradualmente, sendo os solos de fazendas e florestas mais suscetíveis a essa absorção do que os urbanos. Nos rios, os MPs tendem a se depositar em sedimentos em áreas de baixa energia de fluxo, como leitos de rios lentos, e em lagos com baixa circulação e alta sedimentação, resultando em acúmulos significativos.

EUNOMIA (2016) apresenta que 80% da contribuição anual de plásticos para os oceanos provém de atividades terrestres e que a segunda maior contribuição de microplásticos primários para ambientes aquáticos é proveniente de descarte de pellets virgens, ficando atrás somente dos materiais de abrasão de pneus de carros.

GÜNDOĞDU *et al.* (2022) mencionam que aproximadamente 10 trilhões de pellets de plástico, correspondendo a cerca de 230.000 toneladas, são perdidos para o meio ambiente anualmente em escala global. Os autores observam que acidentes marítimos também contribuem significativamente para esse problema, destacando a importância de práticas marítimas adequadas para mitigar essa forma de poluição.

O programa mencionado anteriormente desenvolveu um indicador para bifenilas policloradas (PCBs) em pellets por região geográfica do mundo. No Brasil, os pontos monitorados incluem Morro de São Paulo (Salvador), Praia de Itaúna (Saquarema - Rio de Janeiro) e outros 11 pontos ao longo das praias do litoral do Estado de São Paulo. O programa utiliza escalas para avaliar o grau de poluição desses locais, variando de "não poluído localmente" a "extremamente poluído", com base na concentração de PCBs em pellets de plástico em ng/g. Os resultados do monitoramento indicam que todos os 11 pontos ao longo do litoral do Estado de São Paulo são classificados como altamente poluídos ou extremamente poluídos. O ponto em Salvador é classificado como moderadamente poluído, enquanto o ponto em Saquarema, Rio de Janeiro, é considerado levemente poluído (*International Pellet Watch*, 2025).

De acordo com XIE *et al.* (2020), os PCBs são bioconcentrados e biomagnificados através da teia alimentar devido à sua persistência e natureza hidrofóbica. Portanto, a absorção de produtos químicos por meio da ingestão de pellets de resina deve ser comparada com essa absorção pela teia alimentar para avaliar o potencial de perigo de exposição humana.

MATO *et al.* (2001) realizaram um experimento de adsorção em campo, utilizando pellets de polipropileno virgem. Eles demonstraram um aumento significativo e consistente nas concentrações de PCB ao longo dos dias em que os pellets estiveram em contato com a água do mar. Isso indica que a água do mar era a fonte dos PCBs e que a adsorção às superfícies dos pellets funcionou como um mecanismo de enriquecimento desses compostos.

CASTRO-CASTELLON *et al.* (2022) citam que um mecanismo direto de toxicidade dos microplásticos é a lixiviação química, que pode ser influenciada por variações no pH, concentração de solutos, temperatura e composição química do ambiente. Essas mudanças podem afetar a taxa de lixiviação, levando à bioacumulação em certos tecidos e permitindo que concentrações críticas de lixiviados impactem negativamente organismos aquáticos. Alterações no pH podem facilitar a liberação de íons metálicos, patógenos e outros adsorventes químicos, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), da superfície das partículas para os

ambientes aquáticos. Esse comportamento imprevisível dos co-contaminantes varia de acordo com as condições ambientais aquáticas em que os microplásticos estão presentes, o que torna mais complexa a determinação dos potenciais impactos tóxicos.

MENÉNDEZ-PEDRIZA & JAUMOT (2020) afirmam que os microplásticos podem desempenhar um papel crucial na ecotoxicologia aquática, atuando como vetores para poluentes tóxicos. Isso ocorre porque podem servir como uma fonte potencial de produtos químicos lipofílicos, que têm propensão para a bioacumulação e biomagnificação, facilitando sua entrada na cadeia alimentar.

RAKIB *et al.* (2023) afirmam que os microplásticos são ingeridos por várias espécies aquáticas em ecossistemas de água doce e marinhos, causando efeitos que podem ser classificados em duas categorias: efeitos primários, que ocorrem imediatamente após a ingestão, e efeitos secundários, que são mudanças fisiológicas e biológicas, que ocorrem após o contato com o trato digestivo e são mais duradouros. Essas partículas, facilmente confundidas com alimentos naturais como o plâncton, levam a danos físicos, como obstruções intestinais, comprometendo o crescimento e o desenvolvimento da fauna aquática. A toxicidade dos MPs é agravada quando combinada com outros contaminantes, provocando acúmulo de metais e poluentes nos organismos. Esse problema também representa risco à segurança alimentar pelo consumo de frutos do mar contaminados e pela formação de biofilmes nos MPs, que podem abrigar patógenos prejudiciais.

Estudos sobre microplásticos e seus possíveis efeitos na saúde humana concentram-se na detecção dessas partículas em organismos e na análise da exposição humana, ainda que faltem pesquisas específicas sobre sua toxicidade em condições reais. Dados sobre a concentração de microplásticos em partes do corpo como o trato respiratório, sangue, placenta e fezes mostram uma exposição generalizada e evidenciam a necessidade de uma avaliação detalhada dos riscos.

As diferenças no tamanho das partículas em diferentes regiões do corpo sugerem que fatores como a permeabilidade das barreiras biológicas influenciam a absorção, enquanto a variação na exposição entre grupos indica que bebês, por exemplo, apresentam concentrações mais altas de microplásticos que adultos, sugerindo um risco maior entre os mais jovens (LIU E YOU., 2023).

### 3.2. Biodegradabilidade de plásticos

De acordo com BAHL *et al.* (2021), os plásticos sintéticos, como o poli (tereftalato de etileno) (PET), apresentam grande resistência à degradação devido à sua estrutura química altamente cristalina e ligações fortes entre seus monômeros. No entanto, alguns microrganismos e enzimas, como a cutinase, têm demonstrado capacidade de degradar parcialmente o PET. A degradação enzimática do PET ocorre por hidrólise das ligações ésteres, mas o processo ainda é ineficiente e necessita de aprimoramentos para ser aplicado em larga escala. O poli (ácido láctico) (PLA), por outro lado, é um polímero biodegradável produzido a partir de fontes renováveis, como o amido de milho. Sua degradação ocorre por hidrólise seguida da ação microbiana. O PLA pode ser degradado por diversos microrganismos, incluindo *Amycolatopsis* sp., além de enzimas como proteinase K, que demonstrou ser altamente eficaz na degradação do PLA. No entanto, sua degradação em ambientes naturais ainda é limitada, pois depende de condições específicas, como temperatura elevada e presença de umidade.

PEANO *et al.* (2020) citam que a degradação dos plásticos envolve dois estágios principais: a fragmentação dos polímeros em monômeros e a conversão desses monômeros em CO<sub>2</sub>. Para medir com precisão o tempo necessário para ambas as etapas, é necessário desenvolver novos métodos. ZHANG *et al.* (2021) citam que a degradação dos plásticos provoca a quebra de suas cadeias moleculares e oxidação, modificando sua composição química, aparência, textura, propriedades físico-químicas e resistência mecânica. Assim, essas alterações podem servir como indicadores do nível de degradação. Além disso, o processo pode gerar perda de peso do material e emissão de gases como dióxido de carbono e metano, que também são usados para avaliar a degradação.

A degradação plástica é definida como uma mudança química que reduz significativamente a massa molar do polímero, levando à perda de integridade mecânica antes da mineralização final, que ocorre por biodegradação microbiana. Existem quatro mecanismos principais de degradação: fotodegradação (energia solar quebra as ligações moleculares), degradação termo-oxidativa (oxidação lenta das cadeias poliméricas em temperaturas moderadas), degradação hidrolítica (quebra das cadeias poliméricas por moléculas de água) e biodegradação microbiana (conversão do carbono polimérico em CO<sub>2</sub> ou biomoléculas). Esses processos podem ocorrer simultaneamente ou não, dependendo das características do polímero e das condições ambientais (CHAMAS *et al.*, 2020).



A taxa de degradação dos polímeros é influenciada por diversos fatores, incluindo propriedades intrínsecas do material (cristalinidade, aditivos, formato e morfologia da superfície) e condições ambientais (temperatura, luz UV, oxigênio, presença de nutrientes e micro-organismos, pH e salinidade). Devido à grande variabilidade desses fatores, a previsão exata do tempo de degradação de um polímero no meio ambiente é extremamente difícil, mesmo dentro do mesmo tipo de material e em condições ambientais semelhantes (PEANO *et al.*, 2020).

ARTRU & LECERF (2019) conduziram um experimento utilizando sacos de malha com composição de pelo menos 30% de material de origem biológica, especificamente PLA (ácido polilático), para avaliar a taxa de degradação de sacolas plásticas biodegradáveis em um ambiente lótico. O estudo foi replicado na área ripária adjacente ao riacho, permitindo uma comparação entre os ambientes aquático e terrestre. O principal objetivo foi determinar a influência do meio aquático na degradação do plástico em condições naturais. As sacolas utilizadas continham pelo menos 30% de material renovável (PLA) e eram certificadas como adequadas para compostagem doméstica. Após um período de 77 dias em ambientes naturais, as amostras de sacolas plásticas com constituintes biodegradáveis apresentaram uma perda máxima de 5% da massa inicial. Os resultados indicaram que o tamanho da malha não exerceu impacto significativo na degradação do plástico no riacho, uma vez que as taxas de degradação observadas em sacos de malha fina foram semelhantes entre os habitats aquático e terrestre.

Os dados coletados demonstraram que a perda de massa das sacolas plásticas com ingredientes biodegradáveis ocorreu de forma mais acelerada no ambiente aquático em comparação ao ambiente terrestre (ARTRU & LECERF, 2019). Essa evidência corrobora a hipótese de que a biodegradação do plástico é potencializada em sistemas aquáticos, em consonância com estudos anteriores realizados em ambientes marinhos e terrestres, como o de Napper & Thompson (2019). Esses autores relataram que amostras de plástico PLA alcançaram degradação completa em menos de nove meses no ambiente marinho. No entanto, apesar de o experimento conduzido por Artu & Lecerf (2019) ter durado menos de três meses, a perda de massa relativamente baixa (5% do total inicial) sugere que a taxa de biodegradação no ambiente aquático do riacho foi inferior à relatada no estudo marinho anterior. Porém, entender o início do processo de degradação está relacionado a diversas incertezas, já que alterações sazonais nas condições do ambiente podem afetar as fases seguintes da decomposição, como a elevação da

temperatura da água e mudanças na comunidade de organismos decompositores entre a primavera e o verão.

EMADIAN *et al.* (2017) investigaram a biodegradabilidade do poli (ácido láctico) (PLA) em diferentes ambientes, incluindo solo, compostagem e sistemas aquáticos. Os resultados indicam que a taxa de degradação do PLA varia significativamente conforme as condições ambientais. De acordo com o artigo, o PLA apresenta maior degradação no solo do que em ambientes aquáticos. Em solo, é relatada degradação de até 10% em 98 dias ou mais, dependendo das condições de temperatura, umidade e presença de microrganismos. Em ambientes aquáticos (marinhos ou água doce), o artigo indica que a taxa de biodegradação do PLA é muito baixa, sendo considerado praticamente estável nesses meios. Já em ambientes de compostagem industrial (58°C e alta umidade), o PLA apresentou uma degradação significativa. Quando utilizado na forma de compósitos sintéticos, a perda de massa atingiu 100% em 28 dias. No entanto, sob condições aeróbicas a 58°C, a taxa de biodegradação foi inferior, chegando a 63,6% em 90 dias. Em ambos os casos, a avaliação foi feita com base na perda de massa. Além disso, a produção de CO<sub>2</sub> demonstrou uma alta atividade microbiana, com taxas de biodegradação variando entre 13% e 84% ao longo de 30 a 60 dias.

No solo, a degradação do PLA ocorreu de maneira mais lenta em comparação à compostagem. A adição de materiais orgânicos, como fibras vegetais, acelerou a degradação do PLA, sugerindo que a presença de compostos biodegradáveis auxilia no processo de decomposição (EMADIAN *et al.*, 2017).

Os resultados gerais do estudo de EMADIAN *et al.*, (2017) sugerem que o PLA se degrada mais rapidamente em ambientes de compostagem industrial, enquanto sua biodegradação no solo ocorre de forma mais lenta e é influenciada por fatores ambientais, como umidade e composição do substrato. No meio aquático, a degradação do PLA parece ser ainda mais limitada, evidenciando a necessidade de novas pesquisas para compreender melhor seu comportamento nesse ambiente.

O estudo de ADHIKARI *et al.* (2016) investigou a degradação de diferentes bioplásticos, incluindo o PLA, em ambiente de solo, analisando sua taxa de biodegradação e os efeitos na biomassa microbiana e na diversidade bacteriana do solo. Os resultados demonstraram que, após 28 dias de exposição no solo, o PLA não apresentou degradação significativa, enquanto outros bioplásticos, como o PBS e o PBS-amido (50% amido), sofreram reduções de massa de 1,2% e 7,2%, respectivamente. Em experimentos com bioplásticos em pó, a taxa de degradação

do PLA foi de 13,8% após o mesmo período, indicando que a redução do tamanho das partículas aumenta sua suscetibilidade à biodegradação.

Em um experimento de longo prazo (2 anos), observou-se que, embora o PLA tenha apresentado alterações estruturais em sua superfície, sua degradação foi significativamente menor em comparação ao PBS e ao PBS-amido. Além disso, a presença do PLA no solo não provocou mudanças expressivas na biomassa bacteriana nem na diversidade microbiana. Curiosamente, enquanto alguns estudos apontam o PLA como biodegradável, outros não confirmam essa característica, mesmo quando o meio utilizado é o solo. No entanto, foi identificado um impacto negativo importante na atividade de circulação de nitrogênio, com uma redução de 26% na atividade de oxidação de nitrito (ADHIKARI *et al.*, 2016). Os resultados sugerem que o PLA tem baixa biodegradabilidade em ambiente de solo, mesmo em períodos prolongados, necessitando de condições específicas, como temperaturas elevadas (encontradas em processos de compostagem) para sua degradação eficiente. Esses achados reforçam a necessidade de mais pesquisas para melhorar a biodegradabilidade do PLA em ambientes naturais (ADHIKARI *et al.*, 2016).

Em relação ao PET, QI *et al.* (2021) investigaram a biodegradabilidade do PET, destacando avanços no uso de hidrolases modificadas, chassis microbianos e consórcios microbianos artificiais para a degradação e conversão desse polímero. O estudo revelou que a biodegradação do PET ocorre por meio da ação de hidrolases, como cutinases, lipases e esterases, que hidrolisam as ligações éster do PET, gerando ácido tereftálico (TPA) e etileno glicol (EG). No entanto, muitos desses produtos inibem competitivamente as próprias hidrolases, reduzindo a eficiência do processo de degradação.

Para superar essa limitação, estratégias de engenharia enzimática têm sido empregadas para melhorar a estabilidade, especificidade e eficiência catalítica das hidrolases PETase e MHETase, com resultados promissores. Algumas mutações aumentaram a eficiência catalítica em até 400 vezes. A estabilidade térmica foi ampliada, permitindo alta degradação em temperaturas elevadas. Além disso, modificações reduziram a inibição por produtos da degradação, otimizando o processo. Além disso, chassis microbianos, como bactérias, fungos e microalgas marinhas, foram desenvolvidos para expressar eficientemente essas hidrolases, permitindo a degradação do PET em larga escala. Segundo o artigo de Qi *et al.* (2021), a *Ideonella sakaiensis* 201-F6 demonstrou capacidade de degradar PET a 30 °C, produzindo as enzimas PETase e MHETase. No entanto, a bactéria não realizou a degradação total do PET.

Ela foi isolada a partir de um consórcio microbiano natural (nº 46), o qual sim conseguiu degradar totalmente PET amorfo em temperatura ambiente.

Portanto, o destaque da *I. sakaiensis* está em sua atuação eficiente em condições brandas, mas a completa degradação do PET foi observada apenas com o consórcio microbiano original do qual ela foi isolada, e não pela bactéria sozinha (QI *et al.*, 2021).

A pesquisa também explorou o potencial de consórcios microbianos naturais e artificiais para otimizar a biodegradação do PET. Consórcios naturais contendo *Pseudomonas* e *Bacillus* demonstraram sinergia na degradação do PET, enquanto abordagens artificiais buscaram integrar módulos enzimáticos para degradar o polímero e converter seus monômeros em produtos de alto valor agregado. Os resultados indicam que a biodegradação do PET ainda enfrenta desafios significativos, especialmente, devido à baixa atividade das hidrolases naturais e à necessidade de engenharia microbiana para otimizar o processo. No entanto, avanços na biotecnologia e no design de consórcios microbianos oferecem perspectivas promissoras, especialmente a construção de consórcios microbianos artificiais, capazes de realizar simultaneamente a biodegradação do PET e a bioconversão dos seus monômeros em produtos de alto valor agregado para a degradação eficiente do PET e sua conversão em produtos úteis, como plásticos biodegradáveis, como PHA e PHB, ácidos aromáticos de alto valor, como ácido vanílico, ácido gálico, catecol, muconato e ácido  $\beta$ -cetoadípico, entre outros (QI *et al.*, 2021).

TANIGUCHI *et al.* (2019) estudaram a biodegradação do PET com a bactéria *Ideonella sakaiensis*, que utiliza o PET como fonte de carbono e energia, produzindo duas enzimas-chave: a PETase, que quebra o PET em monômeros menores, e a MHETase, que converte esses compostos em ácido tereftálico (TPA) e etilenoglicol (EG), permitindo sua reciclagem biológica. Além disso, foi identificado o consórcio microbiano Nº. 46, que consegue degradar completamente o PET em CO<sub>2</sub> e água, demonstrando o potencial do uso de comunidades microbianas para biorremediação.

Estudos estruturais mostraram que a PETase evoluiu para ser mais eficiente na degradação do PET do que outras enzimas similares, como cutinases, e mutações específicas podem aumentar sua estabilidade térmica e eficiência catalítica. Esses avanços abrem caminho para aplicações como a reciclagem biológica, a remoção de microplásticos do meio ambiente e o desenvolvimento de novos processos industriais, como modificação de superfícies de PET e aditivos enzimáticos para detergentes. Apesar do potencial, a baixa atividade catalítica das

enzimas ainda representa um desafio, exigindo aprimoramentos por engenharia genética para tornar o processo viável em larga escala (TANIGUCHI et al., 2019).

JULIENNE *et al.* (2019) investigaram os mecanismos de transformação de macroplásticos em microplásticos, focando na degradação do polietileno (PE) sob diferentes condições ambientais. Os experimentos mostraram que a fragmentação ocorre de maneira mais eficiente em meio aquático do que em condições de ar seco, isso devido a ocorrência efetiva de trincas e quebra do filme de polietileno (LDPE), enquanto em condições de ar seco não houve fragmentação, apenas enrugamento dos filmes. A presença de água facilitou a propagação de rachaduras, promovendo a degradação do plástico mesmo sem estresse mecânico externo. Após 25 semanas de exposição, os filmes de LDPE submersos em água se fragmentaram em pedaços de 0,4 a 7 mm de comprimento e 62% dos fragmentos tinham tamanho inferior a 5 mm, caracterizando-se como microplásticos. Em contrapartida, os filmes expostos ao ar não se fragmentaram, apesar de apresentarem maior nível de oxidação superficial.

Foi observado que a oxidação, geralmente considerada um fator chave na degradação de plásticos, não esteve diretamente correlacionada à fragmentação. Embora os filmes expostos de polietileno de baixa densidade (LDPE) ao ar apresentassem maior nível de oxidação, não sofreram fragmentação significativa, enquanto os filmes submersos em água se dividiram em pedaços menores. Isso sugere que a água atua como um agente promotor da quebra estrutural do material, reduzindo sua rigidez e permitindo a propagação de rachaduras (JULIENNE *et al.*, 2019).

Após 25 semanas de exposição à água, os fragmentos obtidos ainda eram predominantemente maiores que 1 mm, indicando que a formação de microplásticos com menos de 1 mm requer um longo período de degradação e múltiplas etapas de fragmentação. Além disso, o estudo destacou a influência do processo de fabricação do plástico na direção da fragmentação, sugerindo que a estrutura inicial do material afeta o tamanho e a forma dos fragmentos gerados. Contudo, como muitos produtos possuem dimensões padronizadas, nem sempre é viável fabricá-los com foco na fragmentação, especialmente no caso de artigos que exigem especificações técnicas rigorosas (JULIENNE et al., 2019).

Os resultados indicam que a transformação de macroplásticos em microplásticos na natureza pode ser mais lenta e complexa do que se pensava, e que a disponibilidade de água desempenha um papel essencial na aceleração desse processo. Isso levanta questões sobre a

persistência dos plásticos no ambiente e a necessidade de novas estratégias para mitigar sua degradação e impacto ecológico.

LIRO et al. (2023) investigaram a fragmentação de macroplásticos em diferentes ambientes fluviais, considerando fatores intrínsecos, como propriedades dos polímeros, e fatores extrínsecos, como características dos rios e clima. Os resultados mostraram que o poliestireno (PS) e o poliestireno expandido (EPS) apresentaram as taxas mais altas de fragmentação mecânica e bioquímica, com produção de micropartículas variando de  $1,1 \times 10^6$  (PS com grandes seixos) a  $5,5 \times 10^2$  (PS com areia). A fragmentação mecânica do EPS gerou até 145 vezes mais micropartículas em contato com grandes seixos do que com areia. O polietileno de baixa densidade (PEBD) e o polipropileno (PP) tiveram taxas intermediárias de fragmentação, com a formação de 6084 micropartículas (PP) e 10.501 (EPS) em experimentos de 12 meses. Já o PET e o poliuretano (PU) apresentaram menor taxa de degradação, com perda de massa entre 3-5% ao ano, enquanto o PET liberou cerca de  $1,7 \times 10^8$  micropartículas na faixa de 30–2000 nm em testes de envelhecimento. O PLA demonstrou a maior perda de massa, chegando a 27% ao ano.

As condições ambientais influenciaram significativamente a fragmentação. Em áreas inundadas de rios perenes, a fragmentação mecânica foi acelerada pelo contato constante com sedimentos e o leito do rio. Já em áreas não inundadas e em rios intermitentes, predominou a fragmentação bioquímica, com destaque para a foto-oxidação devido à maior exposição aos raios UV. Em rios de alta energia, como os montanhosos, a fragmentação mecânica foi entre 1000 e 10.000 vezes maior do que em rios de baixa energia (LIRO et al.,2023).

Os resultados indicam que a fragmentação de macroplásticos em microplásticos varia conforme o tipo de polímero e as condições ambientais. O PS e o EPS são os mais suscetíveis à fragmentação, enquanto o PET e o PU têm um processo mais lento. A interação entre forças mecânicas e bioquímicas acelera a degradação, reforçando o papel dos rios na geração e dispersão de micro e nanoplásticos no ambiente (LIRO et al.,2023).

LAMBERT & WAGNER (2016) analisaram a formação de nanopartículas a partir da degradação do poliestireno (PS). O estudo investigou especificamente a degradação de uma tampa de copo descartável desse material, utilizando a técnica de análise de rastreamento de nanopartículas. As amostras foram expostas por 7, 14, 28 e 56 dias, e os resultados mostraram um aumento progressivo na formação de nanoplásticos. Após 14 dias, a concentração de

nanoplásticos foi de  $0,32 \times 10^8$  partículas/mL, enquanto o controle apresentou  $0,04 \times 10^8$  partículas/mL. Ao final de 56 dias, a concentração na amostra de PS atingiu  $1,26 \times 10^8$  partículas/mL, enquanto no controle foi de  $0,41 \times 10^8$  partículas/mL. O tamanho médio das nanopartículas formadas foi de 224 nm. Os resultados indicam que a degradação do poliestireno ocorre por um processo contínuo de erosão superficial, levando ao aumento na liberação de nanopartículas ao longo do tempo. Além disso, o estudo sugere que a transição de micropartículas para nanopartículas é um fenômeno constante no estudo específico do PS.

### 3.3. Transporte de pellets de plástico e a metodologia do *Plastic Leak Project* (PLP)

Os microplásticos primários, que consistem em grânulos virgens, vazam para o meio ambiente principalmente por falhas industriais e de transporte, sendo um problema identificado desde a década de 1970. Desde então, esses grânulos têm sido encontrados em rios, mares e praias (GÜNDOĞDU *et al.*, 2022).

Os resíduos plásticos em sistemas de água doce estão fortemente associados à atividade humana, com a quantidade de plástico nos rios que deve ser correlacionada com a densidade populacional, urbanização, tratamento de esgoto e gestão de resíduos. O plástico entra nos rios por processos naturais, como vento e escoamento da chuva, ou por despejo direto. Uma vez nos rios, fatores hidrológicos, como nível da água e velocidade de fluxo, influenciam o transporte de plástico, sendo que estudos indicam uma correlação positiva entre a descarga do rio e o transporte de plásticos (EMMERIK & SCHWARZ., 2019).

PEANO *et al.* (2020) estimam que, dos 11 milhões de toneladas de plástico que vazam para o meio ambiente anualmente, 8 milhões de toneladas, ou cerca de 72,7%, são oriundas de resíduos mal gerenciados em regiões costeiras. Adicionalmente, 1,5 milhões de toneladas, correspondendo a aproximadamente 13,64%, provêm de microplásticos primários.

JIANG *et. al* (2022) citam que grande quantidade de lixo plástico foi encontrada na costa do Golfo do México. Entre os detritos, os pellets, pequenos grânulos plásticos de cerca de 4 mm, são liberados acidentalmente em várias fases da produção de plástico e são uma importante fonte de poluição nas praias do sul do Texas. Foram encontrados 7017 pellets de plástico, que representa o número de pellets coletados em cada um dos 24 locais amostrados.

No estudo de LOUBET *et al.* (2022), os autores determinaram o inventário do ciclo de vida das perdas de plásticos nas cadeias de suprimento de frutos do mar, identificando cinco

categorias principais de perdas. Essas categorias incluem: equipamentos de pesca descartados, vazamentos de revestimentos plásticos marinhos, como os aplicados em embarcações, plataformas e outras estruturas marítimas, perda de grânulos plásticos durante a produção, micropartículas da abrasão de pneus durante o transporte e plásticos mal gerenciados no descarte. Os autores calcularam as taxas de perda de pellets de plástico na produção, estimando uma média de 0,01%. Além disso, as perdas para diferentes ambientes no fim de vida foram quantificadas como segue: 11,74% para o oceano, 5,09% para águas doces, 65,66% para o solo e 3,61% para outros ambientes terrestres (qualquer compartimento que não seja água doce, oceano, ar e solo, principalmente na superfície do solo, como lixões, árvores, estradas e margens de estradas, etc). Para essa análise, utilizaram as diretrizes do *Plastic Leak Project* (PLP) conforme PEANO *et al.*, (2020) a fim de estimar as perdas de grânulos plásticos que podem entrar em drenos nas proximidades de várias instalações de processamento e distribuição de plásticos.

BOUCHER *et al.* (2020) apresentaram um *framework* específico para medir o inventário dos fluxos de plástico para o ambiente marinho. Esta estrutura de trabalho não aborda lançamentos de plástico no ambiente terrestre ou quaisquer impactos sobre ecossistemas ou saúde humana que possam resultar do vazamento de plástico marinho. Esses temas são tratados em outros projetos em andamento, como o *Plastic Leak Project* (também apoiado pela *International Union for Conservation of Nature* - IUCN, na sigla em inglês), que visa estender o inventário de vazamentos a outros compartimentos ambientais.

PEANO *et al.*, (2020) desenvolveram uma metodologia para cálculo dos vazamentos de plástico (macro e microplásticos) na cadeia de valor de um produto. O Projeto *Plastic Leak* (PLP) busca mitigar o vazamento de plástico da tecnosfera humana, uma questão cada vez mais urgente, promovendo a circularidade de materiais. Para isso, desenvolveram metodologias e métricas dentro do *framework* de avaliação do ciclo de vida (ACV), oferecendo orientações específicas e conjuntos de dados genéricos para que empresas identifiquem vazamentos em suas cadeias de suprimentos e implementem intervenções sistêmicas eficazes. O objetivo foi fornecer informações claras e confiáveis, permitindo que empresas e autoridades públicas identifiquem pontos críticos e adotem estratégias para reduzir e prevenir o vazamento de plástico de forma significativa.

Vale ressaltar que, além da PLP de PEANO *et al.*, (2020), diversas iniciativas estão sendo criadas para avançar na avaliação de impactos do vazamento de plástico, como a do grupo MARILCA, formado pela Organização das Nações Unidas (ONU) e pelo Fórum para



Sustentabilidade através da Inovação no Ciclo de Vida (FSLCI), que desenvolve metodologias voltadas para impactos marinhos no contexto da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O trabalho do MARILCA complementa o do PLP, utilizando sua metodologia como base para estruturar essa avaliação. Juntas, essas iniciativas pretendem criar fundamentos sólidos para integrar os impactos do vazamento de plástico aos indicadores de ACV de forma abrangente no futuro (PEANO *et al*, 2020).

O PLP apresenta diretrizes para calcular o vazamento de micro e macroplásticos em cada etapa do ciclo de vida, tanto para produtos quanto para empresas, visando sua inclusão em avaliações ambientais. Ele também oferece abordagens específicas para quatro setores principais: produtos plásticos e embalagens (manejo inadequado de resíduos), têxteis (lavagem de tecidos), transporte (abrasão de pneus) e produção de pellets (PEANO *et al.*, 2020).

O PLP identifica quatro principais fontes de macroplásticos: fim de vida de embalagens plásticas, fim de vida de produtos plásticos, dispositivos de pesca perdidos no mar e plástico agrícola vazado durante o uso. Dentre essas, o PLP apresenta metodologias específicas para o cálculo do vazamento nas fontes relacionadas ao fim de vida de embalagens plásticas e ao fim de vida de produtos plásticos (PEANO *et al*, 2020).

O PLP identifica diversas fontes de microplásticos e micropartículas, incluindo lavagem de tecidos, abrasão de pneus, produção de pellets plásticos, cosméticos, indústria da construção, grama sintética e campos de turfa, marcações viárias, tintas para edificações e revestimentos marítimos. Dentre essas, o PLP apresenta metodologias específicas para o cálculo do vazamento gerado pela lavagem de tecidos, pela abrasão de pneus e pela produção de pellets plásticos (PEANO *et al*, 2020).

O PLP (PEANO *et al*, 2020) consideram as seguintes etapas para o cálculo estimado de microplásticos gerados devido à produção de pellets de plástico:

- **Produção:** Os pellets plásticos são produzidos a partir de polímeros em pó ou líquidos. Perdas podem ocorrer durante o manuseio, carregamento e armazenamento devido a derramamentos ou vazamentos em silos e contêineres.
- **Fornecedores e Logística:** Os pellets passam por diversas etapas intermediárias, como armazenamento, redistribuição, embalagem e transporte. Nessas etapas, há risco de perdas por derramamentos durante o carregamento e descarregamento, embalagens inadequadas ou acidentes em caminhões e vagões ferroviários.

