

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

**ESTUDO COMPARATIVO DAS EMISSÕES DE GASES DE
EFEITO ESTUFA ASSOCIADAS ÀS SACOLAS PLÁSTICAS
DE USO ÚNICO E REUTILIZÁVEIS PARA
CARREGAMENTO DE COMPRAS DE ALIMENTOS NO
DISTRITO FEDERAL - BRASIL**

FLORA LYN DE ALBUQUERQUE FUJIWARA

ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS PINEDA

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO – 2023

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

**ESTUDO COMPARATIVO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO
ESTUFA ASSOCIADAS ÀS SACOLAS PLÁSTICAS DE USO ÚNICO
E REUTILIZÁVEIS PARA CARREGAMENTO DE COMPRAS DE
ALIMENTOS NO DISTRITO FEDERAL – BRASIL**

FLORA LYN DE ALBUQUERQUE FUJIWARA

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

**Prof. Francisco Javier Contreras Pineda, PhD (FT-UnB)
(Orientador)**

**Profa. Conceição de Maria Albuquerque Alves, PhD (FT-UnB)
(Examinador Interno)**

**Prof. Ana Paula Bortoleto, PhD (Unicamp)
(Examinador Externo)**

BRASÍLIA/DF, 18 DE SETEMBRO DE 2023

FICHA CATALOGRÁFICA

FUJIWARA, FLORA LYN DE ALBUQUERQUE

Estudo comparativo das emissões de gases de efeito estufa associadas às sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis para carregamento de compras de alimentos no Distrito Federal – Brasil. [Distrito Federal] 2023.

xiii, 104p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2023).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Avaliação de ciclo de vida.

2. Sacola plástica

3. Gases de efeito estufa

4. Comportamento pró-ambiental

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FUJIWARA., F. L. A. (2023). Estudo comparativo das emissões de gases de efeito estufa associadas às sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis para carregamento de compras de alimentos no Distrito Federal – Brasil. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 104p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Flora Lyn de Albuquerque Fujiwara.

TÍTULO: Estudo comparativo das emissões de gases de efeito estufa associadas às sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis para carregamento de compras de alimentos no Distrito Federal – Brasil.

GRAU: Mestre

ANO: 2023

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

Flora Lyn de Albuquerque Fujiwara
SQN 416, Bloco J, Asa Norte.
70.879-100 Brasília – DF – Brasil.

AGRADECIMENTOS

A construção desse trabalho foi apoiada por inúmeras pessoas que em diferentes momentos e de diferentes formas me ajudaram a construir e investir nesse produto.

Agradeço minha família, especialmente Ângela e Sergio, meus pais que de longe sempre me deram doses de confiança, meu irmão João, que é e será para sempre o meu grande companheiro, e meus queridos Dan, Kat e Sofi, a família mais próxima desde que cheguei em Brasília.

À minha família estendida Marta, Sergio, Anita e Maria, presentes dados pelo meu parceiro Miguel que há anos me apoia e me acompanha nas empreitadas mais diversas. No mestrado não foi diferente.

Ao meu orientador Francisco, que foi questionador, provocador e atencioso, ao mesmo tempo que muito compreensivo em todas as etapas que transpassam a construção de uma dissertação. Obrigada pela confiança, pelo compartilhamento de tantas experiências e pelas incansáveis doses de incentivo.

Aos colegas e professores de PTARH, que dividimos salas, dúvidas e momentos de vida, e aos amigos que mais intimamente forneceram apoio nessa etapa: Victor Silva, Eneida Brites e Camila Lopes. Também ao Pedro Duarte, que nos meses finais semanalmente me ajudou no processo de finalização desse produto.

Aos meus colegas de trabalho pela leveza que trouxeram à fase final da dissertação: Davi, Aline, Lígia, Daniela, Bruno, Camila, Tarcísio, Ricardo, Aracá e Matheus.

Ao Departamento de Pós-Graduação da UnB pela bolsa de financiamento de parte dos custos da pesquisa, ao CNPq pela bolsa concedida no meu primeiro ano de mestrado, e à FAP/DF pela bolsa concedida para participação em evento internacional.

Ao Grupo Interdisciplinar de Pesquisa em Resíduo Sólidos, pelas discussões férteis que ressignificaram minhas perspectivas enquanto pesquisadora;

Muito obrigada também aos que não foram citados, mas que de alguma forma foram parte desse processo.

RESUMO

ESTUDO COMPARATIVO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA ASSOCIADAS ÀS SACOLAS PLÁSTICAS DE USO ÚNICO E REUTILIZÁVEIS PARA CARREGAMENTO DE COMPRAS DE ALIMENTOS NO DISTRITO FEDERAL – BRASIL

Considerando o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e as consequências climáticas que aproximam a temperatura média global do limite pactuado pelo Acordo de Paris até o ano de 2030, a investigação sobre os padrões de consumo dos indivíduos se faz relevante. Uma representativa parcela de emissões associadas ao consumo doméstico dos brasileiros está vinculada à categoria de alimentos e o consumo de alimentos tem íntima relação com o uso de plásticos que são amplamente utilizados como embalagens desses itens. Diante da possibilidade de escolha dos consumidores sobre o uso de sacolas plásticas para o acondicionamento de alimentos, o presente trabalho visa avaliar o efeito da adoção de comportamentos sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis em termos de emissões de GEE, considerando a realidade do Distrito Federal (DF), Brasil. A estimativa de emissões de GEE foi conduzida por meio de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) utilizando dados da base *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, bem como dados operacionais do esquema de gerenciamento de resíduos sólidos do DF. Em paralelo foram traçados perfis de comportamento sobre o consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis pela população do DF, de acordo com 391 respostas obtidas por questionário baseado na escala de Comportamento Geral Ecológico (CEG) proposta por Kaiser e Wilson (2004). Os resultados indicam que há uma preferência da população do Distrito Federal em utilizar apenas sacolas do tipo reutilizáveis (41%), enquanto 15% dos respondentes foram classificados como usuários estritos de sacolas de uso único, perfis associados respectivamente a emissões de GEE anuais na ordem de 0,38 kg CO₂-eq e 0,23 kg CO₂-eq. As emissões de GEE vinculadas ao consumo de sacolas plásticas são majoritariamente representadas pela sua etapa de produção, sendo os estágios de gerenciamento de resíduos sólidos 7,3% (uso único) e 1,8% (reutilizável) do total de emissões por sacola plástica analisada. A consideração de outras alternativas de embalagens bem como das motivações dos indivíduos para suas escolhas poderá complementar a análise em futuras investigações sobre o assunto.