- Transporte Marítimo: Durante o transporte por navio, podem ocorrer perdas acidentais de pellets, especialmente durante o carregamento, descarregamento e manuseio de contêineres.
- Processamento: Os processadores derretem e moldam pellets para criar produtos plásticos finais. Nessas etapas, perdas podem ocorrer durante o manuseio, carregamento, descarregamento e armazenamento em silos e contêineres.
- Gestão de Resíduos: Os resíduos gerados por produtores e processadores podem incluir pellets descartados com resíduos mistos ou que escapam de recipientes mal armazenados ao ar livre, sendo levados pelo vento.
- Reciclagem: Recicladores trabalham com resíduos plásticos, especialmente embalagens, para transformá-los em pellets reciclados. Durante o processo de classificação, limpeza e processamento, também podem ocorrer perdas de pellets.

### **3.4. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em estudos com plásticos de base fóssil e biológica e os Fatores de Caracterização (FC)**

As normas ISO 14040–14044 (ISO, 2006) são fundamentais para os profissionais de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). O objetivo principal de uma ACV é avaliar os impactos ambientais associados a um sistema de produto (ISO, 2006). De acordo com a emenda mais recente, o ciclo de vida do produto é definido como “estágios consecutivos e interligados, desde a aquisição de matérias-primas ou geração de recursos naturais até a eliminação final” (ISO, 2020; SCHAUBROECK et al., 2022).

HAUSCHILD (2018) afirma que a aplicação da metodologia de ACV deve ser realizada seguindo as seguintes etapas: definição de objetivo, definição de escopo, análise de inventário e avaliação de impacto.

O propósito essencial dos resultados da ACV é contemplado desde o início, durante a definição do objetivo e do escopo do estudo. O objetivo de uma ACV define a aplicação projetada e as razões para a condução do estudo, os destinatários pretendidos e se os resultados serão utilizados para propósitos internos ou divulgados a partes interessadas. Além disso, o escopo inclui vários elementos relativos à precisão do estudo e à conformidade com todos os procedimentos definidos (FRANZONI et al., 2020).

A etapa de elaboração do inventário do ciclo de vida (ICV) é o momento em que são registrados todos os insumos e produtos relevantes associados a todos os processos pertinentes dentro dos limites estabelecidos do sistema. Nessa fase, são quantificados todos os requisitos de matérias-primas e energia, as emissões para o ar, solo e água, o uso de recursos e outras liberações ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo (BISHOP, 2021).

PEÑA *et al.* (2021) citam que ao utilizar um conjunto abrangente de categorias de impacto, a ACV pode oferecer uma perspectiva integral na tomada de decisões, considerando não apenas o ambiente biofísico, mas também os aspectos sociais e econômicos afetados pela decisão.

A ACV, conforme padronizada pela série ISO 14040, foi recomendada pela *Life Cycle Initiative* como uma metodologia eficaz para a identificação das estratégias mais promissoras em economia circular. A ACV se destaca por sua capacidade de desenvolver estratégias de economia circular mais robustas e consistentes, uma vez que permite a consideração dos impactos potenciais tanto a montante quanto a jusante, além de abranger todos os recursos e categorias de impacto relevantes (RIGAMONTI e MANCINI., 2021).

Para BISHOP *et al.* (2021), como a maioria dos plásticos de base biológica são criados como um potencial substituto para plásticos de origem fóssil, uma comparação através da ACV poderá gerar informações valiosas sobre quais as vantagens e desvantagens desses materiais, bem como as etapas críticas de final de vida desse material.

FERRARA *et al.* (2021) conduziram estudos comparando garrafas de PET e de vidro para avaliar qual apresentava melhor desempenho ambiental. Os autores concluíram que a etapa de produção das garrafas foi a fase mais impactante do ciclo de vida do sistema de embalagem de PET, influenciando todas as categorias de impacto, especialmente devido ao uso de grânulos de PET 100% virgem. A diferença nos resultados é pequena para a água natural, mas significativa para a água com gás, indicando que o PET consome mais recursos econômicos (principalmente petróleo) para ser produzido, especialmente por usar PET virgem. Eles sugerem que o desempenho ambiental do sistema de PET poderia ser aprimorado com a incorporação de PET reciclado na fabricação das garrafas. Outros aspectos que influenciam o desempenho é a quantidade de vezes que a garrafa de vidro é reutilizada e a distância de distribuição.

FOOLMAUN & RAMJEAWON (2008) citam que as seguintes categorias de impacto são as mais relevantes em termos do ciclo de vida do PET: ecotoxicidade terrestre, toxicidade humana, formação fotoquímica de ozônio (POCP), aquecimento global (GWP) e acidificação.

KOULOUMPIS et al. (2020) conduziram um estudo semelhante com garrafas PET e de vidro e a comparação do Potencial de Aquecimento Global (GWP) entre garrafas de PET e de vidro mostrou que o PET tem um GWP líquido de 11,3 kt CO<sub>2</sub>e, representando cerca de 38% do valor correspondente para o vidro (29,9 kt CO<sub>2</sub>e), devido principalmente ao menor impacto da produção de PET em comparação ao vidro. Os autores concordam que a produção é a etapa de maior impacto para ambos, porém KOULOUMPIS et al. (2020) citam que esta etapa é muito mais significativa para o vidro (28,5 kt CO<sub>2</sub>e) em relação ao PET (8,9 kt CO<sub>2</sub>e). Embora o transporte contribua menos para o GWP total, ele é mais impactante para o vidro do que para o PET, já que as garrafas de PET pesam menos de 8% das de vidro.

YANAT et al. (2025) citam que os processos de reciclagem aumentam significativamente a sustentabilidade dos plásticos, embora sua implementação prática ainda seja um desafio. Nesse aspecto, os materiais compostáveis de PLA superam os plásticos convencionais que acabam em aterros. O material PLA pode ser destinado a instalações de compostagem industrial, onde se biodegrada rapidamente (*apud* VAN DER ZEE & MOLENVELD, 2020), que batem temperaturas de 55–70 °C, com umidade e ventilação adequadas. Em relação ao impacto climático das resinas PET e PLA por 1 kg de material, considerando a gestão pós-uso, o PET gera um impacto climático de 3,02 kg de CO<sub>2</sub> equivalente devido à sua alta taxa de reciclagem (42%). O impacto do PLA é ligeiramente inferior se for tratado com a mesma proporção de reciclagem, recuperação de energia e aterro (compostagem) do PET; a produção do PLA gera menos CO<sub>2</sub>, embora a incineração exija um pouco mais devido ao seu menor valor energético. A compostagem industrial do PLA reduz seu impacto climático em 0,18 kg de CO<sub>2</sub> equivalente, destacando a relevância da compostagem como opção de descarte.

PAPONG et al. (2014) realizaram a ACV comparativa do PLA produzido a partir da mandioca com o PET tradicional para a produção de embalagens de garrafas plásticas de água. Na avaliação do berço ao portão, as garrafas de PET mostraram impactos mais elevados na maioria das categorias analisadas, com exceção dos potenciais de eutrofização e acidificação. Os dados indicam que as garrafas de PLA têm o potencial de diminuir as emissões de CO<sub>2</sub>, a toxicidade para os seres humanos e a demanda por energia fóssil. Vale ressaltar que o alcance do estudo sobre o PLA inclui as etapas de cultivo e a colheita da mandioca, a fabricação de

amido, a obtenção de glicose, a produção de ácido láctico, lactídeos e PLA, a confecção de garrafas de água e o processo de descarte. Neste estudo, a maior parte dos dados de entrada e saída foi coletada diretamente nos locais na Tailândia, incluindo plantações e colheitas de mandioca, produção de amido de mandioca e fábricas de produção de garrafas.

Segundo ABRAHAM et al. (2021), uma avaliação do ciclo de vida de plásticos à base de petróleo e resinas PLA revelou que as emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) por quilograma de PLA são quatro vezes menores do que as de plásticos derivados do petróleo, como polipropileno e poliestireno. Nas análises realizadas por WALKER et al. (2020), no entanto, o PLA mostrou uma grande variação no consumo de energia, entre 40 e 90 MJ/kg, e um desempenho desfavorável em várias categorias ambientais. Em especial, o PLA teve valores altos em eutrofização e foi particularmente ruim em depleção da camada de ozônio, com taxas de mais de 10 vezes maiores do que a maioria dos outros polímeros.

FONSECA et al. (2023) apresentam em sua revisão os principais estudos de ACV com resinas plásticas, que incluem o PET, PLA e PS, realizados de 2003 a 2023 e concluem que ao comparar o PLA com outros polímeros, o PET é o mais utilizado, especialmente em embalagens e têxteis, mas uma parte considerável ainda acaba em aterros ou é descartada no meio ambiente. Em termos de impacto ambiental, o PLA apresentou o maior impacto nas categorias de eutrofização de água doce, eutrofização marinha e toxicidade humana. Por outro lado, para a categoria de Depleção da Camada de Ozônio, o PET teve o maior impacto, e nas Mudanças Climáticas, o PS apresentou as maiores emissões de gases de efeito estufa, seguido pelo PLA e PET.

A NatureWorks LLC (AMÉRICAS, 2009) conduziu três estudos de Análise do Ciclo de Vida (ACV) com foco em diferentes produtos. O primeiro estudo avaliou copos de bebida feitos de PLA, denominado de Ingeo (PLA), PET e polipropileno (PP). O segundo estudo analisou a fabricação de embalagens do tipo *clamshell* (se assemelha a uma concha e apresenta duas partes, com uma para mostrar o produto), comparando aquelas produzidas com Ingeo e com rPET (PET reciclado). O terceiro estudo comparou quatro tipos de copos reutilizáveis, incluindo copos de policarbonato (PC) e copos descartáveis de PP, papelão revestido de polietileno (PE) e Ingeo (PLA). O primeiro estudo citado foi encomendado pela Starbucks Coffee Company e desenvolvido pela PE Américas em 2009, com o objetivo de se avaliar as vantagens ambientais na substituição do material de fabricação dos copos utilizados pela empresa para vender seus produtos. O estudo mostra que os materiais de PLA e PP têm potencial significativo para reduzir o impacto ambiental dos copos em relação ao PET; com destaque ao PLA por diminuir o

consumo de energia primária (PED), o GWP e, na maioria dos casos, o potencial de formação de smog em comparação ao PP.

Os estudos de ACV como os de PAPONG et al. (2014) vêm sendo desenvolvidos para identificar através desta metodologia os impactos negativos que esses materiais geram no meio ambiente, desde o descarte inadequado em rios e mares, até os efeitos de sua degradação em micropartículas, conhecidas como microplásticos, que podem ser ingeridas por animais marinhos e posteriormente afetar a saúde humana.

SALIERI et al. (2021) sinalizam que diversos estudos foram realizados em relação ao ACV de plásticos, porém o microplástico tem sido considerado em poucos estudos. MAGA *et. al* (2022) citam que para avaliar os riscos das emissões de plástico, é necessário definir e quantificar essas emissões e estimar seu destino no ambiente. As pesquisas atuais em desenvolvimento têm se concentrado no vazamento de plásticos, incluindo micro e macroplásticos. No entanto, esse conhecimento ainda está parcialmente relacionado aos fluxos de inventário do ciclo de vida (LCI), e faltam fatores de caracterização adequados para as emissões de plástico. Os autores ainda citam que a ausência de dados de inventário de geração de microplásticos no ciclo de vida e da determinação de um fator de caracterização (FC) é um limitador para avaliar de forma mais ampla os impactos ambientais da liberação de microplásticos por meio do ACV.

MOURAD *et al.* (2002) citam que a avaliação de impacto ambiental busca compreender e medir os potenciais efeitos sobre o meio ambiente relacionados ao consumo de recursos naturais, energia e emissão de substâncias ao longo do ciclo de vida de um produto. Conforme a Norma ABNT NBR ISO 14040, esse processo pode ser dividido em três etapas: classificação, caracterização e ponderação. As duas primeiras são consideradas científicas, enquanto a última envolve julgamentos de natureza subjetiva, política ou normativa.

A avaliação de impacto dentro do ACV emprega dados do inventário para representar os diversos impactos ambientais, convertendo informações de massa e energia em um perfil ambiental do sistema analisado. Para isso, é essencial estabelecer uma conexão técnica entre os parâmetros do inventário e as questões ambientais específicas. Esse processo envolve a definição de categorias de impacto distintas e exclusivas, fundamentadas em mecanismos ambientais que associam compostos ou estressores a determinados *midpoints* (pontos médios) e *endpoints* (pontos finais). Os compostos reconhecidos como prejudiciais orientam a coleta de

dados e sustentam modelos de caracterização, responsáveis por gerar indicadores numéricos que representam os impactos ambientais relacionados a cada categoria (OWENS, 1996).

O *endpoint* é um atributo ou aspecto do meio ambiente, da saúde humana ou dos recursos naturais que identifica uma questão ambiental preocupante, conforme definido pela ISO 14040. Assim, um método ou modelo de *endpoint* (também chamado de abordagem de danos) é uma metodologia de caracterização que fornece indicadores no nível das áreas de proteção, como os ecossistemas naturais, a saúde humana e a disponibilidade de recursos, ou em um nível próximo a essas áreas. Por outro lado, o método de *midpoint* é uma abordagem de caracterização que fornece indicadores para comparação de intervenções ambientais em um ponto intermediário da cadeia de causa e efeito, entre as emissões/consumo de recursos e o nível de *endpoint*. (INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, 2011)

Já a categoria de impacto *midpoint* é uma classe que representa questões ambientais relevantes, também segundo a ISO 14040, como, por exemplo, mudanças climáticas, acidificação, ecotoxicidade, entre outras. Essas categorias servem como base para a avaliação de impactos, permitindo identificar, medir e comparar os efeitos ambientais em diferentes níveis.

De acordo com FINNVEDEN E POTTING (2014), os fatores de ponto médio (*midpoint*) geralmente se baseiam em modelagens de impacto relativamente robustas. Esses fatores são calculados com o melhor conhecimento disponível sobre as relações entre as extrações de recursos, as emissões e seus impactos finais (*endpoint*), que se referem aos danos nas áreas de proteção. No entanto, as modelagens de impacto nas áreas de proteção são frequentemente mais incertas, refletindo as complexas relações entre as atividades e seus efeitos ambientais.

Nas análises feitas por BISHOP *et al.* (2021), os estudos revisados abordaram uma média de dezoito categorias de impacto intermediário (*midpoint*), variando entre 1 e 18, abrangendo um total de 42 categorias ambientais diferentes, com foco especial no potencial de aquecimento global, presente em todos os estudos. Além disso, outras categorias frequentemente analisadas foram acidificação, eutrofização, esgotamento de recursos, formação de oxidantes fotoquímicos e toxicidade humana, entre outras. Os métodos de avaliação de impacto usados variaram, destacando-se o ReCiPe Midpoint, mas também incluíram outros métodos como CML 2001 e TRACI, cada um com suas próprias vantagens e limitações.

De acordo com SMURTHWAITE *et al.* (2023), as metodologias de avaliação de impacto ambiental CML, Impact 2002+ e ReCiPe possuem abordagens distintas, mas compartilham desafios relacionados à normalização e ponderação de categorias de impacto. O CML evita a aplicação de pesos, enfatizando a transparência para facilitar a tomada de decisões. O Impact 2002+ introduz o indicador de mudança climática e permite que os usuários definam seus próprios pesos, o que pode introduzir subjetividade nos resultados, como observado em estudos que não detalharam os métodos de normalização ou ponderação. Já o ReCiPe, que converte categorias intermediárias (*midpoints*) em áreas de proteção finais (*endpoints*), considera três perspectivas culturais (curto, médio e longo prazo), mas a falta de detalhamento em estudos revisados compromete a utilidade dos resultados para diferentes contextos de decisão. Esses métodos mostram a importância da transparência e padronização na apresentação dos dados para evitar interpretações ambíguas.

O modelo de consenso científico USEtox, desenvolvido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (STQA), é utilizado para avaliar os impactos toxicológicos humanos e ecológicos das emissões químicas durante o ciclo de vida. O principal produto do USEtox é um banco de dados que oferece fatores de caracterização recomendados e indicativos para a toxicidade humana e a ecotoxicidade em água doce, com base na modelagem dos parâmetros de destino ambiental, exposição e efeitos das substâncias (FANTKE *et al.*, 2017)

SALIERI *et al.* (2021) empregaram o modelo USEtox™ para avaliar os impactos humanos e ecotoxicológicos provocados por microplásticos lançados no ambiente marinho. No contexto desse modelo, o fator de caracterização de uma substância, expresso em unidades tóxicas comparativas (CTUe) ( $\text{PAF m}^3 \text{ dia kg}^{-1}$ ), foi calculado pela fórmula  $CF = FE \times FD \times FX$ . Aqui, FE (fator de efeito) representa a fração potencial de espécies afetadas pela exposição à substância, medida em  $\text{PAF m}^3 \text{ kg}^{-1}$ . Por outro lado, FD (fator destino) indica o tempo de permanência da substância em um determinado compartimento ambiental, em dias. FX (fator de exposição), por sua vez, quantifica a fração dissolvida da substância, sendo adimensional.

Os resultados apresentados por SALIERI *et al.* (2021) indicam que o FE foi calculado como a média geométrica (HC50EC50) dos valores de EC50 por espécie, resultando em um valor de 22,1 mg/L e um FE de 22,6  $\text{PAF m}^3/\text{kg}$ . Em relação ao FD, foram analisadas três taxas de degradação dos plásticos. Considerando a degradação mais rápida, o fator de destino foi de 120 dias; para a taxa média, foi de 142 dias; e no pior cenário, sem degradação dos microplásticos



na água, o fator foi de 143 dias. A razão entre os menores e maiores fatores de destino foi de apenas 1,2, indicando que a taxa de degradação do plástico tem pouca influência sobre o fator de destino, sendo este determinado principalmente pela taxa de troca de água no sistema simplificado adotado. Quanto aos fatores de caracterização (FC), expressos em PAF m<sup>3</sup> d kg<sup>-1</sup>, os valores foram: 2712 para rápida degradação, 3209 para degradação média e 3231 para o cenário sem degradação. No entanto, os autores citam que há limitações na definição desses valores, como a forte dependência de suposições sobre degradação, exposição e o papel que o tamanho, o tipo de polímero e outras propriedades físico-químicas dos microplásticos desempenham ao determinar seu destino e efeito tóxico sobre as espécies.

LAVOIE *et al.* (2021) também adaptaram o modelo USEtox<sup>TM</sup> para calcular o fator de efeito (EF) do impacto físico dos microplásticos na biota aquática. Os resultados mostraram um valor de fator de efeito variável, dependendo do tipo de plástico, sendo 72,9 PAF.m<sup>3</sup>/kg o melhor valor obtido. Os autores citam que esse valor foi calculado com base exclusivamente em EC50s crônicos extraídos diretamente de artigos científicos.

CORELLA-PUERTAS *et al.* (2022) estudaram a definição de um fator de caracterização para os impactos da degradação e sedimentação de micropartículas de poliestireno expandido, provenientes do desgaste de pneus e estradas, no ambiente marinho. Concluíram que, dependendo do cenário de destino, os impactos dos resíduos variam de quase imperceptíveis a mais que o dobro do potencial total de danos à qualidade do ecossistema, comparados à ausência de avaliação dos impactos do lixo polimérico.

SAILING *et al.* (2020) propuseram um fator de caracterização *midpoint* para os impactos físicos de microplásticos na biota marinha, denominado “Potencial de Microplástico Marinho” (PMM), que considera três parâmetros principais: o número de partículas, o efeito dessas partículas sobre os micro-organismos dependendo dos polímeros envolvidos e o tempo de persistência no ambiente. O PMM é uma função desses fatores, representados por F (taxa de fragmentação), que quantifica o número de partículas de plástico liberadas no ambiente ao longo do tempo, incluindo a produção de microplásticos secundários; T (fator tempo), que leva em conta a duração da persistência das partículas no ambiente até sua completa degradação em CO<sub>2</sub>, água e biomassa; e E (fator de efeito), que avalia o impacto dos microplásticos nos organismos marinhos, dependendo do tipo de polímero e da forma das partículas.

O Fator de Destino (FF) é expresso em kg de poluição equivalente por kg de plástico emitido (PPe) e serve para comparar emissões de diferentes plásticos, considerando as taxas de

degradação específicas em diversos compartimentos ambientais. Essa unidade permite avaliar o impacto ambiental das emissões de plásticos, levando em conta o tempo de degradação relativo a um valor de referência de 1 ano, escolhido para evitar incertezas nas medições e para refletir as variações na degradação dos plásticos em diferentes ambientes (SAILING *et al.*, 2020). MAGA *et al.* (2022) definiram fatores de destino para diversos polímeros, incluindo PET e PLA. Para as fibras de PET, foram obtidos os seguintes valores de equivalente de poluição plástica por kg de plástico emitido: 87 PPe para um horizonte de 100 anos, 233 PPe para 500 anos e 239 PPe para 1000 anos. Para o filme de PLA, os valores foram de 3 PPe para 100 anos, 15 PPe para 500 anos e 30 PPe para 1000 anos.

CORELLA-PUERTAS *et al.* (2023) definiram valores "default" para fatores de caracterização (FC) relacionados aos efeitos físicos na biota aquática, abrangendo tanto ambientes marinhos quanto de água doce. Esses valores foram determinados para diversas emissões de polímeros sob a forma de microplásticos, com diferentes densidades e formas, incluindo PET e PLA.

SCHWARZ *et al.* (2024) avaliaram diversos aspectos do comportamento de microplásticos do PET em ambientes aquáticos, tanto marinhos quanto de água doce. Eles descobriram que o tempo de permanência do PET nesses ambientes é de menos de um dia. Esse valor reduzido é explicado pela densidade do PET, 1.38 g/cm<sup>3</sup> (DHAKA *et al.* 2022), que é maior do que a da água, fazendo com que o material se acumule nos sedimentos. Nos compartimentos de sedimentos, o tempo de permanência do PET pode ultrapassar de 2000 dias, esse tempo está relacionado a quanto tempo, em média, uma substância permanece em determinado compartimento ambiental (como solo, água doce, oceano, ar, etc.) após ser emitida em outro.

### **3.5. Rotas de Produção do poli (ácido lático) e poli (tereftalato de etileno)**

A produção do biopolímero de PLA envolve duas etapas fundamentais: inicialmente, fontes biológicas, como milho ou cana-de-açúcar, são coletadas e transportadas para a instalação de processamento (REZVANI *et al.* 2021). A maioria dos processos de fermentação convencionais emprega matérias-primas à base de amido para a produção de ácido lático. Até o presente momento, os Estados Unidos, a França e o Japão têm desenvolvido produtos agrícolas como fontes para a produção de ácido lático. O amido é amplamente disponível, econômico e facilmente biodegradável. Normalmente, é encontrado em grandes quantidades em diversas plantas, como trigo, arroz e milho (JAYASEKARA *et al.*, 2022).

Subsequentemente, o amido é convertido em glicose por meio de hidrólise enzimática ou ácida. Em seguida, a glicose obtida passa por um processo de fermentação, onde bactérias convertem a glicose em ácido láctico. Após a fermentação, o ácido láctico é purificado para garantir sua qualidade. Este método de produção é amplamente utilizado devido à sua eficiência química e econômica, resultando na obtenção de ácido láctico puro (REZVANI et al. 2021). As rotas sintéticas para a obtenção de PLA envolvem predominantemente a condensação direta do ácido livre ou a polimerização por abertura de anel dos ésteres do ácido, sendo esta última a mais comum. Durante esse processo, o ácido láctico é transformado em lactídeo, que, por sua vez, é polimerizado para formar o PLA. Por fim, o PLA polimerizado é resfriado e solidificado, sendo transformado em pellets, que são usados para fabricação de diversos produtos através de processos como moldagem por injeção ou extrusão (DE ALBUQUERQUE et al., 2021).

Em relação ao PET, segundo MORETTI *et al.* (2021), o processo de obtenção desse polímero compreende diversas etapas complexas. O processo de produção de PET começa com a obtenção de duas matérias-primas principais: ácido tereftálico purificado (PTA) e monoetilenoglicol (MEG). O PTA é produzido pela oxidação do paraxileno e o MEG pela reação de etileno com água. Ambos derivam do craqueamento de petróleo. Em seguida, realiza-se a esterificação do PTA com o MEG para formar um oligômero, que é então polimerizado para obtenção do PET. O PET fundido é extrusado em filamentos e picotado para formação de grânulos (pellets) e, então, moldados por injeção ou extrusão para fabricar produtos como garrafas e fibras têxteis, respectivamente. Finalmente, os produtos são resfriados para manter a forma no estado sólido.

A produção de PET inicia-se com a extração de petróleo bruto e gás natural, os quais são refinados para obter nafta. Esta nafta passa então por um processo de craqueamento catalítico, resultando na formação de etileno e xileno. O xileno é convertido em ácido tereftálico (PTA), enquanto o etileno é transformado em etileno glicol (EG). Posteriormente, o PTA e o EG são combinados e polimerizados para formar a resina PET, um polímero amplamente utilizado (BUSTAMANTE et al., 2022).

Alternativamente, o PET também pode ser sintetizado por meio da transesterificação do dimetil tereftalato (DMT) com EG, produzindo bis(2-hidroxietil) tereftalato (BHET), que reage com a cadeia em crescimento do PET, liberando EG. O processo de condensação resulta na incorporação de átomos não-carbono na cadeia principal do PET, e a presença do anel benzênico confere ao polímero uma rigidez considerável (BENYATHIAR et al., 2023).

### 3.6. Cenários de fim de vida

SPIERLING et al. (2020) avaliaram as opções de fim de vida para bioplásticos, como o PLA, sob a perspectiva da economia circular. Os autores destacam que o PLA é classificado como "bio-baseado" e biodegradável, integrando o grupo dos químicos inovadores. Esses plásticos oferecem alternativas adicionais em termos de digestão aeróbica e anaeróbica.

SPIERLING et al. (2020) revisaram a literatura sobre as opções de destinação de resíduos de PLA e identificaram as seguintes alternativas: reciclagem mecânica, reciclagem química, reciclagem baseada em solventes, compostagem industrial, substituição direta de combustíveis em usinas, incineração com recuperação de energia, incineração sem recuperação de energia, digestão anaeróbica, aterramento sem recuperação de energia e aterramento com recuperação de energia.

COSATE DE ANDRADE *et al.* (2016) avaliou três tipos de destinações para polímero de PLA: Reciclagem mecânica, reciclagem química e compostagem; e concluiu que a reciclagem mecânica apresentou os menores impactos ambientais.

MARTIN et al. (2021) conduziram um estudo para avaliar os impactos ambientais associados a nove cenários de destinação final de resíduos de PET em Bauru, SP. Os cenários analisados foram: (1) cenário atual (base), com 96,4% do fluxo de referência destinado a aterros sanitários e 3,6% a cooperativas de triagem; (2) 50% para cooperativas de triagem e 50% para aterro sanitário; (3) 50% para cooperativas de triagem e 50% para incineração; (4) 50% para aterro sanitário e 50% para incineração; (5) 100% para cooperativas de triagem, mantendo a distribuição atual de coleta; (6) 100% para aterro sanitário; (7) 100% para incineração; (8) 100% para cooperativas de triagem, com 50% coletados em Ecopontos e 50% por coleta seletiva; e (9) 100% para cooperativas de triagem, com 75% coletados em Ecopontos e 25% por coleta seletiva. Os autores concluíram que, de maneira geral, os cenários de reciclagem apresentam melhores resultados ambientais em comparação com os demais cenários.

De acordo com GILENO E TURCI (2021), a reciclagem representa uma alternativa viável, embora ainda esteja em estágio inicial para a maioria dos plásticos. Porém, o Polietileno Tereftalato (PET) destaca-se como uma exceção, apresentando taxas de reciclagem superiores. No Brasil, a taxa de reciclagem de PET atingiu 58,9% em 2012 (GILENO E TURCI, 2021, apud ABIPET, 2013), e em 2019, o índice de reciclagem de PET para embalagens foi de 55% (GILENO E TURCI, 2021, apud ABIPET, 2020). Em termos gerais, para todos os plásticos

utilizados em embalagens, incluindo o PET, GILENO E TURCI (2021) apud ABIPLAST (2019) reportaram uma taxa de reciclagem de 25,8% em 2016.

DAMAYANTI E WU (2021) afirmam que a reciclagem do PET enfrenta desafios significativos, tanto no que diz respeito ao processo quanto à natureza dos resíduos. Contaminantes como água, corantes, acetaldeído e metais pesados impactam negativamente a eficiência da reciclagem do PET. Adicionalmente, a degradação do PET tem sido abordada através de uma variedade de métodos e tecnologias, incluindo reciclagem mecânica e química.

### 3.7. Metodologia de avaliação de impacto ambiental

Para a avaliação dos impactos ambientais associados ao ciclo de vida construído, foi adotada a metodologia ReCiPe 2016 *Midpoint*. Essa escolha se justifica pelo fato de o ReCiPe ser um dos métodos mais atualizados e amplamente aceitos na comunidade científica e industrial, combinando a avaliação de impactos em dois níveis: *midpoints*, que representam categorias intermediárias de impacto, como mudança climática, acidificação e eutrofização; e *endpoints*, que traduzem os danos finais sobre áreas de proteção como a saúde humana, os ecossistemas e os recursos naturais. Essa integração entre *midpoints* e *endpoints* permite uma análise mais abrangente e, ao mesmo tempo, facilita a comunicação dos resultados tanto para especialistas quanto para tomadores de decisão e o público não técnico (MENDES *et al.*, 2015).

Outro ponto relevante é que o ReCiPe cobre uma ampla gama de categorias de impacto ambiental, incluindo aspectos como mudanças climáticas, uso de recursos fósseis e minerais, toxicidade humana e ecotoxicidade, alterações no uso do solo e perdas de biodiversidade. Além disso, o método está alinhado com inventários modernos e bancos de dados atualizados, garantindo maior consistência e compatibilidade nos resultados obtidos. O ReCiPe também oferece flexibilidade ao permitir a adoção de diferentes perspectivas culturais — hierárquica, individualista ou igualitária — o que amplia suas possibilidades de aplicação em contextos diversos.

Em comparação, outros métodos disponíveis no SimaPro apresentaram limitações que motivaram a sua não adoção neste estudo. O método CML, por exemplo, embora amplamente utilizado, limita-se ao nível de *midpoints*, não contemplando a avaliação de danos finais, o que pode dificultar a interpretação dos resultados por públicos não técnicos. Além disso, trata-se de

um método desenvolvido há mais tempo, o que o torna menos alinhado às abordagens mais recentes em avaliação do ciclo de vida. O Eco-Scarcity, por sua vez, é um método concebido para apoiar políticas ambientais na Suíça, apresentando forte caráter regionalizado e, portanto, menor aplicabilidade em estudos com foco internacional, como é o caso deste projeto. Já o IMPACT 2002+, embora combine *midpoints* e *endpoints*, encontra-se menos atualizado em relação ao ReCiPe e apresenta menor integração com os bancos de dados e inventários modernos utilizados no SimaPro.

No método ReCiPe, as abordagens Hierárquica (H), Individualista (I) e Igualitária (E) representam diferentes visões de mundo e formas de lidar com incertezas, prazos e responsabilidades ambientais na modelagem dos impactos. Cada perspectiva adota suposições distintas sobre os prazos considerados, o grau de precaução frente às incertezas e a forma como os sistemas ambientais reagem às pressões antrópicas.