ABSTRACT

COMPARATIVE STUDY OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS ASSOCIATED WITH SINGLE-USE AND REUSABLE PLASTIC BAGS FOR FOOD PURCHASES IN THE FEDERAL DISTRICT - BRAZIL

Considering the increase in Greenhouse Gas (GHG) emissions and the climatic consequences that bring the average global temperature closer to the limit agreed by the Paris Agreement for the year 2030, research on individuals' consumption patterns becomes relevant. A representative portion of emissions associated with domestic consumption by Brazilians is linked to the food category, and food consumption is closely related to the use of plastics as packaging for these items. Considering the consumer's choice to use plastic bags for food packaging, this study aims to evaluate the effect of adopting behaviours on using single-use and returnable plastic bags in terms of GHG emissions, considering the reality of the Federal District (DF), Brazil. The estimate of GHG emissions was conducted through a Life Cycle Assessment (LCA) using information from the Ecoinvent 3.6 Cutoff database and operational data from the DF solid waste management authority. In parallel, behaviour profiles were drawn on the consumption of single-use and reusable plastic bags by the population of the Federal District (DF), according to 391 responses obtained by a questionnaire based on the General Ecological Behaviour (CEG) scale proposed by Kaiser and Wilson (2004). The results indicate that 41% of the population prefers to use only reusable bags, while 15% of respondents were classified as strict users of single-use bags, associated with annual GHG emissions in the order of 0.38 kg CO₂-eq and 0.23 kg CO₂-eq, respectively. Emissions linked to the consumption of plastic bags are represented mainly in the production stage, with post-consumption solid waste management accounting for 7.3% (single use) and 1.8% (reusable) of total emissions per plastic bag analysed. The consideration of other packaging alternatives, as well as the motivations of individuals for their choices, may complement the analysis in future investigations on the subject.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS	4
2.1 - GERAL.....	4
2.2 - ESPECÍFICOS	4
3 - REVISÃO DE LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
3.1 - OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL	5
3.2 - CONSUMO DE ALIMENTOS.....	9
3.3 - USO DE PLÁSTICO.....	12
3.3.1 - Fabricação de sacolas plásticas de uso único	13
3.3.1.1 - Bioplásticos	15
3.3.2 - Reutilização de sacolas	16
3.3.3 - Legislação sobre o uso de sacolas plásticas no mundo	17
3.3.4 - Lei sobre o consumo de sacolas plásticas no Distrito Federal.....	18
3.4 - AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	21
3.4.1 - Definição do escopo e objetivos	22
3.4.1.1 - Unidade funcional	22
3.4.1.2 - Limites do sistema.....	23
3.4.2 - Inventário de ciclo de vida.....	24
3.4.3 - Avaliação de impacto	24
3.4.4 - Interpretação dos resultados	27
3.5 - COMPORTAMENTO PRÓ-AMBIENTAL.....	27
3.5.1 - Comportamento geral ecológico.....	31
4 - METODOLOGIA	34
4.1 - ESTIMATIVA DA INTENSIDADE DE EMISSÕES DE GEE.....	35
4.1.1 - Definição do escopo	35
4.1.1.1 - Etapa de fabricação de sacolas plásticas	37
4.1.2 - Inventário de ciclo de vida.....	39
4.1.3 - Avaliação de impactos do ciclo de vida	44