A abordagem Hierárquica (H) baseia-se no consenso científico e em políticas ambientais amplamente aceitas no cenário internacional, como as recomendações do IPCC e de organismos multilaterais. Essa perspectiva adota prazos médios a longos e assume um nível moderado de incerteza, buscando refletir o entendimento consolidado da ciência sobre os impactos ambientais. É, portanto, considerada uma visão equilibrada, que combina realismo técnico com responsabilidade ambiental.

A abordagem Individualista (I), por sua vez, adota uma visão de curto prazo, focando em impactos diretos e bem comprovados. Parte do princípio de que os sistemas ambientais são resilientes e que o progresso tecnológico será capaz de solucionar eventuais problemas ambientais no futuro. Por isso, tende a apresentar menores impactos totais, já que desconsidera danos potenciais de longo prazo ou aqueles associados a maiores níveis de incerteza.

Já a abordagem Igualitária (E) representa uma postura mais precaucionista. Considera prazos muito longos e atribui grande peso a riscos futuros e a possíveis danos irreversíveis, mesmo quando há elevada incerteza científica. Com isso, essa perspectiva geralmente resulta em maiores estimativas de impacto, buscando evitar qualquer subestimação dos riscos ambientais.

## 4. METODOLOGIA

A avaliação comparativa dos desempenhos ambientais do PET e do PLA foi conduzida por meio da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), seguindo as normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). Esta metodologia abrange quatro etapas: definição do objetivo e do escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. A modelagem foi realizada utilizando o software SimaPro versão 9.4.0.3, com dados secundários extraídos do banco de dados Ecoinvent versão 3.8. Além disso, foram incorporados dados de produção de PET e PLA baseados em informações disponíveis na literatura especializada e em fontes secundárias para compor o inventário.

A avaliação considerou todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração de matérias-primas até o fim do ciclo de vida (pós-consumo) para um cenário de mercado de consumo brasileiro, em que diferentes cenários de pós-consumo para PLA e PET no Brasil foram definidos.

Foram modelados 4 (quatro) cenários, conforme a seguir:

Cenário 1: Resina PET contabilizando o vazamento de macro e microplásticos e no cenário de destinação “*business as usual*”.

Cenário 2: Resina PET contabilizando o vazamento de macro e microplásticos e no cenário de destinação “*gestão adequada*”.

Cenário 3: Resina PLA contabilizando o vazamento de macro e microplásticos e no cenário de destinação “*business as usual*”.

Cenário 4: Resina PLA contabilizando o vazamento de macro e microplásticos e no cenário de destinação “*gestão adequada*”.

### 4.1. Revisão da literatura especializada para construção dos cenários para análise

Inicialmente, realizou-se uma pesquisa bibliográfica exploratória com o objetivo de buscar informações em relação aos seguintes pontos:

- a) As principais rotas de produção de plásticos PLA e PET consideradas nos estudos;
- b) As etapas do ciclo de vida geralmente consideradas na avaliação de ciclo de vida (ACV) e as excluídas;
- c) As principais categorias de impacto ambiental analisadas;
- d) Os principais cenários de fim de vida abordados; e por fim,
- e) Os dados secundários para o inventário do ciclo de vida dos polímeros estudados.

Para conduzir a pesquisa sobre trabalhos científicos, foram utilizadas as seguintes plataformas: Portal CAPES, Science Direct e Google Acadêmico. As palavras-chave usadas nas buscas foram: PET, PLA, Produção, ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) e suas correspondentes em inglês: PET, PLA, *production* e LCA (*Life Cycle Assessment*).

A busca retornou os artigos científicos apresentados na Tabela 1:



Tabela 1 - Estudos científicos obtidos de pesquisa bibliográfica no período de 2009 a 2024 para o PET e/ou PLA

Numeração	Autores	Revista
1	Ali <i>et al</i> (2023)	Environmental Science and Ecotechnology
2	Baldowska-Witos <i>et al</i> (2020)	Polymers
3	Benavides <i>et al</i> (2020)	Journal of Cleaner Production
4	Bishop <i>et al</i> (2021)	Journal of Cleaner Production
5	Bishop <i>et al</i> (2021)	Resources, Conservation & Recycling
6	Cosete de Andrade <i>et al</i> (2016)	Journal of Polymers and the Environment
7	Cottafava <i>et al</i> (2020)	Sustainable Production and Consumption
8	Desole <i>et al</i> (2021)	Packing Technology and Science
9	Rezvani <i>et al</i> (2021)	Polymers
10	Groot e Borén (2010)	The International Journal of Life Cycle Assessment
11	Guo <i>et al</i> (2021)	Science of the Total Environment
12	Horowitz <i>et al</i> (2018)	Waste Management
13	Kousemaker <i>et al</i> (2021)	Applied Sciences
14	Madival <i>et al</i> (2009)	Journal of Cleaner Production
15	Marathe <i>et al</i> (2019)	Recycling of Polyethylene Terephthalate Bottles
16	Martin <i>et al</i> (2021)	Waste Management
17	Morão e de Bie (2019)	Journal of Polymers and the Environment
18	Moretti <i>et al</i> (2021)	Resources, Conservation & Recycling
19	Nikoliae <i>et al</i> (2015)	Materiale Plastice
20	Papong <i>et al</i> (2013)	Journal of Cleaner Production
21	Schwarz <i>et al</i> (2023)	Science of the Total Environment
22	Shen <i>et al</i> (2010)	Resources, Conservation and Recycling
23	Shen <i>et al</i> (2012)	Biofuels, Bioproducts and Biorefining
24	Siracusa <i>et al</i> (2012)	Congresso
25	Leejarkpai <i>et al</i> (2016)	Journal of Cleaner Production
26	Tamburini <i>et al</i> (2021)	Environmental Research
27	Zhang <i>et al</i> (2020)	Journal of Environmental Management

O período de pesquisa foi inicialmente estabelecido para os últimos 15 anos, abrangendo o intervalo de 2009 a 2024, o que resultou na identificação dos 27 artigos. Para garantir a inclusão de pesquisas mais recentes e atualizadas, foi realizado um novo filtro, restringindo a análise aos últimos 10 anos (de 2014 a 2024). Após a aplicação deste critério, foram selecionados 21 artigos, conforme ilustrado no Gráfico 1.

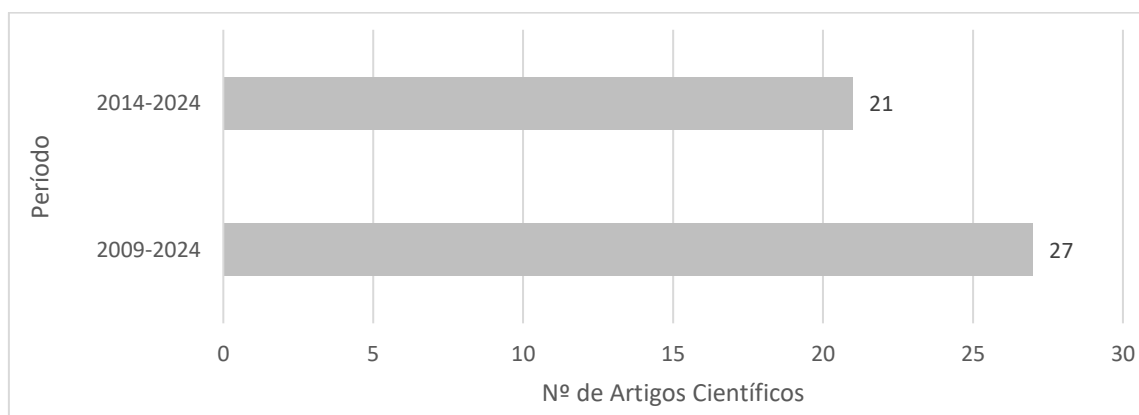


Gráfico 1 – Número de estudos científicos referentes à pesquisa bibliográfica no período de 2009 a 2024 e 2014-2024

Foi aplicado um novo filtro, considerando apenas os artigos publicados em revistas com fator de impacto superior à média dos 21 estudos identificados na primeira análise, como uma das formas de garantir a qualidade de parte dos dados coletados. O fator de impacto considerado foi o publicado nos sites das revistas em 10/08/2024. E, a média dos fatores de impacto foi 7,73. Assim, foram excluídos os artigos publicados em revistas com fator de impacto abaixo de 7,73. O resultado dessa filtragem pode ser visualizado no Gráfico 2.

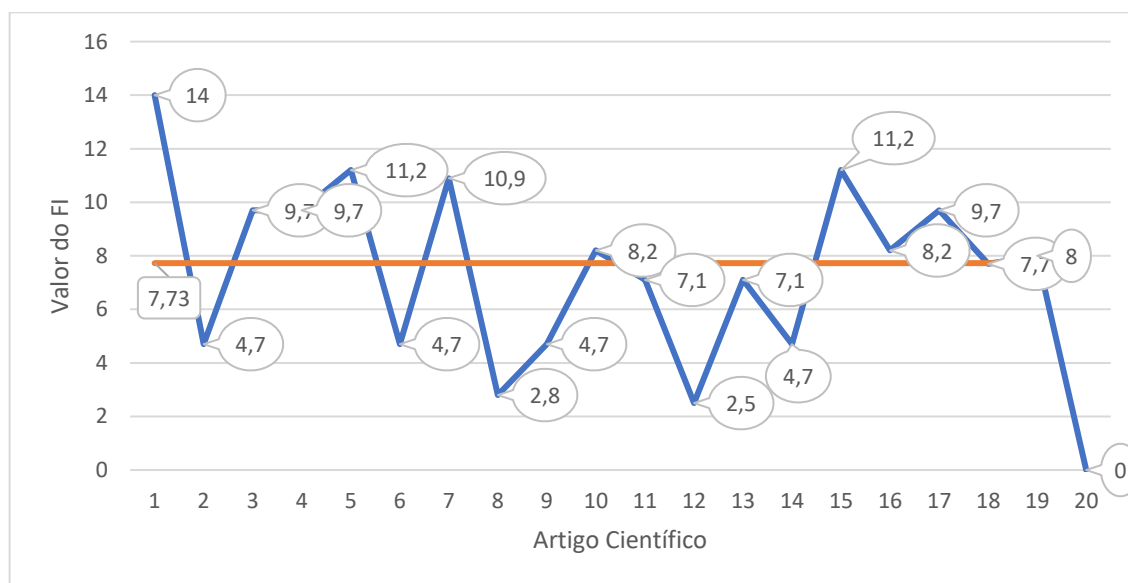


Gráfico 2 - Fator de Impacto das revistas onde foram publicados os 20 artigos avaliados

Com isso, foram selecionados 10 artigos científicos. Após a aplicação do último critério, foram escolhidos aqueles que apresentavam um estudo completo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conforme os padrões ISO 14040, e que envolviam pelo menos um dos polímeros em

questão: PET e/ou PLA. Assim, os estudos conduzidos por ALI *et al.* (2023) e BISHOP *et al.* (2021) (*Environmental performance comparison of bioplastics and petrochemical plastics: A review of life cycle assessment (LCA) methodological decisions*) foram excluídos, pois se tratava de uma revisão sobre a produção de bioplásticos sob a perspectiva da ACV, e não de um estudo aplicando a metodologia em si.

Após a aplicação desses critérios, foi realizada uma análise detalhada dos 8 artigos científicos selecionados, com o objetivo de buscar dados secundários para o estudo. A Tabela 2 e o Gráfico 3 mostram os artigos e os países de origem dos estudos.

Tabela 2 - Artigos analisados e seus países de origem

Artigo Científico	País de origem da pesquisa
Benavides <i>et al.</i> (2020)	EUA
Bishop <i>et al.</i> (2021)	Irlanda
Cottafava <i>et al.</i> (2020)	Itália
Guo <i>et al.</i> (2021)	China
Moretti <i>et al.</i> (2021)	Holanda
Schwarz <i>et al.</i> (2023)	Holanda
Leejarkpai <i>et al.</i> (2016)	Tailândia
Zhang <i>et al.</i> (2020)	China

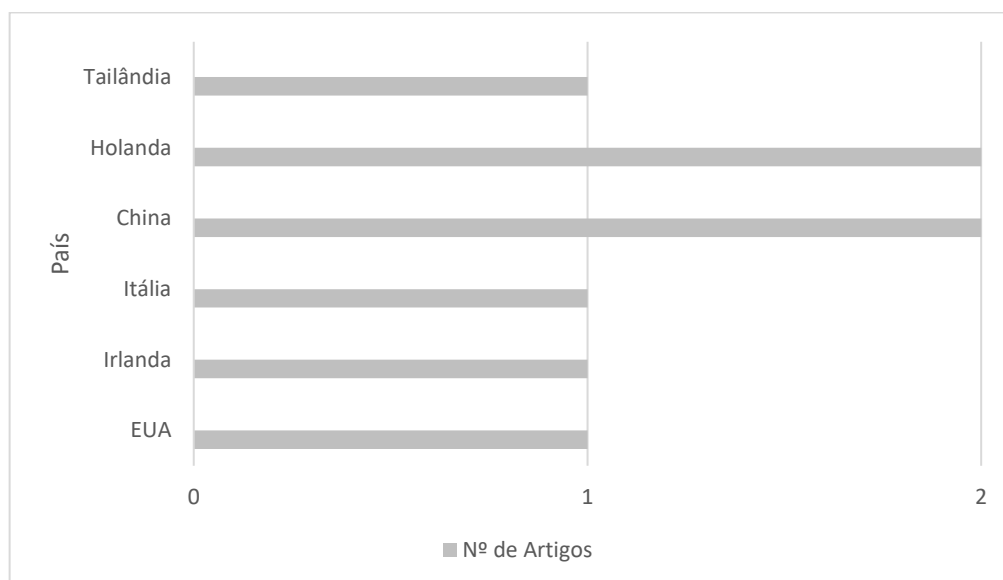


Gráfico 3 - Origem dos oito artigos selecionados

Os países de origem dos estudos são dados importantes, pois a produção de PLA e PET pode ser influenciada por fatores locais, como o tipo de cultivo agrícola e as rotas de exportação.

#### 4.1.1. Origem de resinas PET e PLA e produção de transformados plásticos no Brasil

Segundo o perfil da ABIPLAST (2023), China e Estados Unidos destacam-se como os principais países de origem dos materiais plásticos importados pelo Brasil, sendo a China responsável por cerca de 53,7% da quantidade total importada e os EUA, por 3,9%. Segundo JEM & TAN (2020), a Corbion Purac, que possui uma planta produtiva nos EUA, e a NatureWorks são as principais empresas responsáveis pela maior produção mundial de PLA, com volumes de 240 mil toneladas e 180 mil toneladas, respectivamente, no período de 2018 a 2020.

Em relação às rotas de produção de PLA, o estudo de MORETTI *et al.* (2021) detalhou as principais etapas do processo produtivo. A diferenciação ocorre com base na biomassa utilizada, abrangendo as fases de produção de ácido láctico, lactídeo, PLA propriamente dito, e local de moldagem. O estudo também menciona que a empresa *NatureWorks LLC* (EUA) é responsável por cerca de 67% da produção mundial de PLA, utilizando milho como matéria-prima agrícola, enquanto a *Total Corbion* (Tailândia) contribui com aproximadamente 33% da produção mundial de PLA, utilizando cana-de-açúcar.

Foram feitas tentativas de contato com essas duas empresas com o intuito de obter informações detalhadas sobre seus processos produtivos. Entretanto, a *NatureWorks* informou que não poderia divulgar dados específicos, remetendo apenas aos dados públicos disponíveis em seu website. Já a *Total Corbion* não respondeu à tentativa de contato por e-mail realizada em 23/03/2024.

Com relação aos oito artigos analisados, a Tabela 3 mostra os tipos de cultivos agrícolas considerados por cada autor na avaliação do ciclo de vida. COTTAFAVA *et al.* (2020) não especificou o cultivo utilizado em seu estudo, enquanto ZHANG *et al.* (2020) focou exclusivamente na avaliação de polímeros PET, sem considerar o PLA.

Tabela 3 - Cultivos Agrícolas para a produção do monômero de PLA dos oito artigos analisados

Artigo Científico	Cultivo Agrícola	Origem
Benavides <i>et al</i> (2020)	MILHO	EUA
Bishop <i>et al</i> (2021)	MILHO	Irlanda
Guo <i>et al</i> (2021)	MILHO	China
Moretti <i>et al</i> (2021)	MILHO e CANA DE AÇÚCAR	Holanda
Schwarz <i>et al</i> (2023)	CANA DE AÇÚCAR	Holanda
Leejarkpai <i>et al</i> (2016)	MILHO	Tailândia

Dessa forma, este trabalho considerou o cultivo agrícola de milho e a importação dos EUA como duas premissas importantes para a análise do ciclo de vida do PLA no Brasil.

Foram realizadas tentativas de contato com a ABIPET e a Alpek Polyester com o objetivo de obter informações detalhadas sobre estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos processos de produção de PET no Brasil. No entanto, a ABIPET comunicou que não poderia divulgar dados específicos, sugerindo consultar as informações públicas disponíveis em seu website. Por outro lado, a Alpek Polyester não respondeu à tentativa de contato por e-mail realizada em 21/02/2024.

Dos oito artigos listados na Tabela 2, quatro conduziram estudos sobre resinas PET, e três deles consideraram o processo descrito por MORETTI *et al.* (2021). ZHANG *et al.* (2020) não abordou a produção de polímero virgem, focando exclusivamente na reciclagem de fibras.

De acordo com a ABIPLAST (2023), quanto à distribuição geográfica das indústrias de transformados de plástico no Brasil, a maioria está concentrada no Estado de São Paulo, com uma participação de 42,3%, e nos Estados da Região Sul (Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná). São Paulo também lidera em quantidade de empresas no setor de reciclagem de material plástico, com 32,0% do total de participação no país.

Assim, este trabalho considerou o processo tradicional de produção de PET, conforme descrito por MORETTI *et al.* (2021), e somente a importação de polímero virgem da China, que é o principal país fornecedor desses polímeros ao Brasil. Para este trabalho não foi considerado cenário de produção nacional de PET ou PLA, uma vez que não foi possível obter informações a respeito da origem dos pellets utilizados pelas empresas do polo industrial de São Paulo.

Além disso, este trabalho considerará o processo produtivo de transformação das resinas PET e PLA importadas, ocorrendo em São Paulo, devido à concentração significativa de indústrias do setor na cidade.

#### **4.1.2. Rotas de importação e intermodais considerados**

Para a importação de resinas de PET, de acordo com a consulta realizada em 17/08/2024 no sistema do Ministério da Economia – Comex Stat: Sistema de Estatísticas de Comércio Exterior, utilizando um filtro para o ano de 2023 e considerando a classificação CUCI nº 574, que abrange “Poliacetais, outros poliéteres e resinas epóxicas; policarbonatos, resinas alquídicas e outros poliésteres; em formas primárias”, a China é identificada como o principal país fornecedor desses produtos, sendo a via marítima o principal meio de transporte utilizado.

De acordo com STATISTA (2024), em 2020, a província de Zhejiang foi a principal província produtora de produtos plásticos na China, com um volume de produção de 12,8 milhões de toneladas métricas. Será considerado o porto de Xangai, o maior porto do mundo em termos de movimentação de carga, como o porto de origem dos materiais plásticos da China para o Brasil (*World's Port Organization*, 2023).

Já para a importação de resinas de PLA, será considerada a importação dos Estados Unidos, pela empresa *NatureWorks* também por via marítima. A fábrica da *NatureWorks* nos Estados Unidos está localizada em Blair, Nebraska e recebe a maior parte do milho de plantações localizadas no Estado de Nebraska. Foi considerado o Porto de Chicago, Illinois, que fica a cerca de 80 milhas (130 km) de Blair. Chicago é um importante centro de transporte e logística nos EUA, com acesso ao Lago Michigan e conexões ferroviárias e rodoviárias extensas (NATURE WORKS LLC, 2025).

Tanto para a China quanto para os EUA, será considerado o modal ferroviário como o meio utilizado para transporte dos produtos das fábricas até os portos.

A empresa Logcomex Tecnologia, responsável pelo desenvolvimento da plataforma de inteligência de dados para o comércio exterior chamada Logcomex, divulgou em seu artigo intitulado “Indústria Plástica: Importação 3º Trimestre de 2023”, publicado em 19 de outubro de 2023, que os principais portos de entrada para a importação de plásticos no Brasil foram, inicialmente, o Porto de Santos, em São Paulo, seguido pelo Porto de Itajaí, em Santa Catarina.

Dessa forma, será considerado o Porto de Santos para recebimento dos produtos no Brasil (LOGCOMEX, 2022)

Já para o transporte do Porto de Santos, para as fábricas de transformados de plásticos em SP será considerado o modal rodoviário realizado por caminhões.

#### 4.1.3. Cenários de fim de vida considerados (*Business-as-usual* e *Gestão adequada*)

Dos oito artigos analisados, seis investigaram opções de destinação final para os polímeros PLA, incluindo incineração, compostagem, aterro sanitário, digestão anaeróbica e reciclagem, conforme detalhado na Tabela 4. Em contraste, no caso do PET, quatro dos oito artigos avaliados consideraram cenários de fim de vida como aterro sanitário, incineração e reciclagem, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 4 - Cenários de Destinação Final para o PLA

Tipo de Destinação Final	Benavides et al (2020)	Bishop et al (2021)	Cottafava et al (2020)	Guo et al (2021)	Moretti et al (2021)	Schwarz et al (2023)	Leejarkpai et al (2016)	Zhang et al (2020)
Aterro Sanitário	X	-	-	-	X	-	X	-
Compostagem	X	X	-	-	X	-	X	-
Recuperação energética	-	X	X	-	X	X	-	-
Reciclagem	-	X	X	-	X	X	-	-

Tabela 5 - Cenários de Destinação Final para o PET

Tipo de Destinação Final	Benavides et al (2020)	Bishop et al (2021)	Cottafava et al (2020)	Guo et al (2021)	Moretti et al (2021)	Schwarz et al (2023)	Leejarkpai et al (2016)	Zhang et al (2020)
Aterro Sanitário	-	-	-	-	X	-	X	-
Reciclagem	-	-	X	-	X	-	-	X
Recuperação energética	-	-	X	-	X	-	-	-

Vale ressaltar que, segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (MMA, 2022), a recuperação energética é a conversão de resíduos sólidos em combustível, energia térmica ou eletricidade, por meio de processos, tais como digestão anaeróbia, recuperação de gás de aterro sanitário, incineração e coprocessamento. Portanto, esta categoria engloba esses diferentes tipos de destinação.

Os artigos analisados abordam a disposição final dos polímeros PET e PLA, considerando diversos cenários com variações nos percentuais de cada forma de destinação. Para simplificar a análise, os detalhes específicos de cada cenário não foram incluídos.

Dentre os artigos que avaliaram cenários de destinação para o PET, apenas LEEJARKPAI *et al.* (2016) não incluiu a reciclagem como uma opção de destinação.

Dentre os artigos que avaliaram cenários de destinação para o PLA, quatro dos seis consideraram a compostagem como destinação. Segundo MISTRY *et al.* (2023), recomenda-se que a compostagem dos resíduos de PLA seja realizada em instalações de compostagem industrial. Isso porque tais instalações proporcionam a manutenção de temperaturas elevadas por um período prolongado, o que não é comumente alcançado nas pilhas de compostagem domésticas. Dos artigos analisados, apenas BISHOP *et al.* (2021) considerou esse tipo de compostagem em seus estudos.

Para traçar um cenário de *business-as-usual*, foi analisado o relatório da WWF sobre plásticos (2019) no mundo, que indica que 63% dos resíduos plásticos foram gerenciados de maneira adequada. Dentre esses, 28% foram destinados a aterros regulamentados, 20% foram reciclados e 15% foram incinerados industrialmente. Dos 37% restantes, que não receberam um gerenciamento adequado, 14% foram descartados diretamente no solo ou em corpos d'água, 12% foram enviados para lixões, e 11% dos resíduos não foram sequer coletados.

Segundo a ABREMA (2023) estima-se que 61,1% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados no Brasil, em 2022, foram direcionados para aterros sanitários e que 38,9% foram para disposição final inadequada. Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2022), nem todo o volume gerado é coletado devido à insuficiência do serviço público de coleta, associada à baixa consciência sanitária e ambiental da sociedade, que ainda descarta seus resíduos de forma inadequada. Em 2022, cerca de 93% dos resíduos sólidos urbanos no Brasil foram coletados, somando mais de 196 mil toneladas por dia. No entanto, os 7% não coletados representam mais de 5 milhões de toneladas descartadas de forma inadequada, gerando impactos ambientais e riscos à saúde pública. O documento ainda informa que os resíduos plásticos representam 16,8% de todos os resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil, dos quais apenas 22,1% são reciclados, sendo 43,3% deste percentual referente ao PET. Isso significa que a reciclagem de plásticos do tipo PET corresponde a 9,6% do total de plásticos reciclados.



Para compor o cenário atual de gestão de resíduos de PET, foi incluída a porcentagem referente à reciclagem deste material dentro do percentual de destinação ambientalmente adequada. Assim, este trabalho considera as seguintes formas de destinação dos resíduos plásticos do tipo PET no Brasil, no contexto de um cenário "*business-as-usual*", conforme detalhado na Tabela 6:

Tabela 6 - Destinação de resíduos plásticos de PET (Cenário "*Business-as-usual*")

Destinação	Percentual (%)
Aterro Sanitário	51,5
Reciclagem	9,6
Irregular	38,9

No cenário de gestão atual do PLA, a reciclagem desse polímero não será considerada, pois a produção e a reciclagem de PLA ainda enfrentam desafios significativos no Brasil. A Tabela 7 apresenta as formas de destinação dos resíduos plásticos do tipo PLA no Brasil, no contexto de um cenário "*business-as-usual*":

Tabela 7 - Destinação de Resíduos Plásticos de PLA (Cenário "*Business-as-usual*")

Destinação	Percentual (%)
Aterro Sanitário	61,1
Irregular	38,9

Para a elaboração de um cenário ideal, foram consideradas as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos para 2040 (BRASIL, 2022). A meta 3 prevê o encerramento dos lixões e aterros controlados, enquanto o indicador 3.1 estabelece a ampliação da cobertura da coleta de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil para 100% até 2040. Além disso, a meta 6 visa aumentar a recuperação de materiais recicláveis dos RSU, o que inclui os polímeros de PET e PLA, com a meta de alcançar uma taxa de recuperação de 20% até 2040.

Alinhado com a meta 7, será considerada especificamente para o PLA a projeção de recuperação da fração orgânica em 13,5% até 2040. Isso incluirá rotas tecnológicas como compostagem e digestão anaeróbia.

Dessa forma, a Tabela 8 apresenta o cenário "*gestão adequada*" para o PET, enquanto a Tabela 9 apresenta o cenário "*gestão adequada*" para o PLA.:

Tabela 8 - Destinação de resíduos plásticos de PET (Cenário “*gestão adequada*”)

Destinação	Percentual (%)
Aterro Sanitário	80
Reciclagem	20

Tabela 9 - Destinação de Resíduos Plásticos de PLA (Cenário “*gestão adequada*”)

Destinação	Percentual (%)
Aterro Sanitário	66,5
Reciclagem	20
Compostagem	13,5

#### 4.2. Definição de objetivo, escopo, unidade funcional (UF) e fluxo de referência

Para iniciar o estudo, foi fundamental compreender o ciclo de vida das resinas compostas por PET e PLA. Esse entendimento abrangeu diversas etapas, desde o cultivo agrícola do milho, utilizado na produção do PLA, nos Estados Unidos, até os processos de fabricação e importação das resinas PET provenientes da China. O estudo também considerou o transporte marítimo e terrestre para a distribuição desses materiais, além de avaliar os cenários de pós-consumo.

Os dados utilizados para a composição do ICV foram obtidos a partir de diversas fontes. A literatura científica foi consultada, além da base de dados da Ecoinvent 3.8.

O objetivo desta ACV foi analisar os impactos ambientais associados ao ciclo produtivo das resinas PET e PLA, considerando as etapas de cultivo e extração da matéria-prima, processo de produção, transporte e descarte. A resina de PLA foi considerada importada dos Estados Unidos para São Paulo (SP) para moldagem, enquanto o PET foi importado da China, também com destino a São Paulo (SP), sendo utilizado no mercado interno e descartado no Brasil.

O escopo do estudo, conforme ilustrado nas Figuras 1 e 2, abrangeu os processos relacionados aos dois tipos de polímeros considerados. Esses processos incluem a extração da matéria-prima, a produção da resina, o transporte da resina até os portos de exportação, o transporte marítimo até o porto de Santos (SP, Brasil), o transporte interno até as fábricas de transformação plástica em São Paulo (SP) e o tratamento do fim de vida dos produtos. Em relação à fase de uso, vale ressaltar que, embora existam impactos ambientais associados, como os relacionados à lavagem para reutilização, refrigeração e possível geração de microplásticos, esses aspectos geralmente não são considerados de forma significativa nas análises tradicionais,

porém para esta análise são consideradas as principais fontes de geração de micro e macroplásticos no ciclo de vida.

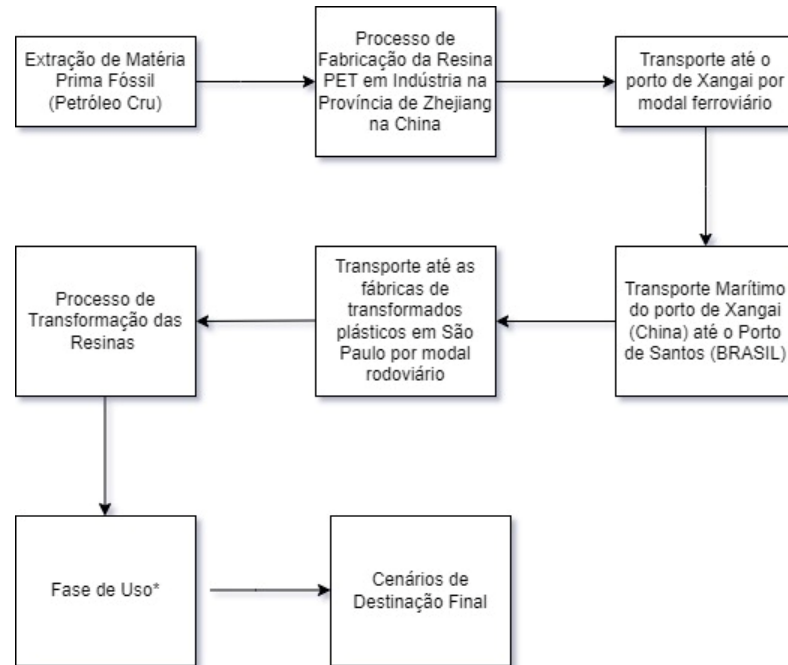


Figura 1 - Ciclo de Vida para Resina de PET (Elaboração Própria)

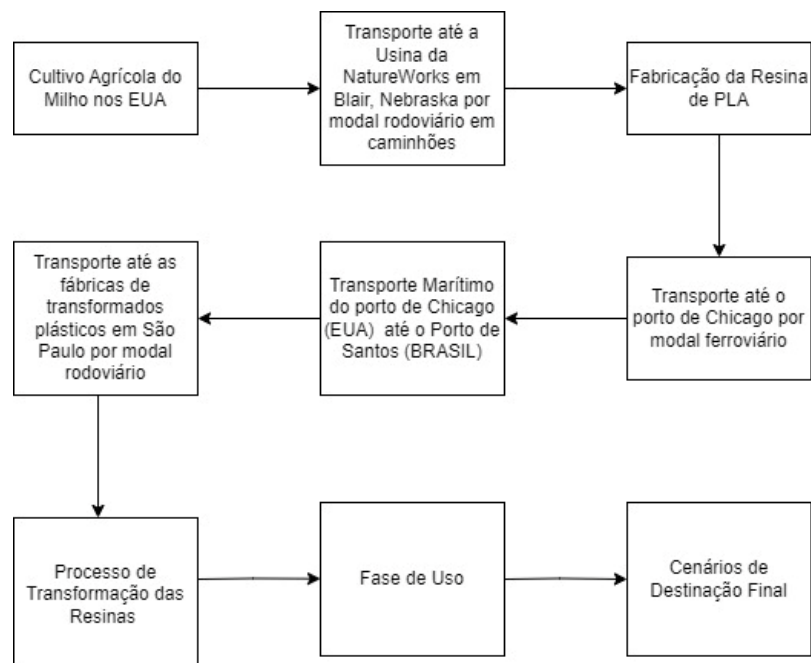


Figura 2 - Ciclo de Vida para Resina de PLA (Elaboração Própria)

De acordo com TAMBURINI et al. (2021), a unidade funcional (UF) é definida como a performance quantificada de um sistema de produto que descreve a função do produto. O fluxo

de referência é entendido como a quantidade de produto necessária para atender à UF estabelecida. Neste trabalho foi considerada como UF a produção de um copo descartável de PET ou PLA de 473 ml (equivalente ao volume comercial de 16Oz), similar ao da Figura 3, a partir de resina virgem de ambos os polímeros. Já o fluxo de referência são as quantidades 16,3g de resina de PLA e 18g de resina de PET, incluindo o copo e a tampa, conforme dados apresentados no estudo de AMERICAS (2009).