4.2 - COMPORTAMENTO ECOLÓGICO GERAL.....	44
4.2.1 - O questionário.....	44
4.3 - INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS	48
4.4 - LOCAL DE ESTUDO.....	50
5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	51
5.1 - CARACTERIZAÇÃO DAS ETAPAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS.....	51
5.1.1 - Fluxo de resíduos sólidos	55
5.1.2 - Inventário de ciclo de vida	59
5.1.3 - Análise dos impactos	60
5.2 - COMPORTAMENTO ECOLÓGICO GERAL.....	64
5.2.1 - Caracterização da amostra.....	64
5.2.2 - Escala comportamental.....	65
5.2.3 - Comportamentos sobre sacolas plásticas	69
5.3 - PERFIS DE COMPORTAMENTOS	72
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Parâmetros das sacolas analisadas e fluxos de referência	37
Tabela 4.2 - Distâncias consideradas para modelagem das etapas de gerenciamento de RS	40
Tabela 4.3 - Distâncias mensais estimadas em cada percurso modelado	41
Tabela 4.4 – Fatores de consumo energético e de emissão de poluentes utilizados na construção do ICV	43
Tabela 4.5 - Questões do questionário de comportamento geral ecológico	45
Tabela 4.6 – Perguntas contextuais incluídas no questionário	47
Tabela 4.7 - Considerações sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis de acordo com os perfis de comportamento	50
Tabela 5.1 - Quantidades de materiais das etapas de gerenciamento dos resíduos convencionais e seletivos consideradas na modelagem de ACV	56
Tabela 5.2 – Percentuais de sacolas plásticas nas etapas de gerenciamento de RSU no DF	56
Tabela 5.3 - Quantidades absolutas requeridas por processo por quilograma de RS gerenciado.....	59
Tabela 5.4 - Balanço de entradas e saídas para um quilograma de sacolas plásticas fabricada e gerenciada como resíduos sólidos.....	60
Tabela 5.5 – Resumo das estimativas de emissões de GEE por sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis	62
Tabela 5.6: Estatística descritiva da amostra de respondentes do questionário	65
Tabela 5.7 - Estimativas de aderência do modelo	66
Tabela 5.8 - Escala de CEG ordenada pelo nível de dificuldade	67
Tabela 5.9 – Total de respondentes por combinação de afirmações	72
Tabela 5.10 – Percentual de respondentes por combinação de afirmações	73
Tabela 5.11 – Percentual de distribuição dos indivíduos em relação aos perfis de comportamento sobre o uso de sacolas de uso único e reutilizáveis	74
Tabela 5.12 – Emissão de dióxido de carbono equivalente anual associada ao consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis per capita, por perfil traçado	75
Tabela 5.13 – Total de emissões de dióxido de carbono equivalente associada ao consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis pela população de Brasília	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Concentrações de GEE de 1850 a 2019	6
Figura 3.2 – Incremento da temperatura global da superfície terrestre	6
Figura 3.3 - Cadeia de causa e efeito das mudanças climáticas	7
Figura 3.4 - Exemplo de cálculo de pegada de carbono	9
Figura 3.5 – Esquema simplificado da cadeia produtiva petroquímica	13
Figura 3.6 - Rolo de filme plástico oriundo da máquina extrusora	14
Figura 3.7 - Exemplo de sacola plástica biodegradável fornecida ou vendida por estabelecimento comercial do DF e sua especificação técnica.....	19
Figura 3.8 - Exemplo de sacolas reutilizáveis vendidas em supermercados do Distrito Federal	19
Figura 3.9 – Estrutura da ACV	21
Figura 3.10 – Exemplo de estágios do ciclo de vida e definição de limite de sistema.	23
Figura 3.11 - Categorias de impacto <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i>	25
Figura 3.12 – Metodologias de avaliação de impacto de ciclo de vida publicados desde 2000 com seus países de origem.....	26
Figura 3.13 – Definição de comportamento pró-ambiental orientado ao fato e ao objeto e seus propósitos.....	29
Figura 3.14 - Representação esquemática da Teoria do Comportamento Planejado	30
Figura 4.1 - Fluxo metodológico	34
Figura 4.2 - Fronteiras do sistema e processos não incluídos no escopo da pesquisa.....	35
Figura 4.3 - Concepção das etapas de ACV	36
Figura 4.4 - Limites do sistema da produção de sacolas de bioplástico	37
Figura 4.5 - Limites do sistema da produção de sacolas reutilizáveis.....	38
Figura 4.6 – Processos da base de dados Ecoinvent 3.6 Cutoff incluídos na modelagem de fabricação de sacolas plásticas reutilizáveis	38
Figura 4.7 - Interface do software Open LCA utilizado na modelagem ACV	39
Figura 4.8 - Perfis de comportamento sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis de acordo com respostas a afirmações do questionário	49
Figura 4.9 - Regiões Administrativas do Distrito Federal, conforme divisão vigente em 2019	51
Figura 5.1 - Catadoras realizando a triagem de resíduos em IRR do SLU.....	52
Figura 5.2 - Caminhão compactador utilizado na coleta seletiva do SLU	52
Figura 5.3 – Catadores triando materiais recicláveis na usina de tratamento mecânico biológico.	53
Figura 5.4 – Esquema do gerenciamento de RS domiciliares no DF	54
Figura 5.5 - Localização das unidades de gerenciamento de RS operadas pelo SLU DF... ..	54
Figura 5.6 - Fluxo de resíduos ao longo da cadeia de gerenciamento	57
Figura 5.7 - Emissões de GEE por 1 kg de resíduo de sacola plástica gerenciada, por processo modelado	61
Figura 5.8 – Mapa de item-pessoa (cada “X” representa 2 indivíduos)	68
Figura 5.9 - Formas de reutilização de sacolas plásticas declaradas pelos respondentes....	70
Figura 5.10 – Respostas para a pergunta “Você concorda com a lei do GDF de cobrar pelo uso de sacolas plásticas?”	71
Figura 5.11 – Respostas para a pergunta “Você acha que as sacolas reutilizáveis (<i>ecobags</i>) vendidas no mercado tem um preço justo?”	71

Figura 5.12 – Distribuição dos respondentes entre os perfis 3 e 6 de acordo com as respostas às afirmações sobre o uso de sacolas plásticas	73
Figura 5.13 - Distribuição dos respondentes entre os perfis 4 e 5 de acordo com as respostas às afirmações sobre o uso de sacolas plásticas	74
Figura 5.14 - Fluxograma de uso e descarte de sacolas de uso único e reutilizáveis por cada perfil traçado, por indivíduo por ano	76

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AP	Acordo de Paris
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
CEG	Comportamento Ecológico Geral
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₂ -eq	Dióxido de carbono equivalente
CC	Coleta convencional
CS	Coleta seletiva
DF	Distrito Federal
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
GEE	Gases de efeito estufa
IGES	<i>Institute for Global Environmental Strategies</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima
IRR	Instalação de Recuperação de Resíduos
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
kg	Quilograma(s)
kWh	Quilowatt-hora
L	Litro(s)
m ³	Metro(s) cúbico(s)
MAN	Modelo de Ativação pela Norma
OECD	<i>Organization for Economic Co-operation and Development</i>
ONU	Organizações das Nações Unidas

PDAD	Pesquisa de Amostra de Domicílios
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de alta densidade
PL	Projeto de Lei
PP	Polipropileno
PTARH	Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
RA	Região Administrativa
RSU	Resíduo sólido urbano
SDG	<i>Sustainable Development Goals</i>
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
t	Tonelada(s)
TCLE	Termo de Consentimento Livre e Esclarecido
TCP	Teoria do Comportamento Planejado
UF	Unidade funcional
UTMB	Usina de tratamento mecânico biológico

1 - INTRODUÇÃO

As atividades humanas, especialmente da sociedade pós industrial, escalonaram as emissões de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera, levando ao cenário de alerta global acerca das mudanças climáticas. As duas primeiras décadas do século XXI apresentaram uma temperatura da superfície terrestre aproximadamente 1°C superior ao aumento observado entre os anos de 1850 e 1900, seguindo um padrão de crescente desde 1970, em uma série histórica de 2000 anos (IPCC, 2023). As concentrações recordes de dióxido de carbono (CO₂) e gás metano (CH₄), que desde de 1750 aumentaram respectivamente 47% e 156% na atmosfera, ultrapassando os níveis naturais dos último 800.000 anos, são apenas uma das comprovações da relação entre as atividades humanas e as emissões de gases de efeito estufa (IPCC, 2023).

Embora ações de mitigação baseadas em políticas públicas tenham contribuído para a redução das intensidades das emissões associadas à energia, pela substituição de fontes de carvão e aumento da parcela renovável, o montante global de emissões continua em crescimento. Esse fato é consequência de um século de emissões oriundas de uso de energia, mudança do uso do solo, além de estilos de vida e padrões de consumo e produção (IPCC, 2023). Mudanças tecnológicas nos setores de energia e industrial, por exemplo, representam ganhos necessários e relevantes na corrida contra as mudanças climáticas, no entanto, a cultura de consumo e padrões de estilo de vida devem adicionalmente compor as estratégias de enfrentamento às mudanças climáticas, visando à redução não apenas das intensidades das emissões, mas dos montantes consumidos e emitidos.

No âmbito doméstico, o consumo residencial pode representar até 60% das emissões atmosféricas de um país, quando consideradas emissões diretas e indiretas (WILSON *et al.*, 2013) e essas emissões têm taxas desiguais pelas residências. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), em seu sexto relatório (2023), aponta que 10% dos domicílios com as maiores taxas de emissão per capita contribuem com 34 a 45% das emissões globais domésticas, enquanto que os 50% com menores taxas de emissão per capita associadas representam 13 a 15% das emissões domésticas. Dentre as modalidades de emissões domésticas, a pegada de carbono dos brasileiros mostrou uma ampla parcela relacionada ao consumo de alimentos (38%), seguida da mobilidade (27%), moradia (23%) e bens, serviços e lazer (13%) (IGES, 2021). Diante de uma matriz energética já

majoritariamente composta por fontes renováveis (84%) (ANEEL, 2023), e a constante promessa de crescimento econômico, ações voltadas à redução de emissões de GEE no Brasil devem considerar o comportamento dos seus consumidores, promovendo resultados a longo prazo que de fato sejam efetivos para a causa climática.

O consumo de alimentos e o processo de compras de mantimentos está intimamente ligado ao uso de embalagens. A necessidade de materiais resistentes, inertes, e com baixo custo caracterizaram um cenário propício para o desenvolvimento de embalagens plásticas voltadas ao setor alimentício. Levantamentos apontam que de 40% a 50% da produção mundial de plástico é destinada à indústria de embalagens (MATHALON E HILL, 2014; WWF, 2019) e os impactos associados à produção de plásticos e embalagens estendem-se às etapas pós consumo. Países de baixa renda podem ter até 84% dos seus resíduos plásticos descartados a céu aberto, enquanto que países de alta renda podem ter até 12% dos seus resíduos plásticos não coletados (WWF, 2019). A alta produção de embalagens plásticas e o gerenciamento ineficiente de resíduos sólidos levaram os plásticos de uso único (descartáveis) à categoria de maior contribuinte para o lixo marinho (STEENSGAARD *et al.*, 2017; XANTHOS E WALKER, 2017).

Considerando a temática de emissões domésticas, comportamento de indivíduos e as embalagens plásticas vinculadas à categoria de consumo de alimentos, as sacolas plásticas representam um item de relevante interesse, pela possibilidade direta de escolha e substituição pelo cliente. A temática das sacolas plásticas conta com legislações em diversas cidades do mundo, voltadas à redução do seu consumo por meio de restrições e cobranças (NIELSEN *et al.*, 2019), regulamentações que efetivamente ainda não resolveram a questão em um nível global.

Estudos voltados ao impacto ambiental de sacolas plásticas têm ampla abrangência no continente europeu e asiático (GÓMEZ E ESCOBAR, 2022), no entanto, a temática na América do Sul e no Brasil, ainda conta com pouca investigação, inclusive limitando o entendimento sobre as emissões de GEE oriundas do descarte de sacolas plásticas em configurações de gerenciamento de resíduos que contemplem a realidade brasileira.

Além da escassez de estudos voltados a quantitativos de emissões, a nível global não foram encontradas investigações voltadas a diferentes perfis de comportamentos sobre o uso desses

itens, que possibilite um maior entendimento sobre os impactos ambientais do uso de sacolas em decorrência de comportamentos adotados pelos indivíduos.

Dessa forma, este trabalho visa investigar os comportamentos sobre sacolas plásticas utilizadas em super mercados, tomando o caso das sacolas plásticas descartáveis (uso único) e reutilizáveis, em termos de emissões de GEE, considerando o recorte geográfico do Distrito Federal, Brasil.

Dessa forma, este trabalho visa analisar as emissões de gases de efeito estufa devido o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis, considerando os diferentes perfis de uso dessas embalagens pela população do Distrito Federal do Brasil.

2 - OBJETIVOS

2.1 - GERAL

Analisar o efeito de diferentes perfis de comportamentos sobre a escolha de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis em compras de alimentos no que se refere às emissões de gases de efeito estufa pela população do Distrito Federal do Brasil.