Figura 3 - Copo de 16 Oz (PLA ou PET) - Fonte: Tairchu Enterprise

#### 4.3. Construção do Inventário do Ciclo de Vida

REZVANI *et al.* (2021) e BENAVIDES *et al.* (2020) apresentam em seus artigos um levantamento sobre as etapas do ciclo de vida do PLA. Os autores apresentam as quantidades de material e energia utilizados para a produção de 1kg de PLA proveniente do cultivo do milho, que foram adaptadas para a unidade funcional deste trabalho (referente a 16,3 g de PLA), e apresentadas na Tabela 10. Os autores abordaram diversas etapas do ciclo de vida do PLA em seus estudos, incluindo o cultivo agrícola, a aplicação de fertilizantes nitrogenados e orgânicos, a mudança de uso do solo, o uso de máquinas agrícolas, além de todo o processo de produção até a obtenção da resina de PLA. Também foram consideradas as fases de transporte da matéria-prima até as usinas e do produto até os pontos de consumo. No entanto, nenhum dos artigos analisou o transporte dos produtos até sua destinação final, a possível remoção de dióxido de carbono pelo plantio das culturas, nem a disposição e manutenção de equipamentos e infraestrutura.

Com base em MORÃO E DE BIE (2019), não foi considerado o sequestro de CO<sub>2</sub> relacionado ao cultivo do milho, uma vez que a ACV será realizada do berço ao túmulo. O

carbono biogênico sequestrado é considerado neutro em CO<sub>2</sub>, pois é liberado novamente na fase de fim de vida.

Tabela 10 - Dados de Inventário para o PLA segundo REZVANI et al. (2021) e BENAVIDES et al. (2020)

Entrada de Massa	Valor	Unidade
Milho	20,86	g
Oxigênio	2,84	mg
Ácido Sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	4,08	g
Cloreto de Sódio (NaCl)	1,79	g
Gás Nitrogênio	0,16	g
Bauxitas (sais de alumínio)	0,10	mg
Barita (sulfato de bário, BaSO <sub>4</sub> )	0,02	g
Ferro (Fe)	0,01	g
Chumbo (Pb)	0,03	mg
Calcário (CaCO <sub>3</sub> )	12,88	g
Areia (SiO <sub>2</sub> )	0,16	g
Fosfato (como P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,16	g
Enxofre (elementar)	0,16	g
Dolomita	0,07	mg
Olivina	0,05	mg
Cloreto de potássio (KCl)	0,33	g
Caulim	0,33	g
Aço reciclado	1,09	g
Entrada de Energia	Valor	Unidade
Gás Natural	321,11	kJ
Consumo de Eletricidade	108,88	kJ
Óleo Residual	55,26	kJ
Carvão Mineral	3,91	kJ
Hidrogênio	1,47	kJ

Para o inventário de ACV do PET, foram utilizados os dados levantados por TAMBURINI *et al.* (2021), apresentados na Tabela 11. O autor considera valores de entrada para 19,10 g de PET. Assim, para obter os valores correspondentes a 18 g de PET foi realizado o cálculo proporcional.

Tabela 11 - Dados de inventário para o PET segundo TAMBURINI et al. (2021)

Processo	Componente	Quantidade	Unidade
Síntese de Óxido de Etileno	Elettricidade	1,65	Wh
	Etileno	14,89	g
	Oxigênio	8,28	g
Síntese de MEG	Óxido de etileno	12,96	g
	Elettricidade	7,02	Wh
	Água de torneira	111,24	g
Síntese de PTA	Ácido tereftálico purificado	18,00	g
Produção de Resina PET	MEG	6,30	g
	PTA	15,66	g
	Elettricidade	11,17	Wh
	Calor	0,23	MJ
Produção de Garrafa PET	Resina PET	18,00	g
	Moldagem/Estiramento	18,00	g

As informações sobre distâncias marítimas entre portos foram obtidas da plataforma *Sea Distances*, que fornece dados globais sobre rotas marítimas. Para calcular a distância entre os portos de Xangai e Santos no transporte de resinas de PET, foi adotado de forma conservadora o maior trajeto possível entre as cinco simulações realizadas, totalizando 13.541 milhas náuticas via Canal de Suez. Por outro lado, para as distâncias entre os portos de Chicago e Santos no transporte de resinas de PLA, foi considerado o único cenário disponível, que indica uma distância de 6.606 milhas náuticas.

Para o transporte terrestre, utilizou-se o Google Maps, uma ferramenta projetada para estimar distâncias percorridas e otimizar rotas de transporte. Com base nessa ferramenta, foram considerados os seguintes trechos:

- Porto de Santos às fábricas do ABC Paulista via modal rodoviário: Adotou-se uma distância média até a cidade mais distante do ABC, São Caetano do Sul, totalizando 66,3 km, como uma estimativa conservadora.
- Áreas de cultivo de milho em Nebraska à unidade da NatureWorks via modal rodoviário: Foi considerada uma distância média de 231 milhas entre o centro de Nebraska e a unidade de produção da NatureWorks.

- Áreas de Fábricas da Província de Zhejiang ao Porto de Xangai via modal ferroviário: Estimou-se uma média de 210 km, utilizando uma linha reta no Google Maps.
- Fábrica da NatureWorks ao Porto de Chicago via modal ferroviário: A distância considerada entre a NatureWorks e o Porto de Chicago foi de 710 km, utilizando uma linha reta no Google Maps.

Essas distâncias foram adotadas para garantir uma avaliação conservadora e consistente do transporte terrestre ao longo de diferentes rotas e estão apresentadas de forma resumida na Tabela 12.

Tabela 12 - Distâncias consideradas para modelagem das rotas de importação

Modal	Trecho	Distância	Unidade
Marítimo	Porto de Xangai - Porto de Santos	13.541	Milhas Náuticas
Marítimo	Porto de Chicago - Porto de Santos	6.606	Milhas Náuticas
Ferroviário	Fábricas da Província de Zhejiang - Porto de Xangai	210	km
Ferroviário	Fábrica da NatureWorks - Porto de Chicago	710	km
Rodoviário	Áreas de cultivo de milho em Nebraska - Unidade da NatureWorks	231	Milhas
Rodoviário	Porto de Santos - Fábricas do ABC Paulista	66,3	Km

#### 4.3.1. Construção do Inventário do Ciclo de Vida no SIMAPRO

Os processos foram incluídos no SIMAPRO 9.4.0.3 e determinados conforme descrito no Anexo VII para cada um dos quatro cenários. Vale ressaltar que os consumos de eletricidade dentro de um mesmo processo foram somados e inseridos de forma única para garantir a precisão nos cálculos e evitar duplicidades. O consumo de eletricidade para a produção de polímeros de PET, por exemplo, foi analisado com base na produção de resinas na China, utilizando o processo unitário conforme os dados da "China Southern Power Grid". Embora a província de Zhejiang não esteja localizada na região sudoeste, esta foi considerada a mais próxima para os cálculos. Para os outros processos envolvidos, optou-se por utilizar dados que representassem qualquer local do mundo, quando não houvesse dados específicos regionais.

No que diz respeito à geração de calor, considerou-se o processo de geração por vapor nas indústrias químicas, dada sua relevância para o contexto. Para os transportes, foi necessário converter os dados para a unidade t.km, que representa a quantidade de carga transportada por

distância (tonelada vezes quilômetro). Além disso, a conversão de milhas náuticas (NM) para quilômetros foi realizada utilizando a equivalência de 1 milha náutica = 1,852 quilômetros.

Para a classificação do descarte irregular, utilizou-se a categoria "*Non Hazardous Waste, unspecified treatment*" (tratamento não especificado de resíduos não perigosos), pois a base de dados não oferece uma opção para descarte a céu aberto ou diretamente em solo ou corpos hídricos. Os inputs referentes à Olivina foram tratados como Dolomita, devido à ausência de registros desse material na base de dados disponível. Os valores de energia para o hidrogênio foram convertidos para valores de massa, correspondendo a 0,0122g, considerando o poder calorífico inferior (PCI) do hidrogênio, em média, de 120 MJ/kg.

#### 4.3.2. Construção do Inventário de Vazamentos de Macro e Microplásticos

A metodologia do PLP foi aplicada para a construção do inventário de vazamentos. Dentre as categorias com metodologia definida, foram identificadas as seguintes, relacionadas ao ciclo de vida das resinas PET e PLA: vazamento de macroplásticos provenientes de resíduos plásticos, vazamento de micropartículas devido à abrasão de pneus durante o transporte e vazamento de microplásticos resultantes da produção de plásticos (PEANO *et al.*, 2020).

#### 4.3.3. Inventário de vazamento de macroplásticos provenientes de resíduos plásticos

Para o cálculo de vazamento de macroplásticos provenientes de resíduos plásticos, foi considerado que o compartimento ambiental final destes resíduos seria o oceano. A metodologia apresenta a fórmula necessária para cálculo, conforme Equação 1.

$$\begin{aligned} \text{Equação 1 : } Macro_{\text{Resíduos para oceano}} \\ = (\text{Massa de Resíduos Plásticos (kg)} \times \text{Taxa de Perda}_{\text{Brasil}} \\ \times (\text{Taxa Lançamento}_{\text{Oceano}} + \text{Taxa Lançamento}_{\text{Água Doce}}) \\ \times \text{Taxa Redistribuição}_{\text{Oceano}}) \end{aligned}$$

Para aplicação da fórmula, foi necessário definir algumas premissas. A metodologia apresenta valores padrão para as variáveis apresentadas na equação acima.

##### 4.3.3.1. Taxa de perda para o Brasil

A taxa de perda para o Brasil é disponibilizada na planilha de apoio desenvolvida pela iniciativa, denominada "PLP\_Sectorial\_Guidances\_Generic\_data\_May2020", que leva em consideração os percentuais para cada tipo de destinação no Brasil, com base nos dados do



World Bank (2018) - *What a Waste 2.0*, conforme Anexo I. A metodologia calcula automaticamente a taxa de perda levando em consideração o somatório da taxa de perda de embalagens plásticas e produtos transferidos através de um caminho direto, taxa de despejo ilegal, taxa de descarte e taxa de aterro sanitário. Para o desenvolvimento deste trabalho, os percentuais foram alterados de acordo com cada cenário de destinação de resíduos: “*business as usual*” e “*gestão adequada*”, para cada tipo de polímero.

É importante destacar que a taxa de cobertura de coleta foi mantida conforme apresentada pela metodologia PLP (PEANO *et al.*, 2020), de 91,3%, retirada da World Bank (2018) - *What a Waste 2.0*. Além disso, a classificação “*open dump*” — que, em português, significa lixão a céu aberto — foi considerada como despejo irregular. Dessa forma, os parâmetros considerados para a taxa de perda estão apresentados nas planilhas adaptadas da metodologia, no Anexo II.

#### 4.3.3.2. Lançamento para o oceano e para água doce

De acordo com a PLP (PEANO *et al.*, 2020), a taxa de lançamento para os compartimentos oceânicos, terrestres e de água doce depende do valor residual e do tamanho das partículas. Os polímeros de baixo, médio e alto valor residual são definidos da seguinte forma:

- Baixo valor: aplicações e polímeros com baixo potencial de reciclagem em um mercado específico;
- Médio valor: polímero com potencial de reciclagem, mas associado a uma aplicação que não é facilmente coletada nem reciclada (por exemplo, formato pequeno);
- Alto valor: aplicação e polímero que são facilmente coletados e reciclados em um mercado específico.

Já em relação ao tamanho das partículas, a metodologia considera:

- Tamanho pequeno (< 5 cm);
- Tamanho médio (5-25 cm);
- Tamanho grande (> 25 cm).

Com o cruzamento das informações apresentadas anteriormente, são definidas as taxas, conforme Anexo III. Dessa forma, foi aplicado o valor para  $(\text{Lançamento}_{\text{Oceano}} + \text{Lançamento}_{\text{Água Doce}})$  de 10%, considerando que os resíduos são de alto valor residual e de tamanho médio.

#### 4.3.3.3. Taxa de redistribuição

De acordo com a PLP (PEANO *et al.*, 2020), a taxa de redistribuição deve ser considerada como 1 (um), uma vez que considera que 100% dos microplásticos liberados no oceano e em águas doces são assumidos como sendo finalmente redistribuídos para o oceano.

#### 4.3.4. Inventário de vazamento de micropartículas devido ao desgaste de pneus durante o transporte

Para o cálculo de vazamento de micropartículas devido ao desgaste de pneus durante o transporte das resinas nas fases do ciclo de vida, foram consideradas as distâncias percorridas por transportes do modal rodoviário. Foi utilizado como premissa que o tipo de veículo a ser considerado seria o caminhão médio/pesado de curta distância. Especificamente, esses vazamentos se referem à fração de polímero da banda de rodagem dos pneus. A metodologia desenvolvida por PEANO *et al.* (2020) apresenta as fórmulas necessárias para cálculo, conforme equações a seguir.

$$\begin{aligned}
 & \text{Equação 2: Perda Total por Pneus}_{\text{Caminhão}} (\text{kg microplástico}) \\
 & = \text{Distância Percorrida pelo Caminhão (veículo * Km)} \times \\
 & \text{Perdas}_{\text{Pneus}_{\text{Caminhão}}} \left( \frac{\text{kg micro na banda de rodagem}}{\text{veículo * km}} \right) \times \\
 & \text{Participação Polímero}_{\text{Pneus}_{\text{Caminhão}}} \left( \text{kg} \frac{\text{microplástico}}{\text{banda de rodagem}} \right)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 & \text{Equação 3: Vazamento de Microplásticos para o Oceano (kg microplástico)} \\
 & = \text{Perda Total por Pneus}_{\text{Caminhão}} (\text{kg microplástico}) \\
 & \times \text{Taxa Lançamento}_{\text{Água Doce}} \times \text{Taxa Redistribuição}_{\text{Água Doce para Oceano}}
 \end{aligned}$$

Para aplicação da fórmula, foi necessário definir algumas premissas. A metodologia apresenta valores padrão para as variáveis apresentadas nas equações acima.

#### 4.3.4.1. Distância percorrida pelo caminhão

Para aplicação da fórmula, foram consideradas as distâncias percorridas, com as unidades transformadas de milhas para quilômetros. Foi usado o fator de 1 milha = 1,60934 km. Dessa forma, foi obtida a distância total percorrida conforme Tabelas 13 e 14.

Tabela 13 - Distâncias consideradas no ciclo de vida do PLA

Modal	Trecho	Valor	Unidade
Rodoviário	Áreas de cultivo de milho em Nebraska - Unidade da NatureWorks	371,76	Km
Rodoviário	Porto de Santos - Fábricas do ABC Paulista	66,3	Km
Distância Total		438,06	Km

Tabela 14 - Distâncias consideradas no ciclo de vida do PET

Modal	Trecho	Valor	Unidade
Rodoviário	Porto de Santos - Fábricas do ABC Paulista	66,3	Km
Distância Total		66,3	Km

#### 4.3.4.2. Perdas pelos pneus do caminhão e participação do polímero

Tanto a perda da banda de rodagem dos pneus por quilômetro quanto a participação do polímero (borracha sintética + borracha natural) na banda de rodagem dos pneus variam de acordo com o tipo de veículo utilizado para o transporte rodoviário. Foi utilizado o valor de 658 mg/km para a perda da banda de rodagem de 0,6 kg/kg, com base na premissa assumida de que o transporte é realizado por caminhões médios ou pesados de curta distância (ETRMA, 2019). A tabela com os valores padrão apresentados está no Anexo III e no Anexo IV.

#### 4.3.4.3. Taxa lançamento (água doce) e taxa redistribuição (água doce para oceano)

A metodologia define o valor da taxa de lançamento de Partículas de Desgaste de Pneus e Estrada (TRWP, na sigla em inglês) para compartimentos de água doce. A tabela com o valor padrão apresentado está no Anexo V e corresponde ao valor de 16,77% (PEANO *et al.*, 2020). Já a taxa de redistribuição para o oceano é calculada conforme equação a seguir:

*Equação 4: Taxa de Redistribuição (Água Doce para Oceano)*

$$= 1 - \text{Taxa de TRWP capturada nos sedimentos de água doce.}$$

A taxa de TRWP capturada nos sedimentos de água doce é padrão e definida como 90%, conforme apresentado no Anexo VI (UNICE *et al.*, 2018). Sendo assim, a Taxa de Redistribuição (Água Doce para Oceano) fica definida como 10%;

#### **4.3.5. Inventário de vazamento de microplásticos devido à produção de pellets de plástico**

Para o cálculo de vazamento de microplásticos devido à produção de pellets de plástico, foram consideradas as massas de pellets. A metodologia PLP (PEANO *et al.*, 2020) orienta para utilização da Equação 3, que foi adaptada para a Equação 5. Vale ressaltar que nas diretrizes citadas, o termo "perda de pellets" se refere exclusivamente aos pellets que são derramados durante o manuseio e não recuperados, acabando por contaminar o meio ambiente. Ele não inclui todos os pellets que deixam o processo de fabricação, pois alguns são descartados de forma adequada e não representam risco ambiental.

*Equação 5: Vazamento de Microplásticos para o Oceano (kg microplástico)*

$$= \text{Massa de Pellets de Plástico (kg)}$$

$$\times \text{Taxa de Perda} \times \text{Taxa Lançamento}_{\text{Água Doce}}$$

$$\times \text{Taxa Redistribuição}_{\text{Água Doce para Oceano}}$$

A metodologia indica que a taxa média de perda acumulada em todas as etapas mencionadas anteriormente é de aproximadamente 0,01%. Já a taxa de lançamento para água doce é a mesma do item 5.1.2.3, que equivale a 16,77%. A Equação 4 também é aplicada para o cálculo da taxa de redistribuição. Porém, adota-se uma taxa de retenção de 30% para sedimentos fluviais. PEANO *et al.* (2020) afirmam que aproximadamente 70% da carga de microplásticos armazenada nos leitos dos rios foi removida durante enchentes, indicando que a contaminação por microplásticos é eficientemente eliminada das bacias hidrográficas dos rios em períodos de inundação.

#### **4.3.6. Avaliação do Impacto Ambiental**

Para a avaliação dos impactos ambientais associados ao ciclo de vida construído, foi adotada a metodologia ReCiPe 2016 Midpoint e a abordagem Midpoint - Hierárquica (H). No que se

refere às categorias de impacto ambiental, foram analisadas e comparadas dez categorias: aquecimento global, acidificação terrestre, eutrofização em água doce, eutrofização marinha, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade terrestre, uso da terra, escassez de recursos fósseis e escassez de recursos minerais. Adicionalmente, foram incluídas no software SimaPro mais duas categorias de impacto ambiental denominadas “Microplastic Leakage” e “Macroplastic Leakage”, desenvolvidas com base nos cálculos realizados segundo a metodologia Plastic Leak Project (PLP) (PEANO *et al.*, 2020) para cada cenário avaliado. Dessa forma, foi feita uma análise comparativa entre os 4 cenários.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir do inventário de ciclo de vida construído e da modelagem no SIMAPRO, foram obtidos os resultados apresentados no Gráfico 1 e Tabela 15.

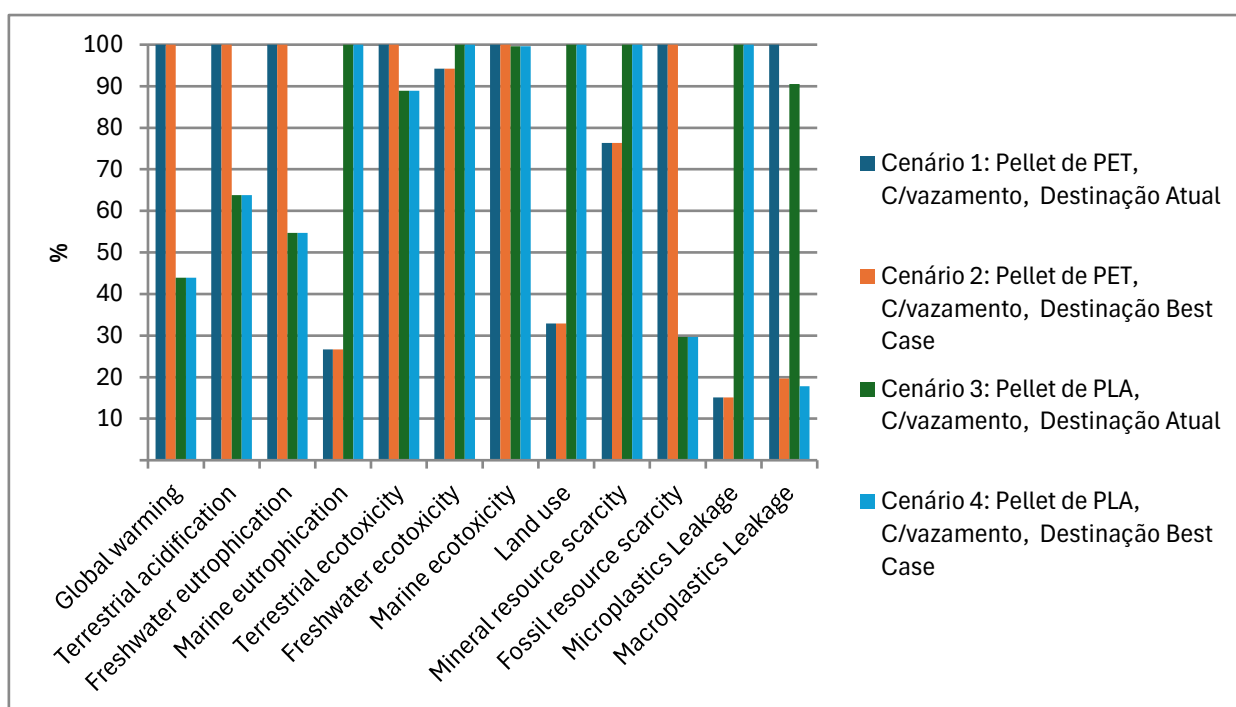


Gráfico 1 – Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental avaliada

Tabela 15 - Resultados da avaliação de impacto por categoria de impacto ambiental para cada cenário

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Aquecimento Global	kg CO2 eq	0,15	0,15	0,063	0,063
Acidificação Terrestre	g SO2 eq	0,49	0,49	0,31	0,31
Eutrofização em Água Doce	mg P eq	41,3	41,3	22,6	22,6
Eutrofização Marinha	mg N eq	3,51	3,51	13,2	13,2
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB	0,30	0,30	0,27	0,27
Ecotoxicidade em Água Doce	g 1,4-DCB	2,52	2,52	2,68	2,68
Ecotoxicidade Marinha	g 1,4-DCB	3,44	3,44	3,43	3,43
Uso da Terra	k m <sup>2</sup> a crop eq	2,7	2,7	8,18	8,18
Escassez de Recursos Minerais	g Cu eq	0,19	0,19	0,25	0,25
Escassez de Recursos Fósseis	kg oil eq	0,06	0,06	0,02	0,02
Vazamento de Microplásticos	g	0,37	0,37	2,42	2,42
Vazamento de Macroplásticos	g	0,80	0,16	0,72	0,14

Não foram observadas diferenças significativas entre os cenários 1 e 2, bem como entre os cenários 3 e 4, nas categorias de impacto ambiental avaliadas, exceto nas categorias relacionadas ao vazamento de micro e macroplásticos. Essa ausência de variação se deve à baixa sensibilidade das alterações propostas nos padrões de destinação final dos resíduos, as quais não foram suficientes para gerar mudanças relevantes nos resultados obtidos.

### 5.1. Cálculo do vazamento de macroplásticos de resíduos plásticos

Com base na aplicação da fórmula descrita no item 4.3.3 e a partir da definição dos parâmetros estabelecidos, foram obtidos os resultados referentes ao vazamento de macroplásticos de PLA e PET para o oceano em diferentes cenários de destinação. As Tabelas 16 a 19 apresentam os valores calculados para as condições de “business as usual” e de “gestão adequada”, permitindo a comparação entre os dois tipos de polímero e evidenciando o impacto da eficiência na gestão de resíduos sobre a redução das perdas para o meio marinho.

Os resultados demonstram que a adoção de práticas de gestão adequada de resíduos reduz significativamente o vazamento de macroplásticos para o oceano. Para ambos os polímeros avaliados, PLA e PET, observa-se uma diminuição expressiva da quantidade perdida, passando de 0,72 g para 0,14 g no caso do PLA e de 0,80 g para 0,16 g no caso do PET. Esses valores evidenciam o papel crucial da eficiência na gestão de resíduos como estratégia para mitigar a poluição marinha por plásticos.

Tabela 16 - Vazamento de macroplástico de PLA para o oceano no cenário de destinação “business as usual”

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa de Resíduo Plástico	16,3	g
Taxa de Perda_Brasil	44,22%	%
Taxa de Lançamento_Oceano + Água Doce	10,00%	%
Redistribuição Oceano	100,00%	%
Vazamento de Macroplásticos	0,72	g

Tabela 17 - Vazamento de macroplástico de PLA para o oceano no cenário de destinação “gestão adequada”

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa de Resíduo Plástico	16,3	g
Taxa de Perda_Brasil	8,70%	%
Taxa de Lançamento_Oceano + Água Doce	10,00%	%
Redistribuição Oceano	100,00%	%
Vazamento de Macroplásticos	0,14	g

Tabela 18 - Vazamento de macroplástico de PET para o oceano no cenário de destinação “business as usual”

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa de Resíduo Plástico	18,0	g
Taxa de Perda_Brasil	44,22%	%
Taxa de Lançamento_Oceano + Água Doce	10%	%
Redistribuição Oceano	100%	%
Vazamento de Macroplásticos	0,80	g

Tabela 19 - Vazamento de macroplástico de PET para o Oceano no cenário de destinação “gestão adequada”

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa de Resíduo Plástico	18,0	g
Taxa de Perda_Brasil	8,7%	%
Taxa de Lançamento_Oceano + Água Doce	10%	%
Redistribuição Oceano	100%	%
Vazamento de Macroplásticos	0,16	g

## 5.2. Cálculo do vazamento de micropartículas devido ao desgaste de pneus durante o transporte

Com base na aplicação das fórmulas descritas no item 4.3.4 e considerando os parâmetros definidos, foram estimados os valores de vazamento de micropartículas para o oceano decorrentes do transporte de PLA e PET. As Tabelas 20 e 21 apresentam os resultados

obtidos, permitindo a comparação entre os dois materiais e evidenciando diferenças significativas na quantidade de micropartículas potencialmente liberadas no meio marinho.

Os resultados indicam que o transporte de PLA gera uma contribuição muito maior para o vazamento de micropartículas no oceano em comparação ao PET. Enquanto o PLA apresenta um vazamento de 2,42 g, o PET resulta em apenas 0,37 g, correspondendo a uma diferença superior a seis vezes entre os dois materiais. Essa disparidade evidencia a maior presença do modal rodoviário no ciclo de vida do PLA que tem potencial de liberar micropartículas durante o transporte.

Tabela 20 - Vazamento de micropartículas para o oceano referente ao transporte de PLA

Parâmetro	Valor	Unidade
Taxa Lançamento (Água Doce)	16,77%	%
Taxa Redistribuição (Água Doce para Oceano)	10,0%	%
Vazamento de Micropartículas para o Oceano	2,42	g

Tabela 21 - Vazamento de micropartículas para o oceano referente ao transporte de PET

Parâmetro	Valor	Unidade
Taxa Lançamento (Água Doce)	16,77%	%
Taxa Redistribuição (Água Doce para Oceano)	10,0%	%
Vazamento de Micropartículas para o Oceano	0,37	g

### 5.3. Cálculo do vazamento de microplásticos devido à produção de pellets de plástico

A partir da aplicação da fórmula descrita no item 4.3.5 e da definição dos parâmetros considerados, foram obtidos os resultados referentes ao vazamento de microplásticos para o oceano decorrente da produção de pellets de PLA e PET. As Tabelas 22 e 23 apresentam os valores estimados para cada material, permitindo uma análise comparativa sobre o potencial de perdas associadas a essa etapa do ciclo produtivo.

Os resultados mostram que as perdas de microplásticos durante a produção de pellets são muito pequenas para ambos os materiais, mantendo-se na ordem de décimos de miligrama. O PLA apresentou um vazamento de 0,19 mg e o PET de 0,21 mg, valores bastante próximos entre si. Essa similaridade sugere que, no contexto da produção de pellets, não há diferença significativa no comportamento dos dois polímeros quanto ao potencial de liberação de microplásticos para o oceano, uma vez que a taxa de perda é constante e as quantidades de pellet consideradas para a unidade funcional diferem de forma pouco significativa.



Tabela 22 - Vazamento de microplástico para o oceano referente à produção de pellets de PLA

Parâmetro	Valor	Unidade
Quantidade de Pellet	16,3	g
Taxa de Perda	0,01%	%
Taxa Lançamento (Água Doce)	16,77%	%
Taxa Redistribuição (Água Doce para Oceano)	70,0%	%
Vazamento de Microplásticos para o Oceano	0,19	mg

Tabela 23 - Vazamento de microplástico para o oceano referente à produção de pellets de PET

Parâmetro	Valor	Unidade
Massa de Pellet de Plástico	18,0	kg
Taxa de Perda	0,01%	%
Taxa Lançamento (Água Doce)	16,77%	%
Taxa Redistribuição (Água Doce para Oceano)	70,0%	%
Vazamento de Microplásticos para o Oceano	0,21	mg

#### 5.4. Pegada de carbono

Em relação à pegada de carbono, conforme apresentado no Gráfico 2, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) evidenciou que a produção de PET apresenta uma contribuição significativa para o aquecimento global, enquanto a produção de PLA responde por aproximadamente 44% desse impacto. Em termos de emissões de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>eq), conforme demonstrado na Tabela 24, o ciclo de vida do PET gerou aproximadamente 0,145 kg CO<sub>2</sub>eq por unidade funcional, ao passo que o PLA resultou em cerca de 0,0639 kg CO<sub>2</sub>eq para a unidade funcional.