2.2 - ESPECÍFICOS

- Estimar as emissões de gases do efeito estufa decorrentes da fabricação e descarte de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis no Distrito Federal;
- Traçar perfis de comportamento da população do Distrito Federal sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis;
- Estimar as emissões de gases de efeito estufa associadas aos diferentes perfis de uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis no Distrito Federal.

3 - REVISÃO DE LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesse capítulo serão abordados conceitos pertinentes ao desenvolvimento da pesquisa e os fundamentos teóricos necessários para a sua compreensão, junto a uma revisão bibliográfica dos assuntos.

3.1 - OBJETIVOS DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O conceito de desenvolvimento sustentável, apresentado pelo relatório Nosso Futuro Comum em 1987, é definido como aquele que atende as demandas do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de atender as suas próprias demandas (BRUNDTLAND, 1987). Dentro desse conceito intergeracional, desenvolvimento refere-se a uma progressiva transformação da sociedade e da economia, em um cenário onde as necessidades individuais de um vasto número de habitantes do planeta diferem, e em muitos casos nem mesmo são atendidas em níveis básicos. Nesse sentido, os padrões de vida, que excedem as demandas mínimas de sobrevivência, demandariam o conceito de sustentabilidade a longo prazo, considerando padrões de consumo alinhados com os limites ecológicos do planeta, e promovidos por valores sociais e culturalmente determinados (BRUNDTLAND, 1987).

Embora a apresentação do conceito de desenvolvimento sustentável tenha ocorrido há mais de três décadas atrás, a crise ambiental aprofundou-se a níveis críticos nos dias atuais. Em 2019 as concentrações de CH₄ e N₂O (óxido nitroso) atingiram níveis sem precedentes nos 800.000 anos anteriores, e a concentração de dióxido de carbono atingiu os maiores níveis dos últimos dois milhões de anos (IPCC, 2023) (Figura 3.1). Os incrementos dos GEE observados desde 1750 são inequivocadamente causados pelas atividades antrópicas, resultantes de mais de cem anos de emissões oriundas do uso de energia, mudanças no uso do solo, e nos padrões de consumo (IPCC, 2023), levando os 20 primeiros anos do século XXI terem o registro de aumento de aproximadamente 1°C superior ao aumento observado entre os anos de 1850 e 1900 (IPCC, 2023) (Figura 3.2).

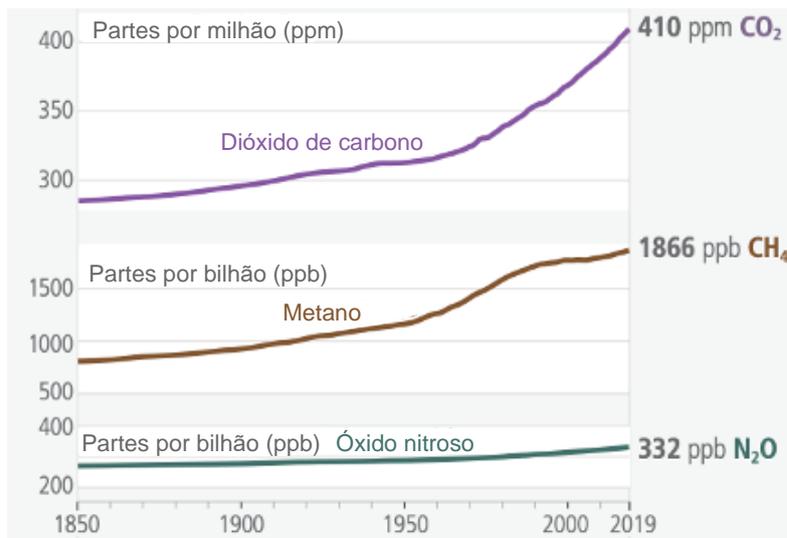


Figura 3.1 - Concentrações de GEE de 1850 a 2019 (Adaptado de IPCC, 2023)

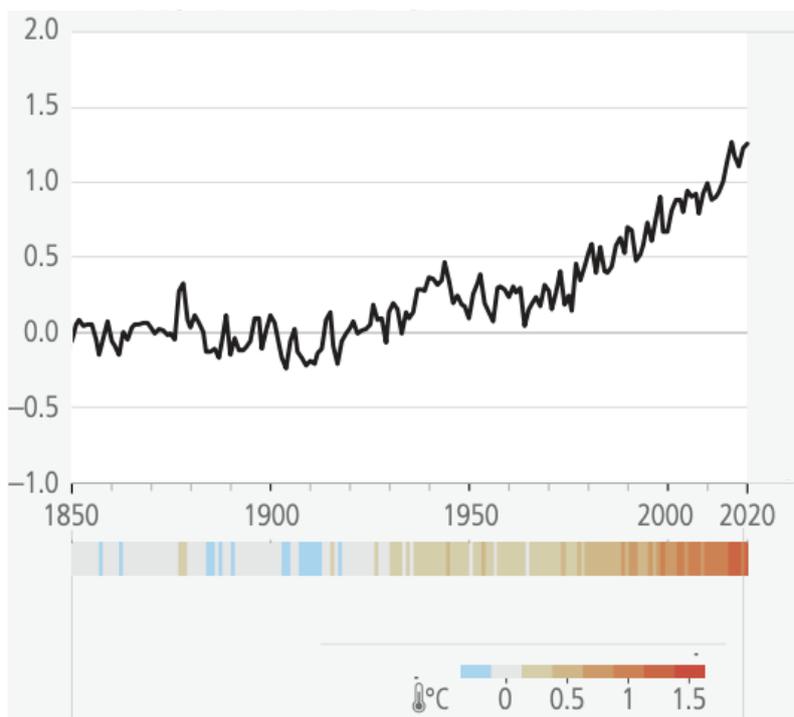


Figura 3.2 – Incremento da temperatura global da superfície terrestre (Adaptado de IPCC, 2023)

O aumento das concentrações de GEE está alterando o balanço de entrada e saída das irradiações solares na atmosfera terrestre (forçamento radiativo) e esse desequilíbrio aumenta a probabilidade de ocorrência de eventos climáticos extremos e alterações no nível do mar, gerando danos a saúde humana e ambiental (Figura 3.3), em função de episódios de

inundações e secas por exemplo (IPCC, 2023). A temperatura do planeta é resultado do balanço entre a energia solar que entra e a parcela de energia que deixa a atmosfera terrestre. Aproximadamente 28% da irradiação de entrada é diretamente refletida de volta ao espaço pelas moléculas de ar, nuvens e superfície terrestre (albedo). As demais parcelas são absorvidas pelos gases de efeito estufa na atmosfera (21%) e pela superfície do planeta (50%). A parcela absorvida pela superfície terrestre retorna à atmosfera como radiação infravermelha (comprimento de onda longo), que posteriormente é absorvida pelos GEE, e consequentemente mantida na atmosfera (HAUSCHILD *et al.*, 2018).

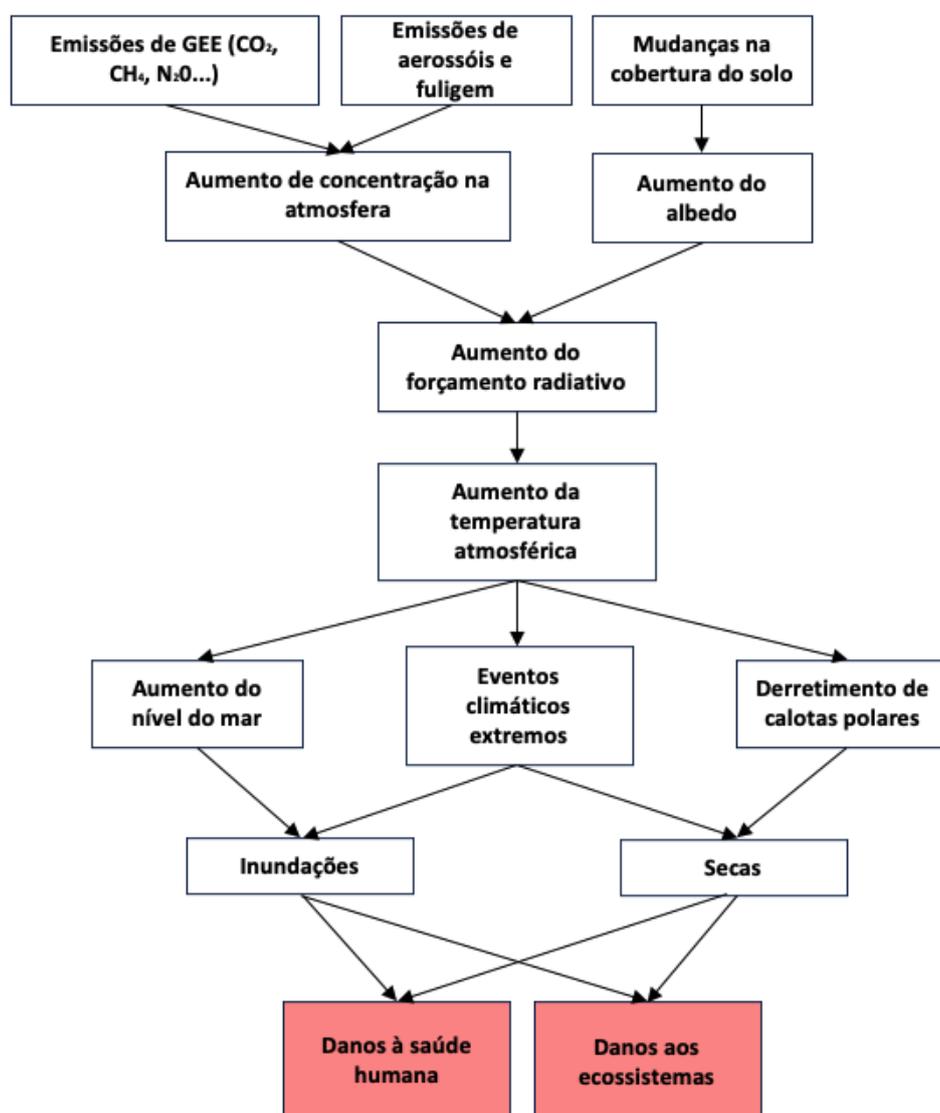


Figura 3.3 - Cadeia de causa e efeito das mudanças climáticas
(Fonte: adaptado de HAUSCHILD *et al.*, 2018)

Os anos de 2020 a 2030 foram declarados pelas Organizações das Nações Unidas (ONU) como a década da ação, visando a mobilização financeira, fortalecimento de instituições e implementações nacionais voltados a atingir os objetivos do desenvolvimento sustentável (SDG, sigla em inglês para *Sustainable Development Goals*). Os 17 SDG comprometem os países membros da ONU em temas voltados ao combate à pobreza, proteção da natureza e melhora das condições de vida de todos indivíduos, garantindo assim “o futuro da humanidade e do nosso planeta” (ONU, 2023). Diante da crise climática, o SDG número 13 aborda diretamente a questão, indicando a necessidade de redução anual de 7,6% das emissões globais a partir de 2020, de modo a conter o aquecimento da terra até o limite de 1,5°C no ano de 2030 (ONU, 2015).

A redução de emissões de GEE são comumente abordadas em pesquisas em duas perspectivas: tecnológica ou de consumo (BJORN *et al.*, 2018). A primeira abordagem busca endereçar a questão sobre como reduzir as pressões ambientais associadas a produção de determinados bens e serviços, enquanto que a abordagem de consumo busca uma investigação interdisciplinar, em campos como a economia, psicologia e sociologia, voltada a discussão sobre como indivíduos e grupos de pessoas podem consumir de maneira menos prejudicial ao meio ambiente (CREUTZIG *et al.*, 2018).