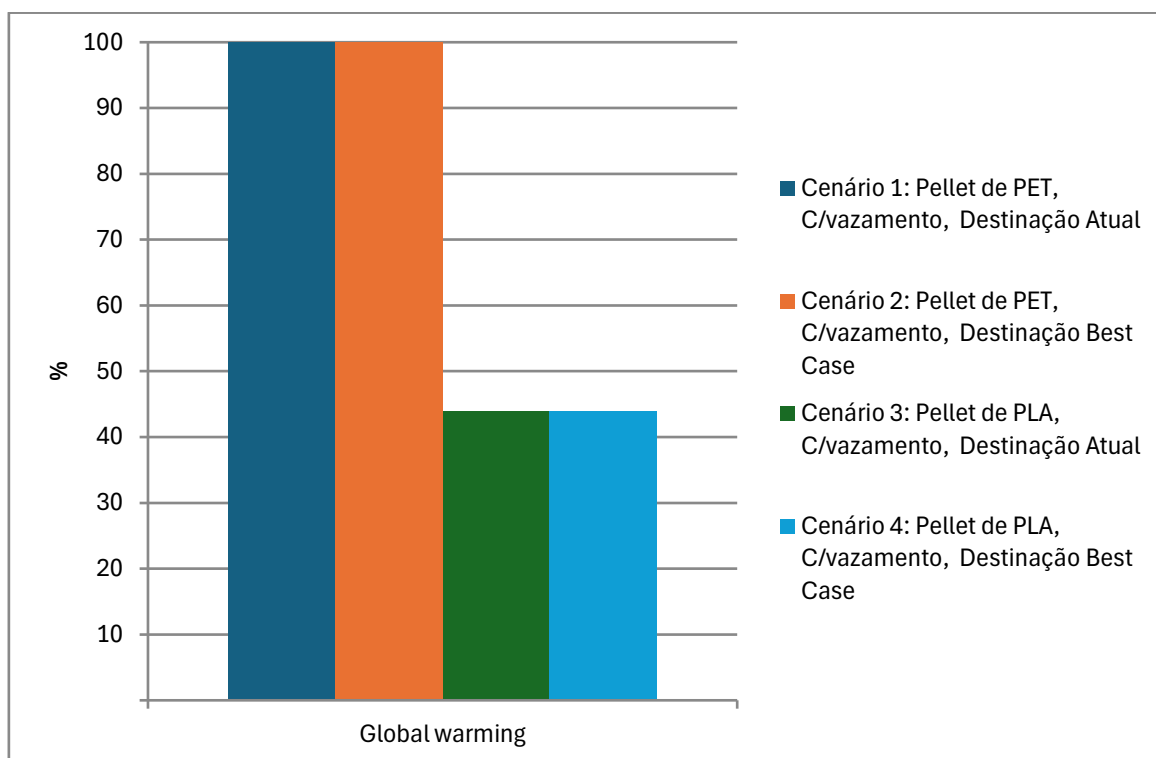


Gráfico 2 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de aquecimento global

Uma análise mais detalhada da contribuição de cada processo para o impacto de aquecimento global, conforme Tabela 24, indicou a predominância de três gases de efeito estufa (GEE). De acordo com o GHG Protocol (FGV, 2008) — principal referencial metodológico internacional para o cálculo de emissões de GEE — esses três gases ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ) são os principais responsáveis pelas alterações climáticas.

As diferenças observadas entre os cenários de PET e PLA podem ser explicadas da seguinte forma:

- ✓ No ciclo de vida do PLA, especialmente na etapa de cultivo agrícola, há o uso intensivo de fertilizantes nitrogenados. Esses insumos podem gerar emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) para a atmosfera, sobretudo após processos de lixiviação para corpos hídricos. Esse fator justifica as maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  observadas nos Cenários 3 e 4, associados ao PLA. Além disso, os processos relacionados a queima de gás natural em motores para geração de eletricidade em áreas de armazenamento foram significativos em termos de emissões de gases de efeito estufa.
- ✓ No ciclo de vida do PET, é necessária a extração de petróleo bruto como matéria-prima para o processo produtivo. Durante as etapas de perfuração e extração, ocorrem

comumente emissões fugitivas de metano ( $\text{CH}_4$ ), o que contribui para a maior representatividade desse gás nos cenários relacionados ao PET em comparação ao PLA. Além disso, os processos de produção de etileno e xileno são os mais significativos em termos de contribuição para esta categoria de impacto ambiental.

Tabela 24 - Substâncias responsáveis pelo aquecimento global

Substância	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
	kg CO <sub>2</sub> eq	0,15	0,064
CO <sub>2</sub> fóssil	kg CO <sub>2</sub> eq	0,12	0,055
CH <sub>4</sub>	kg CO <sub>2</sub> eq	0,021	0,0046
N <sub>2</sub> O	kg CO <sub>2</sub> eq	0,00069	0,0041

### 5.5. Acidificação terrestre

Em relação à acidificação terrestre, conforme apresentado no Gráfico 3, a ACV evidenciou que a produção de PET apresenta uma contribuição significativa para a acidificação terrestre, enquanto a produção de PLA responde por aproximadamente 64% desse impacto.

Em termos de emissões de dióxido de enxofre equivalente ( $\text{SO}_2\text{eq}$ ), conforme demonstrado na Tabela 25, o ciclo de vida do PET gerou aproximadamente 0,000489 kg  $\text{SO}_2\text{eq}$  por unidade funcional, ao passo que o PLA resultou em cerca de 0,000312 kg  $\text{SO}_2\text{eq}$  para a sua unidade funcional.

As diferenças observadas entre os cenários de PET e PLA podem ser justificadas a partir da análise das principais fontes de emissão associadas à acidificação terrestre. Conforme apresentado na Tabela 25, a maior parte dessas emissões decorre da liberação de dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), tanto no ciclo de vida do PET quanto no do PLA. No caso do PET, o  $\text{SO}_2$  está associado, principalmente, ao processo de transporte marítimo dos pellets do polímero, uma vez que há queima de combustível fóssil. Já no ciclo de vida do PLA, as emissões estão relacionadas à queima de óleo combustível pesado em fornos e geradores de refinarias, utilizados na geração de calor durante a etapa industrial do processo de fermentação alcoólica e polimerização.

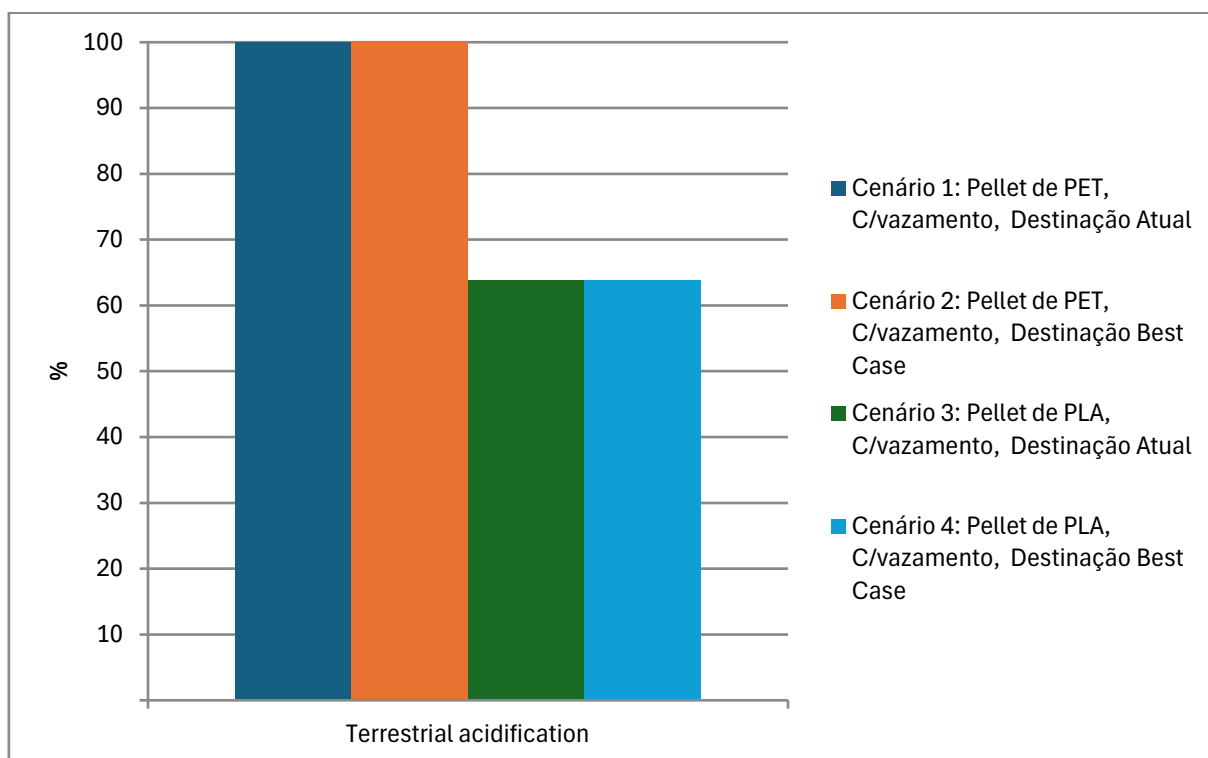


Gráfico 3 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de acidificação terrestre

Tabela 25 - Substâncias responsáveis pela acidificação terrestre

Substância	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
	kg SO2 eq	0,00049	0,00031
SO2	kg SO2 eq	0,00036	0,00019
NOX	kg SO2 eq	0,00013	0,000058
NH3	kg SO2 eq	0,0000050	0,000067

## 5.6. Eutrofização em água doce e marinha

No que se refere à eutrofização em ambientes de água doce e marinha, os dados apresentados no Gráfico 4 indicam que a ACV revelou uma contribuição expressiva da produção de PET para a eutrofização em água doce. Em contrapartida, sua participação na eutrofização marinha é relativamente menor, correspondendo a apenas 26,62% do total. Por outro lado, a produção de PLA representa aproximadamente 55% do impacto relacionado à eutrofização em água doce e é responsável por 100% do impacto identificado na eutrofização marinha.

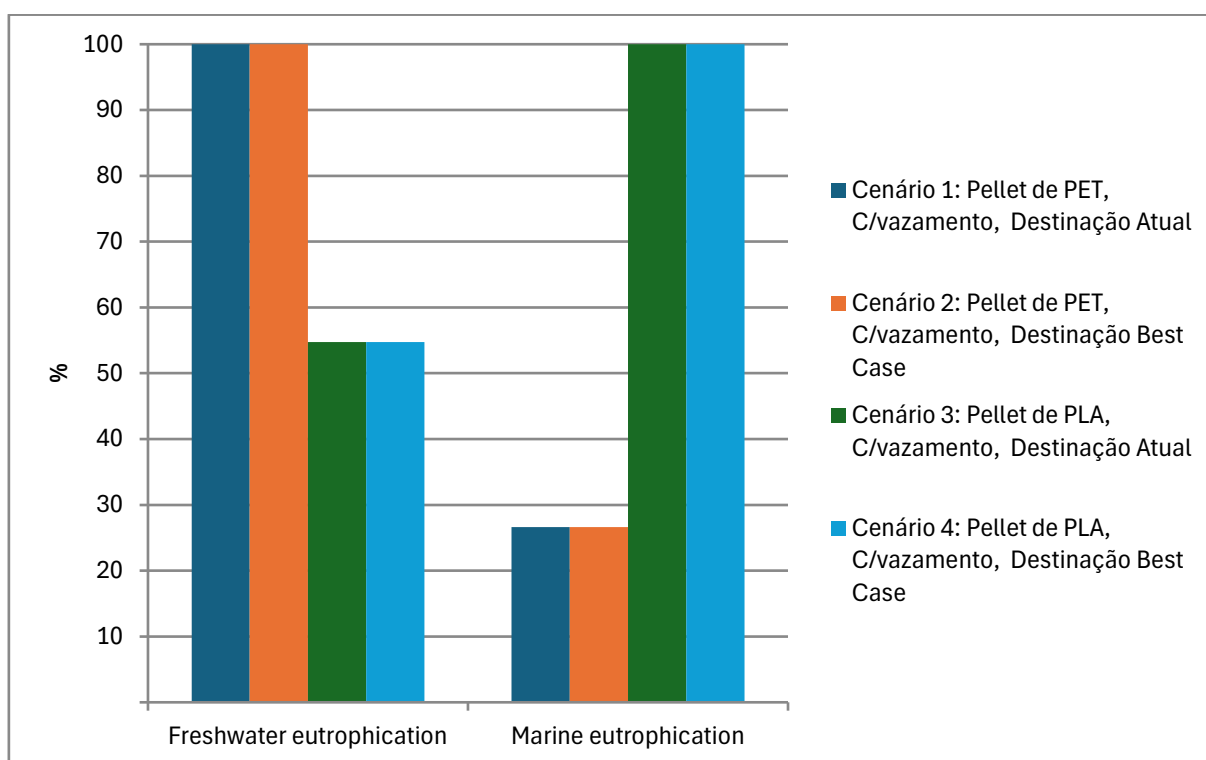


Gráfico 4 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de eutrofização em água doce e marinha

Na categoria de impacto referente à eutrofização em água doce, expressa em termos de emissões de fósforo equivalente (P eq), observa-se, conforme apresentado na Tabela 26, que o ciclo de vida do PET resultou na emissão de aproximadamente 0,0000413 kg P eq por unidade funcional. Em comparação, o PLA apresentou um impacto significativamente menor, com cerca de 0,0000226 kg P eq por unidade funcional, conforme Tabela 26. No que se refere à eutrofização marinha, conforme os dados da Tabela 26, o ciclo de vida do PET gerou em torno de 0,00000351 kg P eq por unidade funcional, enquanto o PLA apresentou um valor superior, de aproximadamente 0,0000132 kg P eq para a sua unidade funcional, conforme Tabela 26.

As diferenças observadas entre os cenários de PET e PLA podem ser compreendidas a partir da análise das principais fontes de emissão associadas à eutrofização em ambientes de água doce e marinha. Conforme evidenciado na Tabela 26, a maior parte dessas emissões está relacionada à liberação de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), no caso da eutrofização em água doce, e de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), no caso da eutrofização marinha, sendo esses elementos predominantes tanto no ciclo de vida do PET quanto no do PLA. Para o PET, as emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{NO}_3^-$  são atribuídas, principalmente, ao processo de tratamento do estéril resultante da mineração de carvão betuminoso, disposto em aterro superficial. Conforme estudado por MORENO-GONZÁLEZ *et al.* (2023), o tratamento de drenagem ácida em mineração de carvão produz estéril com carga

significativa dessas espécies. Segundo o processo de LCA aplicado pelos autores a lamas metálicas de drenagem revelaram a presença de compostos fosfatados, e demonstraram que métodos como pelletização são eficazes na remoção de P, fornecendo base técnica para atribuir emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{NO}_3^-$  em cadeias produtivas que envolvem carvão.

Já no ciclo de vida do PLA, as emissões de fosfato estão associadas ao tratamento do estéril oriundo da mineração de linhito, também destinado a aterro superficial. Estudos em estereis de mineração de lignito a céu aberto, como os da região de Lusácia, mostraram que o fósforo disponível pode ser mobilizado ou imobilizado conforme condições de pH e presença de matéria orgânica, o que justifica a atribuição de emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$  associadas ao depósito superficial desses resíduos (VETTERLEIN *et al.*, 1999). Enquanto as emissões de nitrato decorrem, majoritariamente, da produção de grãos de milho em regime de sequeiro — sistema agrícola dependente exclusivamente das precipitações naturais, sem o uso de irrigação artificial que está fortemente associada à lixiviação de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), especialmente em solos com baixa retenção e manejo inadequado de fertilizantes nitrogenados. Estudos mostram que esse sistema agrícola é um dos principais responsáveis pela emissão de nitrato para o ambiente, principalmente em áreas com preparo intensivo do solo (AMADO *et al.*, 2022).

Tabela 26 - Substâncias responsáveis pela eutrofização em água doce e marinha

Eutrofização em:	Substância	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
Água doce	Fosfato	kg P eq	0,000031	0,000018
	DBO	kg P eq	0,0000028	—
	P	kg P eq	—	0,0000016
Marinha	Nitrato	kg N eq	0,0000024	0,00000013
	Nitrogênio	kg N eq	0,0000060	0,0000031
	Íon Amônio	kg N eq	0,00000053	0,0000019

### 5.7. Ecotoxicidade terrestre, em água doce e marinha

Em relação à ecotoxicidade em ambientes terrestres, de água doce e marinhos, os dados apresentados no Gráfico 5 mostram que, ao comparar os cenários avaliados, na categoria de impacto de ecotoxicidade terrestre, o PET foi identificado como o mais significativo, com uma contribuição de 100% para essa categoria de impacto. O PLA, por sua vez, teve uma contribuição ligeiramente inferior, de 88,87%. No que diz respeito à ecotoxicidade em água doce, o PLA apresentou o maior impacto, com 100% de contribuição, enquanto o PET registrou 94,21%, resultando em uma diferença de aproximadamente 5,79% a menos em relação ao PLA.

Na categoria de ecotoxicidade marinha, o PLA teve a menor contribuição (99,59%), enquanto o PET respondeu por 100%, que representa uma diferença singela em relação aos dois polímeros. Esses dados indicam que, embora o PLA tenha um desempenho similar ao PET em termos de ecotoxicidade terrestre, ele exerce um impacto mais significativo sobre os ecossistemas aquáticos, tanto em água doce quanto no ambiente marinho.

É importante destacar que, nesta avaliação de ecotoxicidade, não foram considerados os impactos específicos gerados por microplásticos. Embora a literatura revisada aponte amplamente os efeitos ecotoxicológicos desses contaminantes, como sua persistência no ambiente, capacidade de adsorção de substâncias tóxicas e bioacumulação na biota aquática e terrestre (MENÉNDEZ-PEDRIZA & JAUMOT, 2020), observa-se que as metodologias convencionais de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ainda não incorporam de forma sistemática essa problemática em seus modelos de caracterização de impacto. Portanto, ressalta-se a necessidade de avanço nas abordagens de ACV para incluir adequadamente os potenciais impactos ambientais associados à poluição por microplásticos, de modo a fornecer resultados mais abrangentes e alinhados aos desafios emergentes da ciência ambiental.

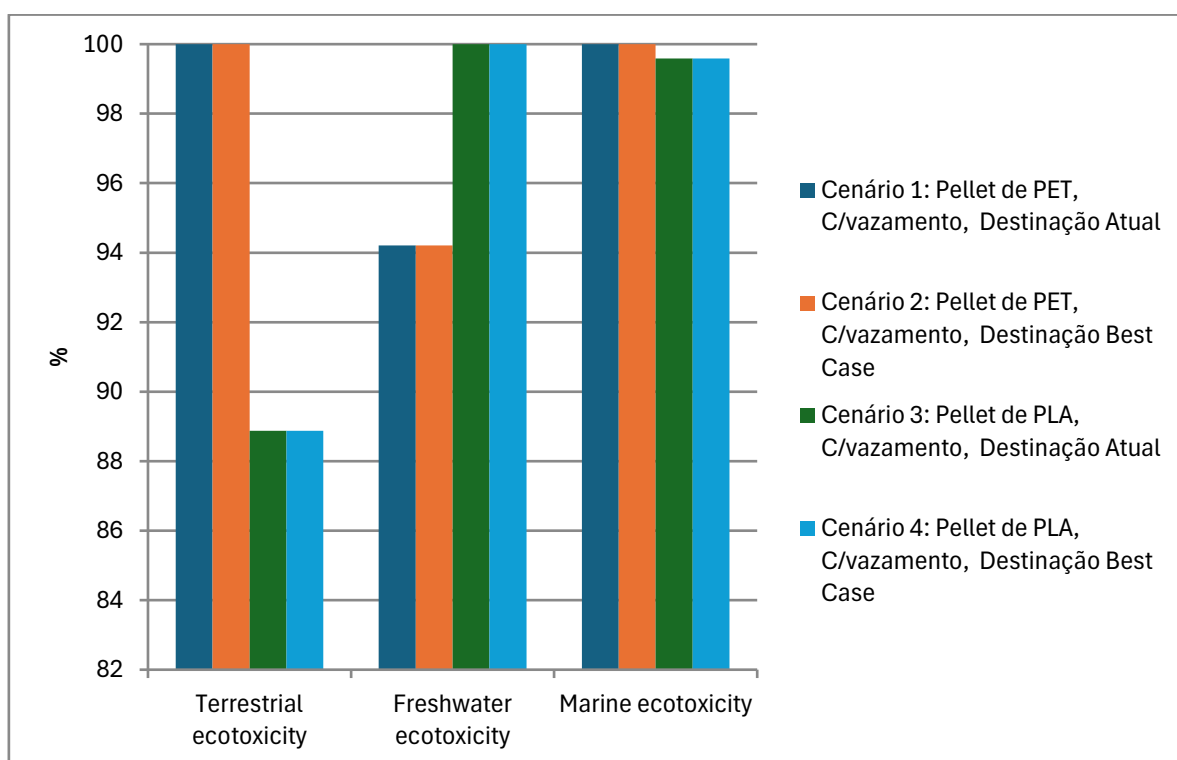


Gráfico 5 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de ecotoxicidade em ambiente terrestre, água doce e marinho

Na categoria de ecotoxicidade em água doce, verifica-se uma maior contribuição nos cenários 3 e 4 em relação aos cenários 1 e 2. De acordo com os dados apresentados na Tabela 27, a contribuição total passou de 0,00252 kg 1,4 DCB nos cenários com PET (1 e 2) para 0,00268 kg 1,4 DCB nos cenários com PLA (3 e 4). Esse acréscimo está diretamente associado ao aumento das emissões de cobre, cuja contribuição foi de 0,0116 kg no cenário com PET e subiu para 0,0147 kg no cenário com PLA, configurando-se como o principal elemento responsável pelo impacto nessa categoria em ambos os casos. O zinco manteve valores semelhantes entre os dois grupos, com pequenas variações. Já o vanádio, presente apenas nos cenários 1 e 2, aparece como a terceira substância mais significativa nesses contextos, com contribuição de 0,000134 kg. Por outro lado, nos cenários com PLA, o níquel surge como a terceira principal substância, com um valor inferior, de 0,0000779 kg 1,4 DCB.

Conforme Tabela 27, em relação à ecotoxicidade marinha, verificou-se uma contribuição semelhante entre os cenários 1 e 2 e os cenários 3 e 4, com valores de 0,00344 e 0,00343 kg 1,4 DCB. Novamente, o cobre foi o principal responsável por essa contribuição. O zinco apresentou variação entre os cenários, enquanto o vanádio, presente nos cenários 1 e 2 com 0,00019 kg, foi substituído pelo níquel, como terceira substância mais significativa, nos cenários 3 e 4, com 0,0000968 kg, o que representa uma menor influência desses elementos no impacto marinho.

Conforme Tabela 27, já na categoria de ecotoxicidade terrestre, nos cenários 1 e 2, a contribuição foi de 0,303 kg 1,4 DCB, enquanto nos cenários 3 e 4, foi registrada uma contribuição de 0,269 kg 1,4 DCB. Tanto o cobre, como o níquel e o zinco, é mais significativo nos cenários de PET. No contexto da ecotoxicidade terrestre, o cobre (Cu) atua como o principal elemento causador de impacto, especialmente devido às emissões atmosféricas que depositam este metal no solo. A deposição aérea urbana e industrial representa uma via significativa de aporte de cobre, com potencial de bioacumulação e efeitos tóxicos nos seres vivos do solo (JESUS *et al.*, 2004; POLETO & MARTEN, 2008)

As diferenças observadas entre os cenários de PET e PLA podem ser compreendidas a partir da análise das principais fontes de emissão associadas à ecotoxicidade em ambientes de águas doces, marinhos e terrestres. Para o PET, as emissões de compostos que contribuem para a ecotoxicidade terrestre está relacionada à geração de calor, para uso distrital ou industrial, proveniente de óleo combustível leve em fornos industriais, exceto aquele gerado a partir de gás natural. Esse tipo de combustível libera metais pesados como cobre, zinco, cádmio e outros, que se depositam no solo e contribuem para altos índices de toxicidade (EUROPEAN



COMISSION, 2009) No ciclo de vida do PET, a ecotoxicidade terrestre está diretamente associada à fonte de energia térmica utilizada nos processos industriais de produção dos monômeros (como PTA e MEG) e na etapa de polimerização. Quando essa energia é fornecida por óleo combustível leve, ocorrem emissões atmosféricas de compostos tóxicos (ex.: hidrocarbonetos aromáticos, metais pesados), que se depositam no solo e geram impactos significativos na categoria de ecotoxicidade terrestre. Em oposição, o uso de gás natural como fonte de calor reduz substancialmente essas emissões tóxicas e, portanto, diminui o impacto terrestre nessa fase do ciclo de vida (SALLA *et al.*, 2023).

No ciclo de vida do PLA, as emissões de compostos de enxofre ( $\text{SO}_x$ ) estão associadas principalmente à fundição de concentrados de cobre extraídos de minério sulfetado, uma vez que esses processos liberam enxofre nitroso e dióxido de enxofre. Esses gases podem ser convertidos em ácido sulfúrico no ambiente atmosférico ou em plantações. Esse uso do ácido sulfúrico é amplamente incorporado na produção de fertilizantes fosfatados, que são aplicados nas culturas (como milho) que fornecem a biomassa utilizada na síntese de PLA (TAO *et al.*, 2022).

No ciclo de vida do PET, as emissões de compostos que contribuem à ecotoxicidade em ambientes aquáticos (águas doces e marinhas) estão diretamente relacionadas ao mesmo processo responsável pela eutrofização nesses ecossistemas: o tratamento do estéril gerado pela mineração de carvão betuminoso, que é depositado em aterros superficiais e pode liberar nutrientes como fosfatos e nitratos. Por outro lado, no contexto do PLA, a ecotoxicidade aquática está vinculada ao manejo dos resíduos sulfídricos da mineração de cobre, descartados em barragens ou aterros de rejeitos. A oxidação desses rejeitos liberta metais pesados que se lixiviam e afetam a ecotoxicidade em água doce e marinha (SONG *et al.*, 2017).

Tabela 27 - Substâncias responsáveis pela ecotoxicidade em água doce, marinha e terrestre

Ecotoxicidade em:	Substância	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
Água doce	Cobre	kg 1,4 DCB eq	0,0012	0,0015
	Zinco	kg 1,4 DCB eq	0,00094	0,00083
	Vanádio	kg 1,4 DCB eq	0,00013	—
	Níquel	kg 1,4 DCB eq	—	0,000078
Marinho	Cobre	kg 1,4 DCB eq	0,0014	0,0018
	Zinco	kg 1,4 DCB eq	0,0014	0,0012
	Vanádio	kg 1,4 DCB eq	0,00019	—
	Níquel	kg 1,4 DCB eq	—	0,000097
Terrestre	Cobre	kg 1,4 DCB eq	0,20	0,19
	Níquel	kg 1,4 DCB eq	0,045	0,025
	Zinco	kg 1,4 DCB eq	0,020	0,017

### 5.8. Uso de terra

Em relação ao uso de terras, conforme apresentado no Gráfico 6, a ACV evidenciou que a produção de PLA apresenta uma contribuição de 100% para o impacto no uso da terra, enquanto a produção de PET responde por aproximadamente 33% desse impacto. Em termos de m<sup>2</sup>a crop eq, conforme demonstrado na Tabela 31, o ciclo de vida do PET apresentou aproximadamente 0,0027 m<sup>2</sup>a crop eq por unidade funcional, ao passo que o PLA, conforme Tabela 28, resultou em cerca de 0,00818 m<sup>2</sup>a crop eq para a sua unidade funcional. Vale ressaltar que a unidade "m<sup>2</sup>a crop eq" refere-se a metros quadrados ano (m<sup>2</sup>.a) de equivalente de cultura (*crop equivalent*). Essa unidade é comumente usada para expressar o impacto ambiental de atividades agrícolas ou de uso do solo, comparando a área necessária para cultivar uma cultura específica com o impacto ambiental gerado por outra atividade (GOEDKOOOP *et al.*, 2009).

Uma análise mais aprofundada da contribuição de cada processo para o impacto no uso do solo, conforme demonstrado na Tabela 28, revela a predominância de três principais atividades: a transformação de áreas florestadas em terras agrícolas — processo intimamente ligado ao desmatamento —, além da ocupação intensiva tanto de áreas de floresta quanto de áreas destinadas ao cultivo (KLOVÉRPRIS *et al.*, 2020).

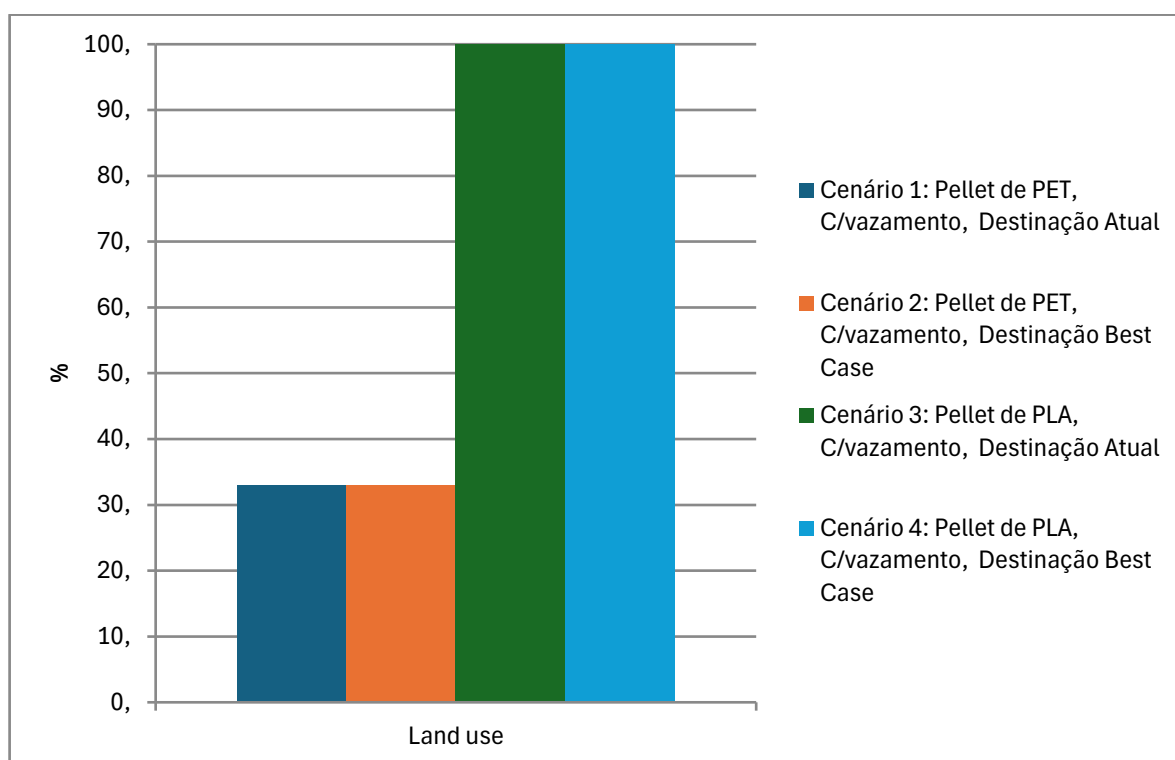


Gráfico 6 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de uso da terra

No ciclo de vida do PET, o principal fator que contribui para o impacto no uso do solo são as operações de extração de petróleo e gás realizadas em regiões terrestres. Essas atividades frequentemente envolvem o desmatamento de áreas naturais para a implantação da infraestrutura necessária à exploração, alterando significativamente os ecossistemas locais e promovendo a degradação do solo (BRAYNE *et al.*, 2023)

Por outro lado, no ciclo de vida do PLA, o impacto mais relevante sobre o uso da terra está associado à produção de grãos de milho, matéria-prima base para sua fabricação. Esse cultivo, geralmente realizado em larga escala, demanda grandes extensões de terra agrícola, frequentemente resultantes da conversão de vegetação nativa. Além disso, requer manejo intensivo do solo e o uso significativo de insumos agrícolas, o que acentua a pressão sobre os recursos naturais. Estudos recentes demonstram que a etapa agrícola do cultivo de milho é a principal responsável pelos impactos de uso da terra na produção de PLA, sobretudo devido à ocupação prolongada do solo e à alteração da cobertura vegetal original (COSTA *et al.*, 2023).

Tabela 28 - Processos responsáveis pelo uso da terra

Categoria / Processo	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
Transformação de floresta para uso intensivo	m <sup>2</sup> ·a crop eq	0,0024	0,00077
Ocupação intensiva de floresta	m <sup>2</sup> ·a crop eq	0,0016	0,00051
Ocupação anual do cultivo	m <sup>2</sup> ·a crop eq	—	0,0060

### 5.9. Escassez de recursos minerais e fósseis

Em relação à escassez de recursos naturais e fósseis, conforme apresentado no Gráfico 7, a ACV revelou diferenças marcantes entre os materiais avaliados. A produção de PLA apresentou uma contribuição significativa para a escassez de recursos minerais, indicando um impacto relevante nesse aspecto. Por outro lado, no que diz respeito à escassez de recursos fósseis, o PET foi o principal responsável, respondendo por 100% desse impacto, enquanto o PLA contribuiu com apenas 29,7%. Esses resultados evidenciam que, embora o PLA tenha menor dependência de fontes fósseis, sua cadeia produtiva ainda exerce pressão sobre os recursos minerais.

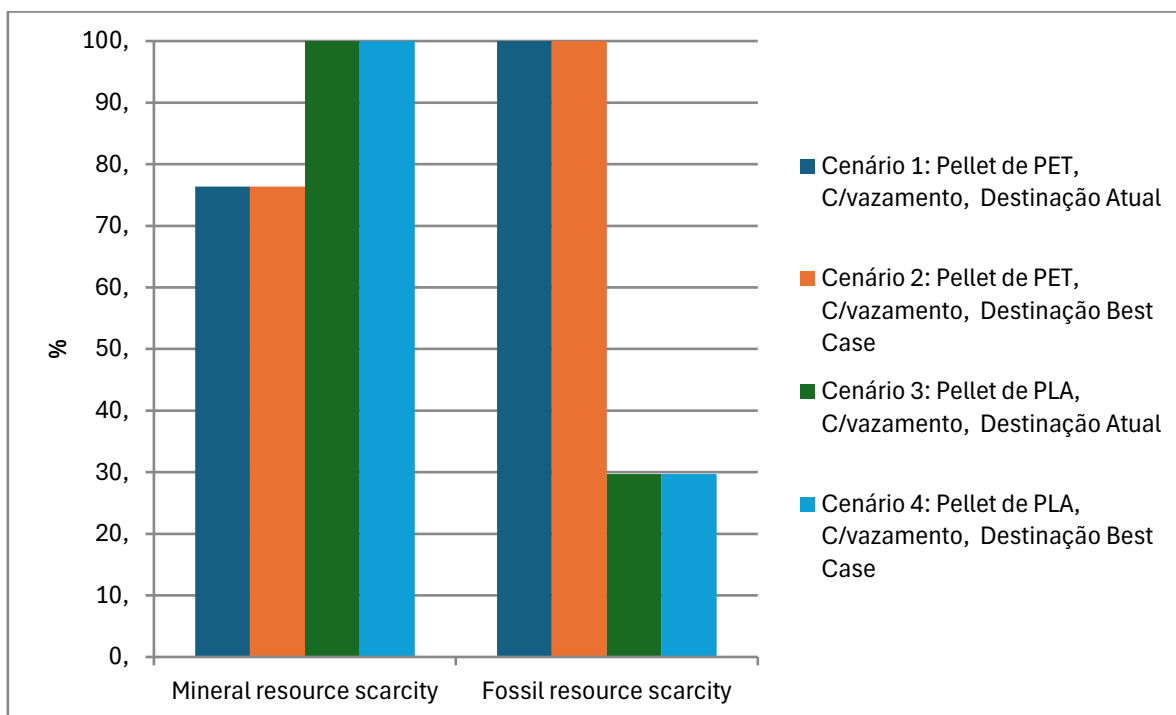


Gráfico 7 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de escassez de recursos naturais e fósseis

Na ACV do PET, correspondente aos Cenários 1 e 2, observou-se uma contribuição total de 0,000191 kg equivalente de cobre (kg Cu eq) para a escassez de recursos minerais. Dentre

as substâncias avaliadas, o níquel apresentou a maior contribuição individual, com 0,0000461 kg Cu eq, seguido pelo ferro, com 0,0000411 kg Cu eq, e pelo cobre, com 0,0000296 kg Cu eq. Esses resultados indicam que, embora o impacto total não seja elevado, o uso de metais como o níquel e o ferro contribui de forma significativa para a pressão sobre recursos minerais na cadeia produtiva do PET. A extração e o processamento desses metais, particularmente o níquel, estão associados a elevados impactos de consumo de recursos e demanda energética, tanto na fase de mineração quanto de beneficiamento e refino, representando um dos principais drivers nos indicadores de escassez mineral em LCAs do PET (PETERS & WEIL, 2016), de acordo com a Tabela 29.

De acordo com a Tabela 33, no ciclo de vida do PLA, representado pelos Cenários 3 e 4, a contribuição total para a escassez de recursos minerais foi ligeiramente superior à do PET, totalizando 0,0154 kg Cu eq. Nesse caso, o cobre foi a substância com maior impacto, com 0,00278 kg Cu eq, seguido do níquel, com 0,00241 kg Cu eq, e do ferro, com 0,0023 kg Cu eq. Esses dados revelam que, embora o PLA apresente menor dependência de combustíveis fósseis ao longo do seu ciclo de vida, sua produção envolve a utilização significativa de metais, como zinco e antimônio, utilizados na catálise e purificação do polímero. Esse aspecto contribui para impactos relevantes na categoria de esgotamento de recursos minerais, conforme evidenciado por estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) que apontam altos valores para os indicadores de depleção abiótica e toxicidade associada à extração e processamento desses metais (PONCELET *et al.*, 2021).

No ciclo de vida do PET, um dos principais fatores que contribuem para o impacto na escassez de recursos minerais é o uso indireto de cobalto, empregado como catalisador nos processos de refino de petróleo e gás natural — insumos essenciais para a produção do polímero. Embora o cobalto não esteja presente no produto final, sua extração e processamento geram impactos significativos em categorias como depleção mineral, ecotoxicidade e aquecimento global (KERDLAP *et al.*, 2023).

No ciclo de vida do PLA (ácido polilático), o principal impacto sobre a escassez de recursos minerais está vinculado ao uso de carbonato de cálcio precipitado (PCC). Esse mineral é habitualmente empregado como carga funcional em produtos PLA, atuando na neutralização de ácidos e controle de pH durante a síntese do ácido láctico e sua conversão no polímero. Em algumas cadeias produtivas, o PCC também pode ser utilizado para correção de pH em solos

destinados ao cultivo do milho, matéria-prima do PLA (QUINTANA-GALLARDO *et al.*, 2021).

Tabela 29 - Processos responsáveis pela escassez de recursos minerais e fósseis

Escassez de:	Substância	Unidade	Cenário 1 e 2	Cenário 3 e 4
Recursos Minerais	Níquel	kg Cu eq	0,00046	0,00039
	Ferro	kg Cu eq	0,00041	0,00038
	Cobre	kg Cu eq	0,00030	0,00045
Recursos Fósseis	Óleo Cru	kg Oil eq	0,029	0,012
	Gás Natural	kg Oil eq	0,023	0,0039
	Carvão Betuminoso	kg Oil eq	0,011	0,0024

### 5.10. Vazamento de micro e macroplásticos

Em relação ao vazamento de micro e macroplásticos, conforme apresentado no Gráfico 8 e Tabela 30, a ACV evidenciou variações significativas para esses impactos, de acordo com os cenários modelados.

Nos Cenários 1 e 2, que consideram o vazamento de microplásticos associados ao polímero PET, foram obtidos resultados equivalentes, com contribuição aproximada de 15% para a categoria de impacto analisada. O Cenário 1 reflete as práticas atuais de destinação de resíduos, enquanto o Cenário 2 incorpora projeções futuras baseadas em alternativas mais sustentáveis de descarte. A semelhança nos resultados entre os dois cenários indica que a geração de microplásticos não apresenta sensibilidade significativa às variações nos tipos de destinação de resíduos, sugerindo que alterações nos métodos de descarte têm impacto limitado sobre essa categoria específica de impacto.

Por outro lado, nos Cenários 3 e 4, que envolvem o polímero PLA, observou-se uma contribuição de 100% para a categoria de impacto relacionada ao vazamento de microplásticos, independentemente da forma de destinação dos resíduos. Isso sugere que, para o PLA, a geração de microplásticos ocorre de maneira uniforme, independentemente do cenário de descarte considerado.

Em relação ao vazamento de macroplásticos, foram identificadas diferenças significativas entre os dois polímeros em função das variações nos cenários de destinação. Nos Cenários 1 e 3, ambos associados às práticas atuais de descarte, a contribuição foi de 100% e 90%, respectivamente, para o impacto de vazamento de macroplásticos. No entanto, nos Cenários 2 e 4, que consideram práticas de destinação ambientalmente mais adequadas, essa contribuição

foi reduzida para aproximadamente 20% e 18%, respectivamente. Esses resultados evidenciam a forte correlação entre a correta destinação dos resíduos e a redução do vazamento de macroplásticos no ambiente marinho.

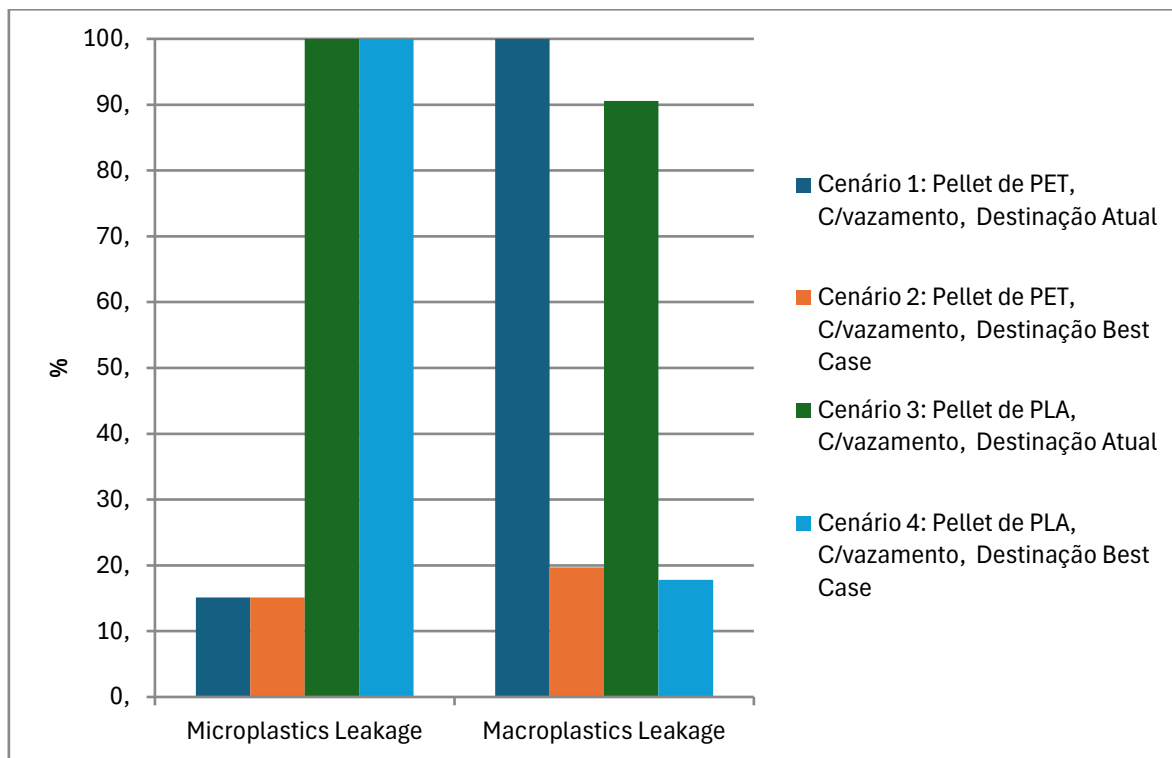


Gráfico 8 - Percentual de contribuição de cada cenário para cada categoria de impacto ambiental de vazamento de micro e macroplásticos

Tabela 30 – Impactos calculados de vazamento de microplásticos e macroplásticos

Substância (Total)	Unidade	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Microplásticos	Kg	0,00037	0,00037	0,0024	0,0024
Macroplásticos	Kg	0,00080	0,00016	0,00072	0,00014

Uma análise mais aprofundada da contribuição de cada origem para o vazamento de micro e macroplásticos, conforme demonstrado nas Tabelas 31 e 32, revela as principais variáveis que interferem nos resultados obtidos.

### 5.10.1. Vazamento de microplásticos

A Tabela 31 apresenta, de forma individualizada, os processos que contribuem para o vazamento total de microplásticos. De acordo com o Gráfico 9, a abrasão de pneus de caminhões durante o transporte de pellets plásticos é responsável por quase 100% das emissões

de micropartículas, tanto nos Cenários 1 e 2 (referentes ao PET) quanto nos Cenários 3 e 4 (referentes ao PLA). Esse resultado se deve ao fato de que a principal variável considerada no cálculo do vazamento de micropartículas por abrasão de pneus é a distância percorrida por transporte rodoviário (PEANO *et al*, 2020). As demais variáveis envolvidas foram mantidas constantes entre os cenários, o que minimiza sua influência na comparação dos resultados.

No ciclo de vida do PLA, a distância total percorrida por transporte rodoviário foi de 438,06 km, abrangendo os trechos entre as áreas de cultivo de milho no estado de Nebraska até a unidade industrial da NatureWorks, e do Porto de Santos até as fábricas localizadas no ABC Paulista. Para o PET, por outro lado, foi considerada uma distância rodoviária significativamente menor, de apenas 66,3 km, correspondente ao trajeto entre o Porto de Santos e as fábricas do ABC Paulista. Os demais deslocamentos logísticos do PET ocorreram predominantemente por modais marítimo e ferroviário, aproveitando a ampla infraestrutura de transporte dessas modalidades nas cidades chinesas de onde se previu a importação dos pellets.

No que se refere ao vazamento decorrente do processo de produção de pellets plásticos, a metodologia adotada considera uma taxa de perda constante de 0,01% sobre a quantidade total de polímero utilizada no estudo (PEANO *et al*, 2020). Nesse contexto, como a unidade funcional associada ao PLA demanda uma menor quantidade de material em comparação ao PET — ou seja, é necessário um volume inferior de PLA para a fabricação de um copo de 473 mL, conforme AMERICAS (2009) —, essa diferença impacta diretamente os resultados dessa categoria de impacto. Consequentemente, o PLA apresenta menor vazamento de microplásticos associado à etapa de produção dos pellets.

Tabela 31 - Processos responsáveis pelo vazamento de microplásticos

Origem do Vazamento	Unid	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Abrasão de Pneus durante transporte	kg	0,00037	0,00037	0,0024	0,0024
Produção de Pellets	kg	0,00000021	0,00000021	0,00000019	0,00000019



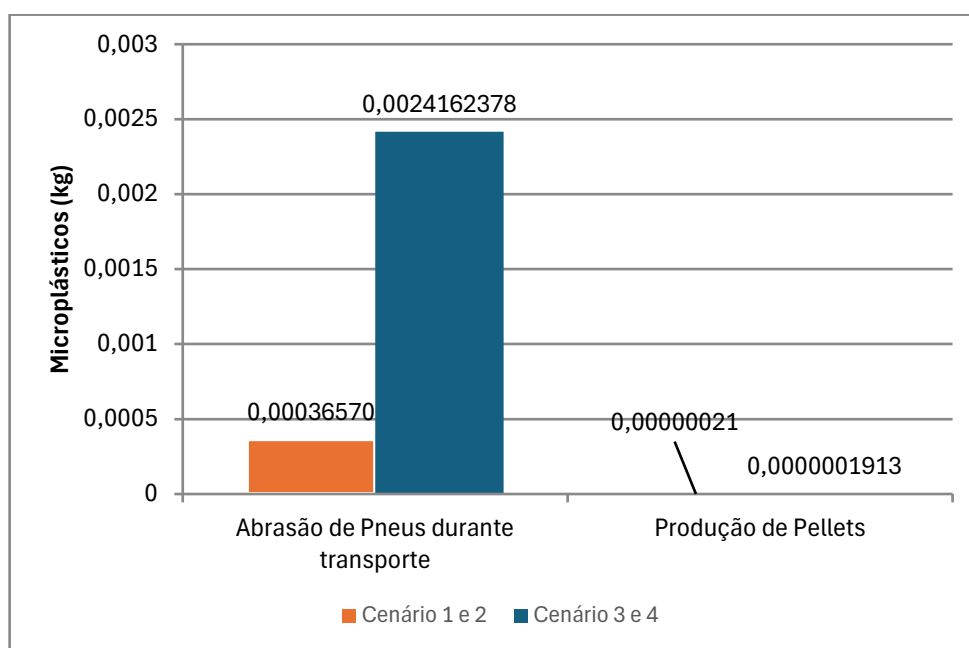


Gráfico 9 – Geração de microplásticos/micropartículas para cada cenário e cada fonte geradora

### 5.10.2. Vazamento de macroplásticos

A Tabela 32 apresenta, de forma detalhada, os processos que contribuem individualmente para o vazamento total de macroplásticos. A metodologia adotada, baseada no Plastic Leak Project (PLP) (PEANO *et al.*, 2020), contempla duas principais fontes passíveis de quantificação para esse tipo de vazamento: o fim de vida de embalagens e o descarte inadequado de resíduos plásticos. Neste estudo, optou-se por considerar exclusivamente os vazamentos provenientes dos resíduos plásticos, uma vez que representam a principal via de entrada de macroplásticos no ambiente no contexto analisado.

Para a estimativa dos vazamentos de macroplásticos oriundos de resíduos plásticos, duas variáveis principais são consideradas: (i) a quantidade de resíduo gerado (em kg) ao longo do ciclo de vida dos produtos avaliados e (ii) a taxa de perda de resíduos, que está diretamente relacionada à eficácia da gestão de resíduos sólidos no país em questão. Esta taxa de perda reflete o percentual de resíduos que não é corretamente tratado ou confinado, podendo alcançar o ambiente natural por meio de valas abertas, lixões, aterros não controlados ou lançamento direto em corpos hídricos.

A metodologia incorpora a taxa média de coleta urbana, que, para o Brasil, foi fixada em 91,3%, conforme o valor padrão recomendado pelo PLP (PEANO *et al.*, 2020). Os percentuais relativos à destinação final dos resíduos em sistemas ineficazes (como valas e lixões) são

ajustados conforme os diferentes cenários de descarte considerados no estudo, o que torna os resultados particularmente sensíveis às variações nos sistemas de gestão de resíduos. Em síntese, quanto mais precária a infraestrutura de coleta e destinação final, maior será a taxa de perda e, conseqüentemente, maior será o volume de macroplásticos vazando para o ambiente.

De acordo com os dados apresentados no Gráfico 11, o cenário com menor contribuição para o vazamento de macroplásticos é o cenário 4, que contempla o uso do polímero PLA associado a práticas de gestão mais sustentáveis, como o aprimoramento de tecnologias de reciclagem e compostagem. Esse cenário reflete um contexto de avanço na gestão de resíduos, resultando em menores perdas para o ambiente. Por outro lado, o cenário que apresentou os piores resultados foi o cenário 1, referente à situação atual do PET, caracterizada por práticas de descarte ainda insuficientes para conter adequadamente o vazamento de resíduos plásticos. Esses achados reforçam a importância da melhoria contínua na gestão de resíduos como estratégia essencial para a mitigação da poluição por macroplásticos nos ecossistemas.

Tabela 32 - Processos responsáveis pelo vazamento de macroplásticos

Origem do vazamento	Unidade	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Resíduos plásticos	Kg	0,00080	0,00017	0,00072	0,00014

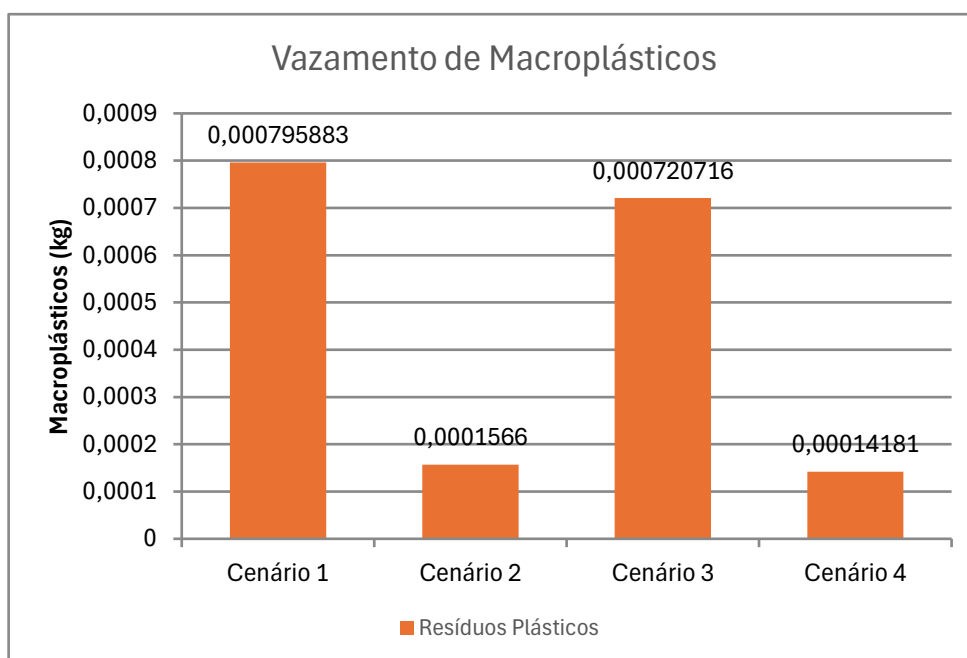


Gráfico 11 - Geração de macroplásticos para cada cenário para a fonte geradora de resíduos plásticos

A qualidade dos dados secundários utilizados pela Plastic Leak Project (PLP) (PEANO *et al.*, 2020) nas estimativas de perdas e vazamentos de plásticos são classificadas em três níveis: alta,

média e baixa qualidade. Os dados de alta qualidade são aqueles derivados de múltiplas fontes confiáveis, com variações pequenas entre si e baseados em mecanismos bem compreendidos. Já os dados de qualidade média apresentam ampla variabilidade ou são sustentados por poucas fontes. Por fim, os dados de baixa qualidade refletem lacunas significativas de informação e/ou incertezas sobre os processos envolvidos.

No presente estudo, as fontes de dados utilizadas para estimar o vazamento de microplásticos provenientes da produção de pellets são classificadas como de baixa qualidade. Para os macroplásticos oriundos de resíduos plásticos, a qualidade dos dados é considerada média, enquanto as estimativas relacionadas ao vazamento de micropartículas decorrentes da abrasão de pneus apresentam alta qualidade, devido à maior disponibilidade de fontes e ao melhor entendimento dos mecanismos envolvidos.

Essa categorização evidencia uma fragilidade metodológica relevante: grande parte dos dados aplicados nos inventários de ciclo de vida, especialmente no que se refere ao vazamento de micro e macroplásticos, provém de bases com qualidade limitada. Tal limitação compromete a robustez dos resultados e destaca a importância da realização de análises de sensibilidade, que permitam avaliar a influência dessas incertezas sobre os impactos ambientais reportados. Assim, torna-se essencial reconhecer e explicitar essas limitações no processo de modelagem, adotando estratégias para mitigar seus efeitos ou, quando possível, buscando fontes de dados mais qualificadas.

Além disso, os microplásticos possuem elevada capacidade de adsorver poluentes orgânicos persistentes (POPs), como pesticidas e hidrocarbonetos, atuando como vetores de contaminação química em organismos aquáticos (CASTRO-CASTELLON *et al.*, 2022). Dessa forma, embora o PLA apresente características que indicam menor periculosidade ambiental em comparação ao PET, sobretudo em relação à persistência, à bioacumulação e à interação com contaminantes, é fundamental ressaltar que essas observações ainda são preliminares. A escassez de dados consolidados, sobretudo sobre o comportamento do PLA em ambientes diversos e não controlados, exige mais pesquisas experimentais, análises ecotoxicológicas e estudos de longo prazo. Apenas com uma base científica mais robusta será possível realizar uma avaliação precisa dos impactos reais desses microplásticos no ambiente e na saúde dos ecossistemas.

## 5.11. Análises de sensibilidade

### 5.11.1. Cenário de produção nacional

Foi identificado que, em um cenário hipotético no qual a produção dos polímeros PLA e PET ocorresse em território nacional, especificamente no estado de São Paulo, em substituição à atual dependência de importações oriundas dos Estados Unidos (para o PLA) e da China (para o PET), haveria uma redução significativa nos impactos ambientais associados ao transporte. A principal diferença estaria na eliminação da necessidade de longas rotas internacionais, que atualmente utilizam modais marítimo, ferroviário e rodoviário ao longo do ciclo de vida desses materiais.

Para isso, realizou-se uma análise de sensibilidade, na qual o transporte marítimo foi excluído do ciclo de vida dos dois polímeros, simulando-se um cenário de produção nacional. Como resultado, observou-se uma redução em todas as categorias de impacto ambiental, conforme apresentado na Tabela 33, com exceção das categorias de vazamento de micro e macroplásticos que permaneceram constantes, uma vez que as fontes geradoras desses materiais consideradas neste trabalho de acordo com a metodologia PLP (PEANO *et al.*, 2020) está baseada na abrasão de pneus no modal rodoviário e no tratamento dos resíduos.

Tabela 33 - Análise de Sensibilidade considerando produção nacional dos polímeros

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário 1 e 2 (PET)	% Redução PET	Cenário 3 e 4 (PLA)	% Redução PLA
Aquecimento Global	kg CO2 eq	0,14	-2,76%	0,062	-2,97%
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq	0,00040	-17,79%	0,00027	-12,18%
Eutrofização em Água Doce	kg P eq	0,000041	-1,45%	0,000022	-1,33%
Eutrofização Marinha	kg N eq	0,0000035	-0,28%	0,000013	-0,28%
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB eq	0,29	-3,96%	0,26	-1,86%
Ecotoxicidade em Água Doce	kg 1,4-DCB eq	0,0025	-1,19%	0,0027	-0,75%
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DCB eq	0,0034	-1,45%	0,0034	-0,58%
Uso da Terra	m <sup>2</sup> crop eq	0,0026	-2,22%	0,0082	-1,59%
Escassez de Recursos Minerais	kg Cu eq	0,00018	-4,19%	0,00025	-1,59%
Escassez de Recursos Fósseis	kg oil eq	0,064	-1,85%	0,019	-2,60%

Observou-se uma redução significativa nos impactos associados à acidificação terrestre, com diminuição de 17,79% para o ciclo de vida do PET e 12,18% para o ciclo de vida do PLA. A redução observada está associada à não inclusão da etapa de transporte marítimo no inventário do ciclo de vida. Essa etapa é responsável por emissões significativas de dióxido de

enxofre (SO<sub>2</sub>), principalmente devido à queima de combustíveis pesados com alto teor de enxofre utilizados por embarcações. Estudos como o de CUCINOTTA *et al.* (2024) destacam que o setor marítimo é uma das principais fontes desse poluente, contribuindo de forma relevante para impactos como a acidificação e a toxicidade.

A redução dos vazamentos de micropartículas associados ao transporte rodoviário constitui um desafio significativo, especialmente no ciclo de vida do PLA, que inclui o transporte rodoviário entre as áreas de cultivo de milho em Nebraska e a unidade produtiva da NatureWorks. Nesse contexto, a substituição do modal rodoviário pelo ferroviário poderia resultar em uma redução expressiva de até 84,85% na geração de micropartículas, considerando especificamente esse impacto. Tal redução ocorre porque grande parte da poluição por micropartículas está relacionada à abrasão dos pneus de caminhões, que representa uma das principais fontes desse contaminante e que em qualquer cenário de produção brasileira seria mantido, assim como foi modelado para a produção nos EUA. No caso de biopolímeros produzidos nacionalmente, torna-se praticamente inviável eliminar essa fonte de vazamentos, uma vez que as plantações agrícolas se encontram, em geral, distantes dos centros urbanos e das unidades fabris, demandando transporte rodoviário para o escoamento da produção. Vale ressaltar que os dados de vazamento de micropartículas para esta fonte são variáveis de acordo com a distância percorrida.

Adicionalmente, um novo arranjo logístico que priorize modais menos impactantes apresenta potencial para mitigar outros impactos ambientais, como o aquecimento global, ao reduzir as emissões de gases de efeito estufa associadas ao transporte marítimo de longa distância. Dessa forma, a produção nacional de polímeros se destaca como uma alternativa estratégica não apenas sob os aspectos logístico e econômico, mas também como uma medida eficaz para a redução de impactos ambientais relevantes ao longo de todo o ciclo de vida dos materiais.

#### **5.11.2. Cenário “gestão adequada” para os polímeros considerando cobertura de coleta de 95% e os efeitos nas categorias de micro e macrolásticos**

O Plastic Leak Project (PLP) (PEANO *et al.*, 2020) fornece o arcabouço metodológico utilizado para o cálculo das taxas de perda de resíduos plásticos, que, por sua vez, servem como base para a estimativa da geração de macrolásticos no meio ambiente. Essa taxa é diretamente influenciada pela proporção de resíduos considerados como não geridos, ou seja, aqueles

destinados a lixões a céu aberto, aterros não controlados, cursos d'água ou cuja destinação é desconhecida, não registrada ou fora dos inventários oficiais.

No contexto das simulações realizadas neste trabalho, os dois cenários classificados como gestão adequada pressupõem a destinação ambientalmente adequada de todos os resíduos gerados, desconsiderando, portanto, qualquer parcela que se enquadre nas categorias de destinação inadequada mencionadas anteriormente. Sendo assim, independentemente do tipo de polímero avaliado, e assumindo uma mesma taxa de coleta, a variável referente à taxa de perda permanece constante nesses cenários. Além disso, variações nos percentuais de tratamento dentro das opções ambientalmente adequadas — como o aumento da taxa de reciclagem para o PET ou da compostagem para o PLA — não exercem influência sobre essa taxa de perda, uma vez que todas essas rotas evitam o descarte no meio ambiente.