O diálogo entre a abordagem tecnológica e de consumo também é apresentada pelos SDG, pelo objetivo de número 12 “consumo e produção responsável”, que propõe seu cumprimento a partir do avanço da eficiência no uso dos recursos, na consideração de ciclo de vida das atividades econômicas e no engajamento multilateral entre as partes envolvidas (ONU, 2023). A nível individual, os consumidores são incentivados a reduzir os resíduos gerados e a melhor avaliar as suas aquisições, especialmente visando a redução do consumo de plásticos.

A relação entre os indivíduos, consumidores, e seus impactos ambientais é ilustrada pelo termo de “pegada”. A imagem de pé humano na areia, apresentada por Daniel Defoe e Robison Crusoe em uma novela do século XVIII criou um significado amplo para o termo pegada, que vem sendo empregado em diversos contextos (SAFIRE, 2008). No campo de impacto ambiental, a pegada ecológica representa a marca deixada pelo ser humano no meio ambiente, focando por exemplo, no uso do solo, no uso da água, na demanda por energia e nas emissões de carbono e mudanças climáticas (HAUSCHILD *et al.*, 2018). A pegada

ecológica fundamenta-se em uma abordagem de ciclo de vida, com um enfoque em uma questão ambiental específica, e ganhou uma ampla notoriedade nas últimas décadas pela acessibilidade do seu conceito em termos de comunicação de temas ambientais para diversos públicos. A especificidade de categoria é, no entanto, apontada por Huijbregts *et al.* (2008) como um fator de atenção, pela possibilidade de desconsideração de aspectos ambientais relevantes que possam ser enquadrados em outras categorias que não sejam escopo do estudo, de modo que em alguns casos, a análise da pegada ecológica como um único indicador pode ser um instrumento limitado.

Estudos voltados para a pegada de carbono relacionam as intensidades de emissões associadas a determinado produto ou serviço e o montante consumido (Figura 3.4), possibilitando a análise sobre aspectos tecnológicos que possam reduzir as emissões em termos de intensidade, como também aspectos culturais ou comportamentais que possam reduzir os montantes consumidos (IGES *et al.*, 2019). Levantamentos de pegada de carbono foram aplicados por estudos em diversos domínios, desde consumo de energia (MARKAKI *et al.*, 2017), até consumo de alimentos (SILVA, 2021) e o consumo doméstico em geral (IGES, 2021), estabelecendo recortes localizados do impacto na categoria de mudanças climáticas para contextos específicos de intensidades e consumo.

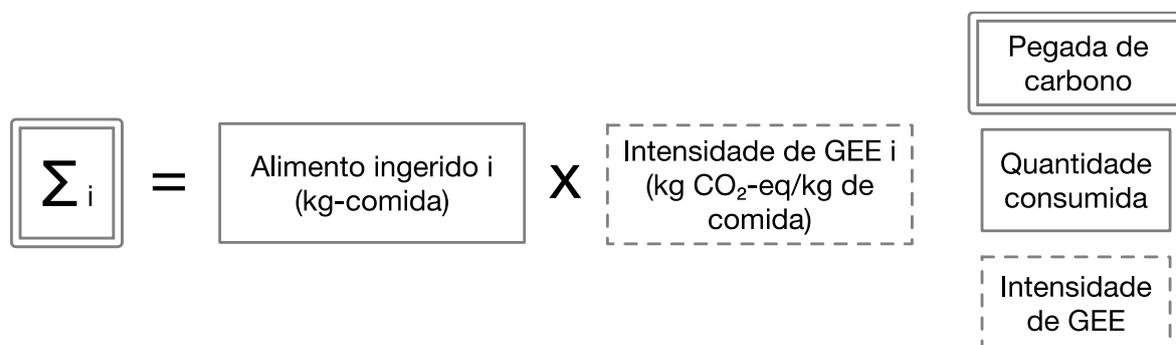


Figura 3.4 - Exemplo de cálculo de pegada de carbono
(Fonte: Adaptado de IGES, 2021)

3.2 - CONSUMO DE ALIMENTOS

A meta do Acordo de Paris (AP) de conter o aumento da temperatura global em 1,5°C em 2030 em relação aos níveis pré-industriais, demanda ações em todos os níveis, uma vez que

entre 2001 a 2020 o aumento registrado foi de 1,1°C (IPCC, 2023). No âmbito doméstico, o consumo residencial pode representar até 60% das emissões atmosféricas de um país, quando consideradas emissões diretas e indiretas (WILSON *et al.*, 2013) e essas emissões têm taxas desiguais pelas residências. 34% a 45% das emissões globais associadas ao consumo doméstico estão vinculadas à 10% dos domicílios com mais maiores taxas de emissão per capita, enquanto outros 13% a 15% de emissões podem ser vinculados à 50% de domicílios com as menores taxas per capitas (IPCC, 2023). A diferença aponta para a desigualdade dos impactos de padrões de consumo e também para o potencial de redução nessa área.

A definição de consumo por uma abordagem antropológica, é apontada por Douglas e Isherwood (2013), como uma tarefa desafiadora, diante de possíveis distorções entre termos que se apliquem a sociedades tribais que mal conheceram o comércio até sociedades industriais baseadas no capitalismo. Dessa forma, os autores propõem uma definição do consumo como um assunto privado, fundamentado em duas fronteiras. O primeiro limite proposto define que o consumo “não é imposto”, sendo o consumidor livre para fazer a sua escolha de forma soberana. O segundo limite, confere que o processo de consumo é composto pelo que acontece com os materiais quando deixam a zona varejista e passam para a posse de seus consumidores. Dessa forma, consumo envolve as escolhas individuais que pessoas livres e soberanas tomam de modo a suprir suas necessidades individuais (SILVA, 2021). No caso desse trabalho, a fronteira apresentada pela abordagem antropológica é entendida não apenas até a posse dos consumidores, mas também incluindo as etapas de transformação dos produtos (SILVA, 2021).