Contudo, ao se considerar a ampliação da taxa de coleta para 100% nos cenários gestão adequada, observa-se que a taxa de perda tenderia a ser zerada, já que, nesse contexto, não haveria resíduos descartados de forma inadequada no meio ambiente. Para avaliar a sensibilidade desse parâmetro frente a melhorias na coleta, foi realizada uma análise adicional considerando uma ampliação da cobertura para 95% nos quatro cenários propostos. A partir dessa nova taxa de coleta, foram recalculados os valores de perda e, consequentemente, os vazamentos de macrolásticos associados, conforme apresentado a seguir.

Tabela 34 – Análise de sensibilidade considerando aumento da cobertura de coleta de resíduos

Polímero	Cenário	Vazamento de macrolásticos considerando cobertura de coleta de 91,3% (kg)	Vazamento de macrolásticos considerando cobertura de coleta de 95% (kg)	Diferença (kg)	Redução (%)
<b>PLA</b>	<i>Business as usual</i>	0,00072	0,00068	0,000039	<b>-5,1%</b>
<b>PLA</b>	Gestão adequada	0,00014	0,000086	0,000060	<b>-42,5%</b>
<b>PET</b>	<i>Business as usual</i>	0,00080	0,00076	0,000041	<b>-5,1%</b>
<b>PET</b>	Gestão adequada	0,00016	0,00009	0,000067	<b>-42,5%</b>

Os resultados obtidos evidenciam que aumentar a taxa de coleta de resíduos sólidos urbanos de 91,3% para 95% reduz significativamente o vazamento de macrolásticos para o ambiente, mas essa redução não ocorre de forma uniforme entre os diferentes cenários e polímeros analisados.

Nos cenários *business as usual*, tanto para o PET quanto para o PLA, a redução no vazamento de macrolásticos foi de aproximadamente 5,1%, um valor relativamente modesto. Isso indica que, embora o aumento da cobertura de coleta seja importante, a maior parte das

perdas neste cenário está associada não apenas à ausência de coleta, mas também à destinação inadequada dos resíduos coletados, como lixões, aterros não controlados ou descarte não rastreado. Assim, mesmo com maior coleta, se a destinação final continuar precária, o impacto na redução dos vazamentos tende a ser limitado.

Já nos cenários gestão adequada, em que se pressupõe uma destinação 100% ambientalmente adequada dos resíduos, a ampliação da coleta de 91,3% para 95% resultou em reduções de 42,5% para o PLA e para o PET. Essa expressiva queda nos vazamentos demonstra que, quando os resíduos são corretamente gerenciados, aumentar a abrangência da coleta exerce um papel decisivo na prevenção de perdas para o meio ambiente.

### 5.12. Perfis de biodegradabilidade do PLA

Embora as taxas de biodegradabilidade dos polímeros PLA e PET não tenham sido incorporadas diretamente nos cálculos de vazamento de macro e microplásticos neste estudo, esse fator representa uma variável relevante que merece destaque e consideração em análises futuras.

A biodegradabilidade do PLA foi amplamente investigada por EMADIAN *et al.* (2017) sob diferentes condições ambientais. Os perfis de degradação variam significativamente em função do meio (compostagem, solo, efluente de ETE), das variáveis ambientais (temperatura, umidade, pH) e do método de avaliação adotado. A Tabela 34 apresenta um resumo das principais condições experimentais avaliadas e os respectivos percentuais de biodegradabilidade observados.

Tabela 35 - Condições Experimentais para Biodegradabilidade do PLA

Ambiente	Condições	Método	Biodegr. (%)	Tempo (dias)	Referência
Compostagem	58 °C, 60% umidade	CO <sub>2</sub>	até 100%	28–90	Arrieta et al., 2014; Kale et al., 2007a
Solo	25–30 °C, 30–60% umidade	Perda de massa	até 43%	até 98	Wu, 2012b; Harmaen et al., 2015
Lodo ativado	30 °C, aeróbico	Perda de massa	39%	28	Massardier-Nageotte et al., 2006

Os testes mais expressivos foram realizados em sistemas de compostagem industrial, que proporcionam condições otimizadas para a ação microbiana, como temperaturas elevadas (em torno de 58 °C), pH levemente alcalino e umidade controlada. Nessas condições, a taxa de biodegradabilidade do PLA alcançou valores entre 60% e 100% em períodos de até 90 dias.

Por outro lado, em ambientes naturais como solo ou em sistemas simulando estações de tratamento de esgoto, a degradação foi significativamente mais lenta, atingindo no máximo 39% após 28 dias.

De acordo com EMADIAN *et al.* (2017), a eficiência da degradação do PLA está fortemente associada a três fatores principais:

- Temperatura e Umidade: fundamentais para a ativação dos microrganismos responsáveis pela degradação, especialmente em compostagem.
- Método de Avaliação: a produção de CO<sub>2</sub> indica mineralização completa, enquanto a perda de massa apenas reflete a desintegração física.
- Forma Física e Composição do Material: misturas com materiais como fibras naturais (milho, sisal, PFF) mostraram melhorias na degradação, enquanto aditivos hidrofóbicos (como o CAB) reduziram a taxa de biodegradação.

Os resultados mostram que o PLA é efetivamente biodegradável, sobretudo em condições industriais de compostagem, enquanto em ambientes naturais ou domésticos, sua degradação é consideravelmente limitada. Segundo os autores, isso indica que, para garantir o adequado tratamento de resíduos contendo PLA é fundamental que esses materiais sejam direcionados a instalações de compostagem apropriadas.

A biodegradação do PLA em ambientes naturais está fortemente condicionada por fatores como temperatura, umidade, presença de oxigênio e estrutura físico-química do material. De acordo com EMADIAN *et al.* (2017), a cristalinidade elevada do polímero, aliada a uma estrutura química complexa e de cadeias longas, dificulta a ação de microrganismos e enzimas responsáveis pela degradação, já que essas características limitam a penetração de água e o acesso das enzimas ao interior da matriz polimérica.

Além disso, ambientes com baixa temperatura, baixa umidade e condições anaeróbias reduzem significativamente a atividade microbiana e, portanto, retardam ou mesmo inibem o processo de biodegradação do PLA. Em compostagem doméstica, por exemplo, o PLA apresenta taxa de degradação muito inferior à observada em compostagem industrial, em razão das temperaturas insuficientes para ativação eficiente da microbiota termofílica.



## 6. CONCLUSÃO

De modo geral, os Cenários 1 e 2, que representam o uso de pellets de PET, apresentaram os maiores impactos em sete categorias de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): aquecimento global, acidificação terrestre, eutrofização em água doce, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade marinha, escassez de recursos fósseis e vazamento de macroplásticos, considerando práticas atuais de descarte de resíduos. Esses resultados indicam que o PET está mais associado a impactos relacionados às mudanças climáticas, à poluição ambiental e à dependência de combustíveis fósseis.

Por outro lado, os Cenários 3 e 4, que consideram o uso de pellets de PLA, destacaram-se negativamente em cinco categorias: eutrofização marinha, ecotoxicidade em água doce, uso do solo, escassez de recursos minerais e vazamento de microplásticos. No entanto, esses cenários também apresentaram melhor desempenho nas categorias associadas às emissões de gases de efeito estufa, acidificação terrestre, ecotoxicidade terrestre e marinha, eutrofização em água doce e escassez de recursos fósseis. Assim, embora o PLA traga benefícios ambientais em algumas frentes, ele também apresenta impactos relevantes, especialmente no uso intensivo de recursos naturais e na emissão de partículas plásticas em formas menos visíveis, como os microplásticos.

Neste contexto, é importante ressaltar que a inclusão das categorias de impacto referentes ao vazamento de micro e macroplásticos ainda é pouco comum em estudos de ACV, apesar da crescente preocupação com a poluição plástica em escala global. Um dos objetivos centrais desta dissertação foi justamente preencher essa lacuna, incorporando essas variáveis ao modelo de avaliação, de forma a refletir com maior fidelidade os impactos ambientais associados aos diferentes materiais.

A análise dos vazamentos de plásticos revelou a complexidade da gestão ambiental de polímeros como o PET e o PLA. Em relação aos microplásticos/micropartículas, identificou-se que sua principal fonte está associada à abrasão de pneus durante o transporte rodoviário, tornando a distância logística um fator determinante. Nesse aspecto, o PLA apresentou maiores vazamentos em função de percursos mais longos, embora, na etapa de produção, tenha demonstrado ligeira vantagem sobre o PET por exigir menor quantidade de material por unidade funcional.

No que se refere aos macroplásticos, os resultados demonstraram a importância decisiva da eficácia dos sistemas de coleta e destinação final. Cenários baseados em práticas de gestão de resíduos ambientalmente adequadas (como os Cenários 2 e 4) apresentaram reduções expressivas no vazamento de macroplásticos, indicando que avanços estruturais na coleta e tratamento de resíduos são fundamentais para mitigar esse impacto. O pior desempenho foi observado no Cenário 1 (PET com gestão atual), enquanto o melhor ocorreu no Cenário 4 (PLA com gestão aprimorada).

Cabe destacar que a adoção de reciclagem em ciclo fechado tem potencial para atribuir créditos a ambos os sistemas, constituindo uma oportunidade relevante a ser considerada em investigações futuras.

Portanto, conclui-se que, embora o tipo de polímero exerça influência nos resultados ambientais, a gestão de resíduos é o fator mais determinante na prevenção da poluição plástica. A mitigação desse problema exige um conjunto de estratégias integradas, que envolvam a redução na fonte, substituição consciente de materiais, ampliação da cobertura de coleta, melhorias na infraestrutura de tratamento, desenvolvimento de tecnologias de contenção e remoção, além de políticas públicas robustas, alinhadas aos princípios da economia circular.

Independentemente do polímero analisado, os microplásticos representam uma ameaça ambiental considerável, uma vez que podem causar efeitos físicos adversos em organismos aquáticos e de pequeno porte, como obstrução do trato digestivo, sensação de saciedade falsa e danos celulares. Esses riscos reforçam a necessidade urgente de controlar as fontes de emissão dessas partículas para o ambiente, integrando esse aspecto às futuras avaliações ambientais de produtos e sistemas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAM, AMITH, ET AL. “Anaerobic Co-Digestion of Bioplastics as a Sustainable Mode of Waste Management with Improved Energy Production – A Review”. *Bioresource Technology*, vol. 322, fevereiro de 2021, p. 124537. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124537>.

ABREMA E PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL 2023. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/download-panorama-2023/>. Acessado em 17 de agosto de 2024.

ADEGOKE, KAYODE ADESINA, ET AL. “Microplastics Toxicity, Detection, and Removal from Water/Wastewater”. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 187, fevereiro de 2023, p. 114546. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114546>.

ADHIKARI, DINESH, ET AL. “Degradation of Bioplastics in Soil and Their Degradation Effects on Environmental Microorganisms”. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, vol. 05, nº 01, 2016, p. 23–34. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.4236/jacen.2016.51003>.

ALI, SAMEH SAMIR, ET AL. “Bioplastic Production in Terms of Life Cycle Assessment: A State-of-the-Art Review”. *Environmental Science and Ecotechnology*, vol. 15, julho de 2023, p. 100254. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.esse.2023.100254>.

AMADO, Telmo Jorge Closs; BAYER, Cimélio; SÁ, João Carlos de et al. Nitrate leaching and soil tillage practices: global vs. Brazilian research trends for 2001–2022. **Agriculture**, Basel, v. 12, n. 4, p. 478, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/4/478>. Acesso em: 31 jul. 2025.

AMERICAS, P. E. Comparative Life Cycle Assessment Ingeo™ biopolymer, PET, and PP Drinking Cups. For Starbucks Coffee Company Seattle, WA & NatureWorks LLC. Joint venture of Five Winds and PE International, 2009.

ARTRU, MAXIME, E ANTOINE LECERF. “Slow degradation of compostable plastic carrier bags in a stream and its riparian area”. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, vol. 55, 2019, p. 18. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1051/limn/2019017>.

BAHL, SHASHI, ET AL. “Biodegradation of Plastics: A State of the Art Review”. *Materials Today: Proceedings*, vol. 39, 2021, p. 31–34. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.06.096>.

BAŁDOWSKA-WITOS, PATRYCJA, ET AL. “Application of LCA Method for Assessment of Environmental Impacts of a Polylactide (PLA) Bottle Shaping”. *Polymers*, vol. 12, no 2, fevereiro de 2020, p. 388. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/polym12020388>.

BARBOZA, LUÍS GABRIEL A., ET AL. “Macroplastics Pollution in the Marine Environment”. *World Seas: An Environmental Evaluation*, Elsevier, 2019, p. 305–28. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00019-X>.

BENAVIDES, PAHOLA THATHIANA, ET AL. “Life Cycle Greenhouse Gas Emissions and Energy Use of Polylactic Acid, Bio-Derived Polyethylene, and Fossil-Derived Polyethylene”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 277, dezembro de 2020, p. 124010. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124010>.

BENYATHIAR, PATNARIN, ET AL. “Polyethylene Terephthalate (PET) Bottle-to-Bottle Recycling for the Beverage Industry: A Review”. *Polymers*, vol. 14, no 12, junho de 2022, p. 2366. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/polym14122366>.

BOUCHER, J., BILLARD, G., SIMEONE, E. AND SOUSA, J. (2020). *The marine plastic footprint*. Gland, Switzerland: IUCN. viii+69 pp, <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.01.en>.

BISHOP, GEORGE, ET AL. “Environmental Performance Comparison of Bioplastics and Petrochemical Plastics: A Review of Life Cycle Assessment (LCA) Methodological Decisions”. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 168, maio de 2021, p. 105451. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105451>.

BISHOP, GEORGE, ET AL. “Environmental Performance Comparison of Bioplastics and Petrochemical Plastics: A Review of Life Cycle Assessment (LCA) Methodological Decisions”. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 168, maio de 2021, p. 105451. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105451>.

BRAYNE, X. ET AL. Review of life cycle assessment and environmental impacts from the oil & gas sector. *Oil & Gas Research*, v. 7, n. 1, 2023. Disponível em:

<https://www.omicsonline.org/open-access/review-of-life-cycle-assessment-and-environmental-impacts-from-the-oil-gas-sector-2472-0518-1000164-108259.html>. Acesso em: 05 ago. 2025.

BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14.040:2006. Gestão ambiental – Análise de ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares [recurso eletrônico] / coordenação de André Luiz Felisberto França... [et al.]. – Brasília, DF: MMA, 2022. 209 p. : il. ; color. Disponível em: <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf>. Acesso em: 17 de agosto de 2024.

BUSTAMANTE, GUSTAVO, ET AL. “Prioritizing Cleaner Production Actions towards Circularity: Combining LCA and Emergy in the PET Production Chain”. *Sustainability*, vol. 14, no 11, junho de 2022, p. 6821. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/su14116821>.

CASTRO-CASTELLON, ANA T., ET AL. “Ecotoxicity of Microplastics to Freshwater Biota: Considering Exposure and Hazard across Trophic Levels”. *Science of The Total Environment*, vol. 816, abril de 2022, p. 151638. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151638>.

CHAMAS, Ali, et al. “Degradation Rates of Plastics in the Environment”. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 8, nº 9, março de 2020, p. 3494–511. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>.

CHEN, YUAN, ET AL. “Single-Use Plastics: Production, Usage, Disposal, and Adverse Impacts”. *Science of The Total Environment*, vol. 752, janeiro de 2021, p. 141772. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141772>.

CHU, JIANWEN, ET AL. “Dynamic Flows of Polyethylene Terephthalate (PET) Plastic in China”. *Waste Management*, vol. 124, abril de 2021, p. 273–82. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.035>.

CORELLA-PUERTAS, ELENA, ET AL. “Development of Simplified Characterization Factors for the Assessment of Expanded Polystyrene and Tire Wear Microplastic Emissions Applied in a Food Container Life Cycle Assessment”. *Journal of Industrial Ecology*, vol.

26, no 6, dezembro de 2022, p. 1882–94. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1111/jiec.13269>.

CORELLA-PUERTAS, ELENA, ET AL. “MarILCA Characterization Factors for Microplastic Impacts in Life Cycle Assessment: Physical Effects on Biota from Emissions to Aquatic Environments”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 418, setembro de 2023, p. 138197. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138197>.

COSTA, MARIANA A. ET AL. Life cycle assessment of polylactic acid (PLA) production from maize: land use impacts of agricultural feedstock cultivation. *Sustainability*, v. 15, n. 16, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/15/16/12470>. Acesso em: 05 ago. 2025.

COSATE DE ANDRADE, MARINA F., ET AL. “Life Cycle Assessment of Poly(Lactic Acid) (PLA): Comparison Between Chemical Recycling, Mechanical Recycling and Composting”. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 24, no 4, dezembro de 2016, p. 372–84. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s10924-016-0787-2>.

COTTAFAVA, DARIO, ET AL. “Assessment of the Environmental Break-Even Point for Deposit Return Systems through an LCA Analysis of Single-Use and Reusable Cups”. *Sustainable Production and Consumption*, vol. 27, julho de 2021, p. 228–41. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.11.002>.

CUCINOTTA, F.; BARBERI, E.; SALMERI, F. *A Review on Navigating Sustainable Naval Design: LCA and Innovations in Energy and Fuel Choices*. *Environmental Science & Pollution Research*, março 2024.

DAMAYANTI, E HO-SHING WU. “Strategic Possibility Routes of Recycled PET”. *Polymers*, vol. 13, no 9, maio de 2021, p. 1475. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/polym13091475>.

DE ALBUQUERQUE, TIAGO LIMA, ET AL. “Polylactic Acid Production from Biotechnological Routes: A Review”. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 186, setembro de 2021, p. 933–51. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.07.074>.

DESOLE, MARIA PIA, ET AL. “Life Cycle Assessment (LCA) of PET and PLA Bottles for the Packaging of Fresh Pasteurised Milk: The Role of the Manufacturing Process and

the Disposal Scenario”. *Packaging Technology and Science*, vol. 35, no 2, fevereiro de 2022, p. 135–52. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1002/pts.2615>.

DHAKA, VAISHALI, ET AL. “Biological Degradation of Polyethylene Terephthalate by Rhizobacteria”. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 30, no 55, abril de 2022, p. 116488–97. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20324-9>.

EMADIAN, S. MEHDI, ET AL. “Biodegradation of Bioplastics in Natural Environments”. *Waste Management*, vol. 59, janeiro de 2017, p. 526–36. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.006>.

EMMERIK, T., & SCHWARZ, A. (2019). Plastic debris in rivers. *WIREs Water*. doi:10.1002/wat2.1398.

ETRMA – EUROPEAN TYRE AND RUBBER MANUFACTURERS’ ASSOCIATION. *Annual report 2019*. Brussels: ETRMA, 2019. Disponível em: <https://www.etrma.org/library/annual-report-2019/>. Acesso em: 30 jul. 2025.

EUROPEAN COMMISSION. Environmental Screening and Evaluation of Energy-using Products (EuP) Final Report. 2009.

FANTKE, P. (ED.), BIJSTER, M., GUIGNARD, C., HAUSCHILD, M., HUIJBREGTS, M., JOLLIET, O., KOUNINA, A., MAGAUD, V., MARGNI, M., MCKONE, T.E., POSTHUMA, L., ROSENBAUM, R.K., VAN DE MEENT, D., VAN ZELM, R., 2017. USEtox® 2.0 Documentation (Version 1).

FERRARA, CARMEN, ET AL. “LCA of Glass Versus PET Mineral Water Bottles: An Italian Case Study”. *Recycling*, vol. 6, nº 3, julho de 2021, p. 50. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/recycling6030050>.

FGV/GVCes; WRI. *Especificações do Programa Brasileiro GHG Protocol: contabilidade, quantificação e publicação de inventários corporativos de emissões de gases de efeito estufa*. São Paulo: FGV, 2008. Disponível em: <https://repositorio.fgv.br/server/api/core/bitstreams/c7c1073a-44dc-489b-8c3c-da456d740592/content>. Acesso em: 30 jul. 2025.

FINNVEDEN, G., E J. POTTING. “Life Cycle Assessment”. Encyclopedia of Toxicology, Elsevier, 2014, p. 74–77. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00627-8>.

FONSECA, ANA, ET AL. “Life Cycle Assessment of PLA Products: A Systematic Literature Review”. Sustainability, vol. 15, no 16, agosto de 2023, p. 12470. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/su151612470>.

FOOLMAUN, RAJENDRA KUMAR, E TOOLSEERAM RAMJEAWON. “Life Cycle Assessment (LCA) of PET Bottles and Comparative LCA of Three Disposal Options in Mauritius”. International Journal of Environment and Waste Management, vol. 2, no 1/2, 2008, p. 125. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1504/IJEW.2008.016997>.

FRANZONI, ELISA, ET AL. “Applicability of Life Cycle Assessment Methodology to Conservation Works in Historical Building: The Case of Cleaning”. Energy and Buildings, vol. 214, maio de 2020, p. 109844. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.109844>.

GILENO, LUCIANO ANTONIO, E LUIZ FELIPE RAMOS TURCI. “Life Cycle Assessment for PET-Bottle Recycling in Brazil: B2B and B2F Routes”. Cleaner Environmental Systems, vol. 3, dezembro de 2021, p. 100057. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2021.100057>.

GOEDKOOP, Mark et al. *ReCiPe 2008*: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition – Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM; Amersfoort: PRé Consultants, 2009. Disponível em: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607766001.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2025.

GROOT, WIM J., E TOBIAS BORÉN. “Life Cycle Assessment of the Manufacture of Lactide and PLA Biopolymers from Sugarcane in Thailand”. The International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 15, no 9, novembro de 2010, p. 970–84. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0225-y>.

GÜNDOĞDU, SEDAT, ET AL. “Hydrometeorological Assessments of the Transport of Microplastic Pellets in the Eastern Mediterranean”. Science of The Total Environment, vol. 823, junho de 2022, p. 153676. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153676>.



GUO, XIN, ET AL. “Environmental Impacts of Functional Fillers in Polylactide (PLA)-Based Bottles Using Life Cycle Assessment Methodology”. *Science of The Total Environment*, vol. 788, setembro de 2021, p. 147852. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147852>.

HAUSCHILD, MICHAEL Z. “Introduction to LCA Methodology”. *Life Cycle Assessment*, organizado por Michael Z. Hauschild et al., Springer International Publishing, 2018, p. 59–66. DOI.org (Crossref), [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_6).

HOROWITZ, NAOMI, ET AL. “Life Cycle Assessment of Bottled Water: A Case Study of Green2O Products”. *Waste Management*, vol. 76, junho de 2018, p. 734–43. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.043>.

IDRIS, SITI NORLIYANA, ET AL. “The Degradation of Single-Use Plastics and Commercially Viable Bioplastics in the Environment: A Review”. *Environmental Research*, vol. 231, agosto de 2023, p. 115988. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115988>.

Infográfico do 12º Censo da Reciclagem do PET no Brasil - publicações – ABIPET. <https://abipet.org.br/publicacoes/>. Acesso em 17 de agosto de 2024.

International Pellet Watch | Global Monitoring of POPs using Beached Plastic Resin Pellets. <http://pelletwatch.org/>. Acesso em 17 de agosto de 2024.

INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (Joint Research Centre). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook :General Guide for Life Cycle Assessment: Provisions and Action Steps*. Publications Office of the European Union, 2011. *Publications Office of the European Union*, <https://data.europa.eu/doi/10.2788/33030>.

JAYASEKARA, THEJANIE, ET AL. “Polylactic Acid Pellets Production from Corn and Sugarcane Molasses: Process Simulation for Scaled-Up Processing and Comparative Life Cycle Analysis”. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 30, no 11, novembro de 2022, p. 4590–604. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s10924-022-02535-w>.

JEM, K. JIM, E BOWEN TAN. “The Development and Challenges of Poly (Lactic Acid) and Poly (Glycolic Acid)”. *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research*, vol. 3,

no 2, abril de 2020, p. 60–70. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2020.01.002>.

JESUS, H. C.; COSTA, E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. *Química Nova*, v. 27, n. 3, p. 378–385, 2004.

JIANG, Xiangtao et al. Occurrence, distribution, and associated pollutants of plastic pellets (nurdles) in coastal areas of South Texas. *Science of the Total Environment*, v. 842, p. 156826, 2022.

JULIENNE, FANON, ET AL. “From Macroplastics to Microplastics: Role of Water in the Fragmentation of Polyethylene”. *Chemosphere*, vol. 236, dezembro de 2019, p. 124409. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>.

KARLSSON, THERESE & BROSCHE, SARA & ALIDOUST, MONA & TAKADA, HIDESHIGE. (2021). Plastic pellets found on beaches all over the world contain toxic chemicals.

KERDLAP, P., LI, C., & SUKHWANI, V. (2023). Life cycle assessment of cobalt extraction process: Towards sustainable mineral resource supply. *Journal of Industrial Ecology*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jiec.13258>

KHALID, NOREEN, ET AL. “Linking Effects of Microplastics to Ecological Impacts in Marine Environments”. *Chemosphere*, vol. 264, fevereiro de 2021, p. 128541. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128541>.

KLOVÉRPRIS, J. H.; NORDSTRØM, C.; SCHEEL, C. N.; SCHMIDT, J.; GRANT, B.; SMITH, W.; BENTHAM, M. J. Assessing life cycle impacts from changes in agricultural practices of crop production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 25, p. 1991–2007, 2020.

KOULOUMPIS, V., ET AL. “Potential Trade-Offs between Eliminating Plastics and Mitigating Climate Change: An LCA Perspective on Polyethylene Terephthalate (PET) Bottles in Cornwall”. *Science of The Total Environment*, vol. 727, julho de 2020, p. 138681. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138681>.

KOUSEMAKER, TIMOTHY M., ET AL. “LCA Practices of Plastics and Their Recycling: A Critical Review”. *Applied Sciences*, vol. 11, no 8, abril de 2021, p. 3305. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/app11083305>.

LAVOIE, JÉRÔME, ET AL. “Aquatic Micro- and Nano-plastics in Life Cycle Assessment: Development of an Effect Factor for the Quantification of Their Physical Impact on Biota”. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 26, no 6, dezembro de 2022, p. 2123–35. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1111/jiec.13140>.

LAMBERT, SCOTT, E MARTIN WAGNER. “Characterisation of Nanoplastics during the Degradation of Polystyrene”. *Chemosphere*, vol. 145, fevereiro de 2016, p. 265–68. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>.

LEEJARKPAI, THANAWADEE, ET AL. “Comparative Assessment of Global Warming Impact and Eco-Efficiency of PS (Polystyrene), PET (Polyethylene Terephthalate) and PLA (Polylactic Acid) Boxes”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 125, julho de 2016, p. 95–107. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.029>.

LIU, ZHENG GUO, E XUE-YI YOU. “Recent Progress of Microplastic Toxicity on Human Exposure Base on in Vitro and in Vivo Studies”. *Science of The Total Environment*, vol. 903, dezembro de 2023, p. 166766. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166766>.

LIRO, MACIEJ, ET AL. “Macroplastic Fragmentation in Rivers”. *Environment International*, vol. 180, outubro de 2023, p. 108186. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108186>.

LOGCOMEX. *Importação de plástico: como importar? Veja estatísticas do mercado em 2022*. [S.l.]: Logcomex, 2022. Disponível em: <https://blog.logcomex.com/importacao-de-plastico>. Acesso em: 28 jul. 2025.

LOUBET, Philippe et al. Life cycle inventory of plastics losses from seafood supply chains: Methodology and application to French fish products. *Science of The Total Environment*, v. 804, p. 150117, 2022.

MADIVAL, SANTOSH, ET AL. “Assessment of the Environmental Profile of PLA, PET and PS Clamshell Containers Using LCA Methodology”. *Journal of Cleaner Production*,

vol. 17, no 13, setembro de 2009, p. 1183–94. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.015>.

MAGA, DANIEL, ET AL. “Methodology to Address Potential Impacts of Plastic Emissions in Life Cycle Assessment”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 27, no 3, março de 2022, p. 469–91. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02040-1>.

MARATHE, K. V., ET AL. “Life Cycle Assessment (LCA) of PET Bottles”. *Recycling of Polyethylene Terephthalate Bottles*, Elsevier, 2019, p. 149–68. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811361-5.00008-0>.

MARTIN, EDUARDO J. P., ET AL. “Life Cycle Comparative Assessment of Pet Bottle Waste Management Options: A Case Study for the City of Bauru, Brazil”. *Waste Management*, vol. 119, janeiro de 2021, p. 226–34. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.041>.

MATO, YUKIE, ET AL. “Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment”. *Environmental Science & Technology*, vol. 35, no 2, janeiro de 2001, p. 318–24. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/es0010498>.

MENDES, NATALIA CRESPO, ET AL. “Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos”. *Production*, vol. 26, nº 1, novembro de 2015, p. 160–75. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1590/0103-6513.153213>.

MENÉNDEZ-PEDRIZA, ALBERT, E JOAQUIM JAUMOT. “Interaction of Environmental Pollutants with Microplastics: A Critical Review of Sorption Factors, Bioaccumulation and Ecotoxicological Effects”. *Toxics*, vol. 8, no 2, junho de 2020, p. 40. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/toxics8020040>.

MERCÊS, Marcela Talita Rodrigues das et al. *Microplásticos: seus impactos à saúde humana*. SEMOC–Semana de Mobilização Científica-Economia Circular: o novo paradigma para a sustentabilidade, 2021.

Ministério da Economia. Comex Stat: Sistema de Estatísticas de Comércio Exterior. Acesso em 15 de agosto de 2024. <https://comexstat.mdic.gov.br/>.

MISTRY, AVNISH NITIN, ET AL. “Bioaugmentation with a Defined Bacterial Consortium: A Key to Degrade High Molecular Weight Polylactic Acid during Traditional

Composting”. *Bioresource Technology*, vol. 367, janeiro de 2023, p. 128237. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128237>.

MONTAGNER, CASSIANA, ET AL. “MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS”. *Química Nova*, 2021. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>.

MORÃO, ANA, E FRANÇOIS DE BIE. “Life Cycle Impact Assessment of Polylactic Acid (PLA) Produced from Sugarcane in Thailand”. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 27, no 11, novembro de 2019, p. 2523–39. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s10924-019-01525-9>.

MORENO-GONZÁLEZ, M. C. et al. Life cycle assessment of management/valorisation practices for metal-sludge from treatment of acid mine drainage. *Environmental Science and Pollution Research*, [S.l.], v. 30, n. 20, p. 54141–54155, 2023. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/301534102\\_Model\\_of\\_environmental\\_life\\_cycle\\_assessment\\_for\\_coal\\_mining\\_operations](https://www.researchgate.net/publication/301534102_Model_of_environmental_life_cycle_assessment_for_coal_mining_operations). Acesso em: 31 jul. 2025.

MORETTI, CHRISTIAN, ET AL. “Cradle-to-Grave Life Cycle Assessment of Single-Use Cups Made from PLA, PP and PET”. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 169, junho de 2021, p. 105508. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105508>.

A. L.MOURAD, E. E. C. GARCIA, A. VILHENA, Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações, CETEA/CEMPRE, Campinas (2002).

MTIBE, ASANDA, ET AL. “Synthetic Biopolymers and Their Composites: Advantages and Limitations—An Overview”. *Macromolecular Rapid Communications*, vol. 42, no 15, agosto de 2021, p. 2100130. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1002/marc.202100130>.

NAPPER, IMOGEN E., E RICHARD C. THOMPSON. “Environmental Deterioration of Biodegradable, Oxo-Biodegradable, Compostable, and Conventional Plastic Carrier Bags in the Sea, Soil, and Open-Air Over a 3-Year Period”. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, nº 9, maio de 2019, p. 4775–83. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06984>.

NATUREWORKS LLC. NatureWorks LLC – *Home*. Plymouth, MN, EUA: NatureWorks LLC, 2025. Disponível em: <https://www.natureworksllc.com/>. Acesso em: 28 jul. 2025.

OWENS, J. WILLIAM. “LCA Impact Assessment Categories: Technical Feasibility and Accuracy”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 1, nº 3, setembro de 1996, p. 151–58. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/BF02978944>.

PAPONG, SEKSAN, ET AL. “Comparative Assessment of the Environmental Profile of PLA and PET Drinking Water Bottles from a Life Cycle Perspective”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 65, fevereiro de 2014, p. 539–50. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.030>.

PEANO, L., KOUNINA, A., MAGAUD, V., CHALUMEAU, S., ZGOLA, M., BOUCHER, J., 2020. Plastic Leak Project. Methodological Guidelines. Quantis and EA. <https://quantis.com/reports/the-plastic-leak-project-guidelines/>.

PEÑA, CLAUDIA, ET AL. “Using Life Cycle Assessment to Achieve a Circular Economy”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26, no 2, fevereiro de 2021, p. 215–20. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01856-z>.

PERFIL 2023 - Abiplast - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2023/>. Acesso em 05 de outubro de 2024.

PETERS, Glen P.; WEIL, Michael. Assessment of lithium-nickel-cobalt-manganese and related metals in life cycle studies: resource use and depletion indicators. *Resources*, v. 9, n. 32, 2016. Disponível em: <https://www.scribd.com/document/732642255/resources-09-00032-v2>. Acesso em: 05 ago. 2025.

Plastics – the Fast Facts 2023 • Plastics Europe”. Plastics Europe, <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>. Acesso em 17 de agosto de 2024.

Plastics in the Marine Environment – Eunomia Research and Consulting. <https://eunomia.eco/reports/plastics-in-the-marine-environment/>. Acesso em 17 de agosto de 2024.

POLETO, C.; MARTEN, G. H. Elementos-traços em sedimentos urbanos e sua avaliação por guidelines. *Holos Environment*, v. 8, n. 2, p. 100–118, 2008.

PONCELET, P.; DECONINCK, W.; VAN PASSEL, S. *Advanced mineral resource indicators for Life Cycle Assessment: Application and interpretation*. Sustainability, Basel, v. 13, n. 2, p. 1–16, 2021. DOI: 10.3390/su13020855.

QI, XINHUA, ET AL. “Current Advances in the Biodegradation and Bioconversion of Polyethylene Terephthalate”. *Microorganisms*, vol. 10, nº 1, dezembro de 2021, p. 39. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/microorganisms10010039>.

QUINTANA-GALLARDO, A.; ALBA, J.; DEL REY, R.; CRESPO-AMORÓS, J. E.; GUILLÉN-GUILLAMÓN, I. *Environmental impacts of functional fillers in polylactide (PLA)-based bottles using life cycle assessment methodology*. Resources, Conservation and Recycling, v. Values, p. 2021.

RAJESHKUMAR, G., ET AL. “Environment Friendly, Renewable and Sustainable Poly Lactic Acid (PLA) Based Natural Fiber Reinforced Composites – A Comprehensive Review”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 310, agosto de 2021, p. 127483. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127483>.

RAKIB, M.R.J., SARKER, A., RAM, K. ET AL. Microplastic Toxicity in Aquatic Organisms and Aquatic Ecosystems: a Review. *Water Air Soil Pollut* **234**, 52 (2023), <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06062-9>.

REZVANI GHOMI, ERFAN REZVANI, ET AL. “The Life Cycle Assessment for Polylactic Acid (PLA) to Make It a Low-Carbon Material”. *Polymers*, vol. 13, no 11, junho de 2021, p. 1854. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/polym13111854>.

RHODES, CHRISTOPHER J. “Plastic Pollution and Potential Solutions”. *Science Progress*, vol. 101, no 3, setembro de 2018, p. 207–60. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3184/003685018X15294876706211>.

RIGAMONTI, LUCIA, E ELIANA MANCINI. “Life Cycle Assessment and Circularity Indicators”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26, no 10, outubro de 2021, p. 1937–42. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01966-2>.

S, NIKOLIAE, ET AL. Corn-based Polylactide vs. PET Bottles - Cradle-to-gate LCA and Implications. dezembro de 2015. open.uns.ac.rs, <https://open.uns.ac.rs/handle/123456789/5285>.

SALLA, ET AL. Primary Energy Resources and Environmental Impacts of Various Heating Systems Based on Life Cycle Assessment. *Energies*, v. 16, n. 19, 2023.



SALIERI, BEATRICE, ET AL. “How Relevant Are Direct Emissions of Microplastics into Freshwater from an LCA Perspective?” *Sustainability*, vol. 13, no 17, setembro de 2021, p. 9922. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/su13179922>.

SALING, PETER, ET AL. “Life Cycle Impact Assessment of Microplastics as One Component of Marine Plastic Debris”. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 25, nº 10, outubro de 2020, p. 2008–26. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01802-z>.

SCHAUBROECK, THOMAS. “Relevance of attributional and consequential life cycle assessment for society and decision support”. *Frontiers in Sustainability*, vol. 4, julho de 2023, p. 1063583. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3389/frsus.2023.1063583>.

SCHWARZ, A. E., ET AL. “Microplastic Aquatic Impacts Included in Life Cycle Assessment”. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 209, outubro de 2024, p. 107787. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107787>.

SHAO, PING, ET AL. “Impact of Volatile Organic Compounds and Photochemical Activities on Particulate Matters during a High Ozone Episode at Urban, Suburb and Regional Background Stations in Beijing”. *Atmospheric Environment*, vol. 236, setembro de 2020, p. 117629. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117629>.

SHEN, LI, ET AL. “Comparing Life Cycle Energy and GHG Emissions of Bio-based PET , Recycled PET , PLA , and Man-made Cellulosics”. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, vol. 6, no 6, novembro de 2012, p. 625–39. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1002/bbb.1368>.

SHEN, LI, ET AL. “Open-Loop Recycling: A LCA Case Study of PET Bottle-to-Fibre Recycling”. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55, no 1, novembro de 2010, p. 34–52. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.06.014>.

SIRACUSA, VALENTINA. A case study of life cycle assessment (LCA) for PS/PET/PLA boxes used on food packaging field, 2012. <https://www.iris.unict.it/handle/20.500.11769/73277>. Acesso em 17 de agosto de 2024.

SONG, Xingqiang; PETTERSEN, Johan Berg; PEDERSEN, Kristine Bondo; RØBERG, Stian. Comparative life cycle assessment of tailings management and energy scenarios for a copper ore mine: a case study in Northern Norway. *Journal of Cleaner Production*, 2017.



SPIERLING, SEBASTIAN, ET AL. “End-of-Life Options for Bio-Based Plastics in a Circular Economy—Status Quo and Potential from a Life Cycle Assessment Perspective”. *Resources*, vol. 9, no 7, julho de 2020, p. 90. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.3390/resources9070090>.

STATISTA (2024). Production of plastic products in China by leading province 2020. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/1257619/production-of-plastic-products-in-china-by-leading-province/>. Acessado em 05 de outubro de 2024.

SU, Lei et al. Global transportation of plastics and microplastics: A critical review of pathways and influences. *Science of The Total Environment*, v. 831, p. 154884, 2022.

SMURTHWAITE, MARK, ET AL. “A Review of the LCA Literature Investigating the Methods by Which Distinct Impact Categories Are Compared”. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 26, nº 8, junho de 2023, p. 19113–29. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03453-0>.

TAMBURINI, ELENA, ET AL. “Plastic (PET) vs Bioplastic (PLA) or Refillable Aluminium Bottles – What Is the Most Sustainable Choice for Drinking Water? A Life-Cycle (LCA) Analysis”. *Environmental Research*, vol. 196, maio de 2021, p. 110974. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110974>.

TANIGUCHI, IKUO, ET AL. “Biodegradation of PET: Current Status and Application Aspects”. *ACS Catalysis*, vol. 9, nº 5, maio de 2019, p. 4089–105. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acscatal.8b05171>.

TAO, Ming; NIE, Kemi; ZHAO, Rui; SHI, Ying; CAO, Wenzhuo. Environmental impact of mining and beneficiation of copper sulphate mine based on life cycle assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022.

TUURI, ELISE M., E SOPHIE CATHERINE LETERME. “How Plastic Debris and Associated Chemicals Impact the Marine Food Web: A Review”. *Environmental Pollution*, vol. 321, março de 2023, p. 121156. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121156>.

UNICE, K. M.; KREIDER, M. L.; PANKO, J. M. Comparison of tire and road wear particle concentrations in airborne and aquatic particulate matter. *Science of the Total Environment*, v. 640–641, p. 936–943, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.255>.

VAN DER ZEE, M., & MOLENVELD, K. (2020). The fate of (compostable) plastic products in a full scale industrial organic waste treatment facility. <https://doi.org/10.18174/514397>.

VETTERLEIN, D.; BERGMANN, C.; HÜTTL, R. F. Phosphorus availability in different types of open-cast mine spoil and the potential impact of organic matter application. *Plant and Soil*, v. 213, p. 189–194, jun. 1999.

WALKER, S., E R. ROTHMAN. “Life Cycle Assessment of Bio-Based and Fossil-Based Plastic: A Review”. *Journal of Cleaner Production*, vol. 261, julho de 2020, p. 121158. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158>.

WANG, CHUNYAN, ET AL. “Critical Review of Global Plastics Stock and Flow Data”. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 25, no 5, outubro de 2021, p. 1300–17. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1111/jiec.13125>.

WORLD PORTS ORGANIZATION. *Shanghai port remains world's busiest container port in 2022*. 2023. Disponível em: <https://www.worldports.org/shanghai-port-remains-worlds-busiest-container-port-in-2022/>. Acesso em: 28 jul. 2025.

WWF - Fundo Mundial para a Natureza, Solucionar a Poluição Plástica: Transparência e Responsabilização, 2019.

XIE, JINGQIAN, ET AL. “Global Occurrence, Bioaccumulation Factors and Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls in Tuna: A Review”. *Emerging Contaminants*, vol. 6, 2020, p. 388–95. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.11.003>.

YANAT, MURAT, ET AL. “Life Cycle Assessment (LCA) of Chitin Nanocrystal Reinforced Polylactic Acid (ChNC/PLA) and Polyethylene Terephthalate (PET) Packaging Material”. *Carbohydrate Polymers*, vol. 348, janeiro de 2025, p. 122927. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2024.122927>.

YU, YINGXUE, ET AL. “Minimal Impacts of Microplastics on Soil Physical Properties under Environmentally Relevant Concentrations”. *Environmental Science & Technology*, vol. 57, no 13, abril de 2023, p. 5296–304. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09822>.

Zhang, Kai, et al. “Understanding Plastic Degradation and Microplastic Formation in the Environment: A Review”. *Environmental Pollution*, vol. 274, abril de 2021, p. 116554. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>.

ZHANG, RUIRUI, ET AL. “PET Bottles Recycling in China: An LCA Coupled with LCC Case Study of Blanket Production Made of Waste PET Bottles”. *Journal of Environmental Management*, vol. 260, abril de 2020, p. 110062. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110062>.

ZHAO, XIANG, E FENGQI YOU. “Life Cycle Assessment of Microplastics Reveals Their Greater Environmental Hazards than Mismanaged Polymer Waste Losses”. *Environmental Science & Technology*, vol. 56, no 16, agosto de 2022, p. 11780–97. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01549>.

## ANEXOS

### ANEXO I – Valores de Taxas de Perda para o Brasil

Tabela 36 - Taxas de Perda para o Brasil

Country ID		Country status	LRdirpat+Flytipping+ Dumping+Landfill	Non collected waste: final value	Non collected waste based on World Bank (2018)	Mismanaged waste (part of the collected waste): final value	Mismanaged waste (part of the collected waste) based on World Bank (2018)	Open dump	Uncontrolled landfill	Waterways	Unaccounted for	Rest (used for control if no data 100% MW)
<b>BRA</b>	Brazil	UMC	29,89%	9%	9%	23%	23%	16%	0%	0%	8%	77%

Source : World Bank (2018) What a Waste 2.0											
Waste collection (% of population)	Controlled landfill	Incineration	Landfill unspecified	Open dump	Other treatment	Recycling	Sanitary landfill	Unaccounted for	Waterways	Anaerobic digestion	Composting
91%	22%	0%	0%	16%	0%	1%	53%	8%	0%	0%	0%

## ANEXO II – Valores de Taxas de Perda para o Brasil Adaptados para o Estudo

Tabela 37 - Taxa de Perda para o polímero de PLA no Brasil considerando o cenário de destinação "*business as usual*"

Country ID		Country status	LRdirpat+Flytipping+Dumping+Landfill	Non collected waste: final value	Non collected waste based on World Bank (2018)	Mismanaged waste (part of the collected waste): final value	Mismanaged waste (part of the collected waste) based on World Bank (2018)	Open dump	Uncontrolled landfill	Waterways	Unaccounted for	Rest (used for control if no data 100% MW)
<b>BRA</b>	Brazil	UMC	44,22%	9%	9%	39%	39%	39%	0%	0%	0%	61%

Waste collection (% of population)	Controlled landfill	Incineration	Landfill unspecified	Open dump	Other treatment	Recycling	Sanitary landfill	Unaccounted for	Waterways	Anaerobic digestion	Composting
91%	0%	0%	0%	39%	0%	0%	61%	0%	0%	0%	0%

Tabela 38 - Taxa de Perda para o polímero de PLA no Brasil considerando o cenário de destinação "*gestão adequada*"

Country ID		Country status	LRdirpat+Flytipping+Dumping+Landfill	Non collected waste: final value	Non collected waste based on World Bank (2018)	Mismanaged waste (part of the collected waste): final value	Mismanaged waste (part of the collected waste) based on World Bank (2018)	Open dump	Uncontrolled landfill	Waterways	Unaccounted for	Rest (used for control if no data 100% MW)
<b>BRA</b>	Brazil	UMC	8,70%	9%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%

Waste collection (% of population)	Controlled landfill	Incineration	Landfill unspecified	Open dump	Other treatment	Recycling	Sanitary landfill	Unaccounted for	Waterways	Anaerobic digestion	Composting
91%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	66,5%	0%	0%	0%	14%

Tabela 39 - Taxa de Perda para o polímero de PET no Brasil considerando o cenário de destinação "*business as usual*"

Country ID		Country status	LRdirpat+Flytipping+Dumping+Landfill	Non collected waste: final value	Non collected waste based on World Bank (2018)	Mismanaged waste (part of the collected waste): final value	Mismanaged waste (part of the collected waste) based on World Bank (2018)	Open dump	Uncontrolled landfill	Waterways	Unaccounted for	Rest (used for control if no data 100% MW)
<b>BRA</b>	Brazil	UMC	44,22%	9%	9%	39%	39%	39%	0%	0%	0%	61%

Waste collection (% of population)	Controlled landfill	Incineration	Landfill unspecified	Open dump	Other treatment	Recycling	Sanitary landfill	Unaccounted for	Waterways	Anaerobic digestion	Composting
91%	0%	0%	0%	38,9%	0%	9,57%	51,53%	0%	0%	0%	0%

Tabela 40 - Taxa de Perda para o polímero de PET no Brasil considerando o cenário de destinação "*gestão adequada*"

Country ID		Country status	LRdirpat+Flytipping+Dumping+Landfill	Non collected waste: final value	Non collected waste based on World Bank (2018)	Mismanaged waste (part of the collected waste): final value	Mismanaged waste (part of the collected waste) based on World Bank (2018)	Open dump	Uncontrolled landfill	Waterways	Unaccounted for	Rest (used for control if no data 100% MW)
<b>BRA</b>	Brazil	UMC	8,70%	9%	9%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%

Waste collection (% of population)	Controlled landfill	Incineration	Landfill unspecified	Open dump	Other treatment	Recycling	Sanitary landfill	Unaccounted for	Waterways	Anaerobic digestion	Composting
91%	0%	0%	0%	0%	0%	20%	80,0%	0%	0%	0%	0%



### ANEXO III – Valores de Taxas de Lançamento para Oceano, Ambientes Terrestres e Água Doce

Tabela 41 - Taxas de Lançamento

RELEASE RATE MATRIX	Ocean and freshwater (RelRocean +RelRfrw)	Terrestrial environment (RelRterenv)	Ocean and freshwater (RelRocean +RelRfrw)	Terrestrial environment (RelRterenv)	Ocean and freshwater (RelRocean +RelRfrw)	Terrestrial environment (RelRterenv)
	Small Size (<5cm)		Medium Size (5-25cm)		Large Size (>25cm)	
Low residual value	40%	60%	25%	75%	5%	95%
Medium residual value	25%	75%	15%	85%	5%	95%
High residual value	15%	15%	10%	5%	1%	1%

# ANEXO IV – Valores de Taxas de Perdas de bandas de rodagem por tipo de veículo

Tabela 42 - Taxas de Perda por Banda de Rodagem

Type of vehicle		Loss (car tires) Loss_(motorcycle_tires) Loss_(coach_tires) Loss_(truck_tires) loss of tire tread per kilometer travelled by the vehicle [mg (tread) / (vhc*km)]	Source
Motorcycle	Motorcycle	45	Liiterature review (see Section 16.1)
	Scooter	45	
Passenger car / light truck	Passenger car	102	
	Light truck	142	
Bus/coach	City bus	415	
	Long haul coach	326	
Medium/heavy truck	Medium/Heavy truck long haul	517	
	Medium/Heavy truck short haul	658	

## ANEXO V – Valores de Participação dos Polímeros por tipo de veículo

Tabela 43 - Participação dos Polímeros na Banda de Rodagem por Tipo de veículo

Type of vehicle		ShPolymer_(car_tires) ShPolymer_(motorcycle_tires) ShPolymer_(coach_tires) ShPolymer_(truck_tires) ShPolymer_(plane_tires)	Range provided by ETRMA (2019)
		Share of polymer fraction (synthetic rubber + natural rubber) in tire tread	
		[kg (microplastics) / kg (tread)]	[kg (microplastics) / kg (tread)]
Motorcycle	Motorcycle	0,4	0.3 to 0.5
	Scooter	0,5	ca. 0.5
Passenger car / light truck	Passenger car	0,35	0.34 to 0.38
	Light truck	0,36	0.34 to 0.38
Bus/coach	City bus	0,5	0.24 to 0.76
	Long haul coach	0,58	0.42 to 0.73
Medium/heavy truck	Medium/Heavy truck long haul	0,6	0.51 to 0.68
	Medium/Heavy truck short haul	0,5	0.35 to 0.65
Aircraft	Aircraft	0,53	0.50 to 0.55

## ANEXO VI – Valores de Taxa de Lançamento em Água Doce

Tabela 44 - Taxa de Lançamento em Água Doce

Abreviation	Description	Generic value
		[% of TRWP emitted],
		or [% of microplastic from tire abrasion]
RelRfrw	Release rate of TRWP in freshwater compartment	<b>16,76535%</b>

## ANEXO VII – Processos unitários inseridos para cada cenário

Tabela 45 - Cenário 1 (Entradas e Saídas)

Entradas			
Processo	Valor	Unidade	Processo Unitário
Eletricidade	0,01984	Kwh	Electricity, medium voltage {CSG}  Market for  Cut-off, U
Etileno	0,01489	kg	Ethylene {RoW}  Market for Ethylene  Cut-off, U
Oxigênio	0,00828	kg	Oxygen Liquid {RoW}  Market for Oxygen  Cut-off, U
Água de Torneira	0,11124	kg	Tap Water {RoW}  Market for  Cut-off, U
Ácido Tereftálico Purificado (ATP)	0,01800	kg	Purified Terephthalic Acid {GLO}  Market for  Cut-off, U
Calor	0,22518	MJ	Heat, from steam, in chemical industry {RoW}  Market for heat, from steam in chemical industry   Cut-off, U
Processo de Moldagem/Estiramento	0,01800	kg	Stretch Blow Moulding {RoW}  Stretch Blow Moulding  Cut-off, U
Transporte ferroviário da Província até o Porto de Xangai	0,00378	t.Km	Transport, freight train {CN}  Market for  Cut-off, U
Transporte marítimo do Porto de Xangai até o Porto de Santos	0,45140	t.Km	Transport, freight, sea, container ship {GLO} Market for transport, freight, sea, container ship  Cut-off, U
Transporte rodoviário do Porto de Santos até as fábricas de transformados de plástico	0,00119	t.Km	Transporte, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Saídas			

Entradas			
Processo	Valor	Unidade	Processo Unitário
Fluxos Finais de Resíduos	Valor	Unidade	Processo Unitário
Resíduo para Reciclagem	0,00172	kg	Non Hazardous Waste, landfill
Resíduo para Aterro Sanitário	0,00928	kg	Waste to Recycling
Resíduo para Descarte Irregular	0,00700	kg	Non Hazardous Waste, unspecified treatment
Emissões para a Água (Oceano)	Valor	Unidade	Processo Unitário
Microplásticos	0,0003659 088	kg	plastics, micro
Macroplásticos	0,00080	kg	plastics, macro

Tabela 46 - Cenário 2 (Entradas e Saídas)

Entradas			
Processo	Valor	Unidade	Processo Unitário
Eletricidade	0,01984	Kwh	Electricity, medium voltage {CSG}  Market for   Cut-off, U
Etileno	0,01489	kg	Ethylene {RoW}  Market for Ethylene  Cut-off, U
Oxigênio	0,00828	kg	Oxygen Liquid {RoW}  Market for Oxygen  Cut-off, U

Água de Torneira	0,11124	kg	Tap Water {RoW}  Market for  Cut-off, U
Ácido Tereftálico Purificado (ATP)	0,01800	kg	Purified Terephthalic Acid {GLO}  Market for  Cut-off, U
Calor	0,22518	MJ	Heat, from steam, in chemical industry {RoW}  Market for heat, from steam in chemical industry   Cut-off, U
Processo de Moldagem/Estiramento	0,01800	kg	Stretch Blow Moulding {RoW}  Stretch Blow Moulding  Cut-off, U
Transporte ferroviário da Província até o Porto de Xangai	0,00378	t.Km	Transport, freight train {CN}  Market for  Cut-off, U
Transporte marítimo do Porto de Xangai até o Porto de Santos	0,45140	t.Km	Transport, freight, sea, container ship {GLO} Market for transport, freight, sea, container ship  Cut-off, U
Transporte rodoviário do Porto de Santos até as fábricas de transformados de plástico	0,00119	t.Km	Transporte, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Saídas			
Fluxos Finais de Resíduos	Valor	Unidade	Processo Unitário
Resíduo para Reciclagem	0,00360	kg	Non Hazardous Waste, landfill
Resíduo para Aterro Sanitário	0,01440	kg	Waste to Recycling
Emissões para a Água (Oceano)	Valor	Unidade	Processo Unitário
Microplásticos	0,0003659088	kg	plastics, micro
Macroplásticos	0,0001566	kg	plastics, macro

Tabela 47 - Cenário 3 (Entradas e Saídas)

Entradas			
Processo	Valor	Unidade	Processo Unitário
Milho	20,86400	g	Maize grain {RoW}  market for maize grain  Cut-off, U
Oxigênio	0,0028362	g	Oxygen Liquid {RoW}  Market for Oxygen   Cut-off, U
Ácido Sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	4,07500	g	Sulfuric Acid {RoW}  market for sulfuric acid  Cut-off,U
Cloreto de Sódio (NaCl)	1,79300	g	Sodium Chloride, powder {GLO}  market for  Cut-off, U
Nitrogênio	0,16300	g	Nitrogen, liquid {RoW}  market for  Cut-off, U
Bauxitas (sais de alumínio)	0,00010	g	Bauxite {GLO}  market for bauxite  Cut-off, U
Barita (sulfato de bário, BaSO <sub>4</sub> )	0,01630	g	Barite {GLO}  market for  Cut-off, U
Ferro (Fe)	0,00538	g	Iron pellet {GLO} market for  Cut-off,U
Chumbo (Pb)	0,00003	g	Lead {GLO} market for  Cut-off,U
Calcário (CaCO <sub>3</sub> )	12,87700	g	Soil pH raising agent, as CaCO <sub>3</sub> {GLO}  lime to generic market for soil pH raising agent   Cut-off, U
Areia (SiO <sub>2</sub> )	0,16300	g	Sand {RoW}  market for sand  Cut-off, U
Fosfato (como P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,16300	g	Inorganic phosphorus fertiliser, as P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> {US}  market for inorganic phosphorus fertiliser, as P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>   Cut-off, U
Enxofre (elementar)	0,16300	g	Sulfur {GLO}  market for   Cut-off, U



Dolomita	0,00011	g	Dolomite {RoW}  market for dolomite   Cut-off, U
Cloreto de potássio (KCl)	0,32600	g	Potassium chloride {RoW}  market for potassium chloride   Cut-off, U
Caulim	0,32600	g	Kaolin {GLO}  market for   Cut-off, U
Aço	0,00109	g	Steel, unalloyed {GLO}  market for   Cut-off, U
Gás Natural	321,11000	KJ	Natural gas, burned in gas motor, for storage {GLO}  market for   Cut-off, U
Consumo de Eletricidade	108,88400	KJ	Electricity, medium voltage {US}  market group for   Cut-off, U
Óleo Residual	55,25700	KJ	Heavy fuel oil, burned in refinery furnace {GLO}  market for   Cut-off, U
Carvão Mineral	3,91200	KJ	Coal gas {RoW}  coking   Cut-off, U
Hidrogênio	0,0122	g	Hydrogen, gaseous {RoW}  hydrogen production, gaseous, petroleum refinery operation   Cut-off, U
Transporte ferroviário da fábrica da NatureWorks até o Porto de Chicago	0,01157	t.Km	Transport, freight train {US}  market for   Cut-off, U
Transporte marítimo do Porto de Chicago até o Porto de Santos	0,19942	t.Km	Transport, freight, sea, container ship {GLO} Market for transport, freight, sea, container ship Cut-off, U
Transporte rodoviário do Porto de Santos até as fábricas de transformados de plástico	0,00108	t.Km	Transport, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Transporte rodoviário das áreas de cultivo de milho em Nebraska até a Unidade da NatureWorks	0,00377	t.Km	Transport, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Saídas			

Fluxos Finais de Resíduos	Valor	Unidade	Processo Unitário
Resíduo para Aterro Sanitário	0,00996	kg	Waste to Recycling
Resíduo para Descarte Irregular	0,00634	kg	Non Hazardous Waste, unespecified treatment
Emissões para a Água (Oceano)	Valor	Unidade	Processo Unitário
Microplásticos	0,002416429 1	kg	plastics, micro
Macroplásticos	0,0007207	kg	plastics, macro

Tabela 48 - Cenário 4 (Entradas e Saídas)

Entradas			
Processo	Valor	Unidade	Processo Unitário
Milho	20,86400	g	Maize grain {RoW}  market for maize grain  Cut-off, U
Oxigênio	0,002836 2	g	Oxygen Liquid {RoW}  Market for Oxygen  Cut-off, U
Ácido Sulfúrico (H2SO4)	4,07500	g	Sulfuric Acid {RoW}  market for sulfuric acid  Cut-off,U
Cloreto de Sódio (NaCl)	1,79300	g	Sodium Chloride, powder {GLO}  market for  Cut-off, U
Nitrogênio	0,16300	g	Nitrogen, liquid {RoW}  market for  Cut-off, U
Bauxitas (sais de alumínio)	0,00010	g	Bauxite {GLO}  market for bauxite  Cut-off, U

Barita (sulfato de bário, BaSO <sub>4</sub> )	0,01630	g	Barite {GLO}  market for  Cut-off, U
Ferro (Fe)	0,00538	g	Iron pellet {GLO}  market for  Cut-off,U
Chumbo (Pb)	0,00003	g	Lead {GLO}  market for  Cut-off,U
Calcário (CaCO <sub>3</sub> )	12,87700	g	Soil pH raising agent, as CaCO <sub>3</sub> {GLO}  lime to generic market for soil pH raising agent   Cut-off, U
Areia (SiO <sub>2</sub> )	0,16300	g	Sand {RoW}  market for sand  Cut-off, U
Fosfato (como P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,16300	g	Inorganic phosphorus fertiliser, as P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> {US}  market for inorganic phosphorus fertiliser, as P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>   Cut-off, U
Enxofre (elementar)	0,16300	g	Sulfur {GLO}  market for   Cut-off, U
Dolomita	0,00011	g	Dolomite {RoW}  market for dolomite   Cut-off, U
Cloreto de potássio (KCl)	0,32600	g	Potassium chloride {RoW}  market for potassium chloride   Cut-off, U
Caulim	0,32600	g	Kaolin {GLO}  market for   Cut-off, U
Aço	0,00109	g	Steel, unalloyed {GLO}  market for   Cut-off, U
Gás Natural	321,11000	KJ	Natural gas, burned in gas motor, for storage {GLO}  market for   Cut-off, U
Consumo de Eletricidade	108,88400	KJ	Electricity, medium voltage {US}  market group for   Cut-off, U
Óleo Residual	55,25700	KJ	Heavy fuel oil, burned in refinery furnace {GLO}  market for   Cut-off, U
Carvão Mineral	3,91200	KJ	Coal gas {RoW}  coking   Cut-off, U

Hidrogênio	0,0122	g	Hydrogen, gaseous {RoW}  hydrogen production, gaseous, petroleum refinery operation   Cut-off, U
Transporte ferroviário da fábrica da NatureWorks até o Porto de Chicago	0,01157	t.Km	Transport, freight train {US}  market for   Cut-off, U
Transporte marítimo do Porto de Chicago até o Porto de Santos	0,19942	t.Km	Transport, freight, sea, container ship {GLO} Market for transport, freight, sea, container ship Cut-off, U
Transporte rodoviário do Porto de Santos até as fábricas de transformados de plástico	0,00108	t.Km	Transport, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Transporte rodoviário das áreas de cultivo de milho em Nebraska até a Unidade da NatureWorks	0,00377	t.Km	Transport, freight, lorry> 32 metric ton, euro 3 {RoW}  Market for transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO3, Cut-off, U
Saídas			
Fluxos Finais de Resíduos	Valor	Unidade	Processo Unitário
Resíduo para Reciclagem	0,00326	kg	Non Hazardous Waste, landfill
Resíduo para Aterro Sanitário	0,01084	kg	Waste to Recycling
Resíduo para Compostagem	0,00220	kg	Non Hazardous Waste, unspecified treatment
Emissões para a Água (Oceano)	Valor	Unidade	Processo Unitário
Microplásticos	0,002416 4291	kg	plastics, micro
Macroplásticos	0,000141 8	kg	plastics, macro