Uma vez que o consumo é um meio de atender às necessidades individuais e humanas, o consumo de alimentos é parte intrínseca na discussão sobre o assunto, bem como os seus impactos. O uso de energia, recursos naturais e emissões de GEE relacionam as etapas de produção, processamento, comercialização, consumo e descarte de alimentos com relevantes externalidades ambientais (DE BOER *et al.*, 2011; FAO, 2020), sendo o consumo de alimentos uma parcela relevante do consumo doméstico (CEDERBERG *et al.*, 2019; VIEUX *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2022). No Brasil, o domínio de alimentos pode representar até 38% das emissões domésticas de um indivíduo (IGES, 2021).

As emissões associadas à produção de alimentos refletem sistemas intensivos de produção com altas demandas de material e energia (ZHANG *et al.*, 2022), em configurações que se

intensificaram durante o processo de modernização da agricultura visando o aumento de produtividade. Em termos de consumo, fatores como a localidade de produção de alimentos, que podem demandar exportações, como os padrões de dieta podem ser decisivos nos montantes de emissões vinculados ao consumo de alimentos. Alimentações baseadas no consumo de carne e alimentos de origem animal por exemplo, estão associadas a maiores quantidades de emissões que dietas vegetarianas (SILVA, 2021; VIEUX *et al.*, 2012; GARNETT, 2008; MACDIARMID *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2022).

As emissões de GEE associadas ao consumo de alimentos são largamente estimadas pela literatura usando a abordagem de ciclo de vida, que permite uma estimativa de impactos em diversas etapas de produções e serviços, desde a extração da matéria prima, até o descarte dos produtos. O levantamento feito por Clune *et al.* (2017) aponta 369 publicações relacionando a temática de emissões de GEE, alimentos e ciclo de vida entre os anos de 2000 e 2015, no entanto observa-se um extenso volume de publicações detendo-se às etapas de produção, em detrimento de etapas de gerenciamento de resíduos e embalagem (QIN E HORVATH, 2022).

Em contrapartida o ciclo de vida de embalagens de categorias específicas de alimentos vem sendo abordado pontualmente na literatura, como por Qin e Horvath (2022) que analisaram o ciclo de vida de cerejas, ameixas e cebolas nos Estados Unidos, Ingwersen (2012) que investigou o ciclo de vida do abacaxi na Costa Rica e Girgenti *et al.* (2013) que investigaram o ciclo de vida de mirtilo e framboesa na Itália.

A ampliação do escopo da investigação sobre a embalagens de alimentos em termos do consumo geral dos indivíduos perpassa pela definição de uma embalagem que contemple a maior parte dos alimentos consumidos. Dessa forma, o presente estudo faz um recorte do uso de embalagens terciárias, ou seja, aquelas utilizadas para carregar produtos embalados por seus fabricantes, restringindo a análise a itens que são de livre escolha do consumidor, e que não comprometem a função primária das embalagens de manter o produto, no caso alimentos, em condições adequadas até a sua entrega ao consumidor (MUANGMALA, 2017).

3.3 - USO DE PLÁSTICO

Caracterizado por alta resistência e baixo custo, o plástico se popularizou como um material versátil para a fabricação de diversos produtos, de materiais de construção civil até roupas, se fazendo presente em diversos itens da vida moderna. A produção global anual de plásticos atingiu mais de 390,7 milhões de toneladas métricas em 2021, seguindo um crescimento anual de 5,8% desde 2009 (STATISTA, 2023), sendo esperado até a década de 30 um crescimento do uso de materiais plásticos de mais de 40 vezes comparado aos níveis observados a 40 anos atrás (WORLD ECONOMIC FORUM, 2016).

As inúmeras características que fazem do plástico um material acessível, além do crescente processo de industrialização e incentivo ao consumo motivados pelo mercado capitalista, fomentaram uma categoria de produtos controversa, os chamados descartáveis, ou plásticos de uso único. Embora a característica de durabilidade dos plásticos seja apreciada por alguns segmentos, como o automotivo e da construção, uma parcela significativa desse material é destinada para a produção de itens com vida útil inferiores a três anos, especialmente as embalagens (WWF, 2019). Estudos apontam que 40% a 50% da produção de plástico é destinada à indústria das embalagens (MATHALON E HILL, 2014; WWF, 2019) e a onipresença dos plásticos de uso único no cotidiano de milhares de pessoas ao redor do mundo também pode ser observada na natureza, impactando diversos ambientes.

O plástico de uso único foi considerado o maior contribuinte para o lixo marinho (STEENSGAARD *et al.*, 2017; XANTHOS E WALKER, 2017), e a poluição por plásticos podem causar sufocamento e redução da capacidade de alimentação da biota, resultando na redução do seu condicionamento físico, fecundidade e tempo de vida (STAFFORD *et al.*, 2022). As micro partículas de plástico, chamadas de microplásticos, já foram encontradas em diversos ambientes, inclusive na cadeia alimentar humana (MASON *et al.*, 2018).

A persistência desses materiais em diferentes ambientes explica-se não apenas pelos altos índices de produção, mas também por uma administração ineficiente dos seus resíduos. Países de baixa renda podem ter até 84% dos seus resíduos plásticos descartados a céu aberto, enquanto que países de alta renda podem ter até 12% dos seus resíduos plásticos não coletados (WWF, 2019). O gerenciamento dos resíduos coletados, no entanto, também é questão relevante sobre o tema.

O gerenciamento de resíduos plásticos na Espanha apresentou contribuições na ordem de 766 kg CO₂-eq por tonelada de resíduo plástico gerenciado, sendo a redução da qualidade da parcela de plástico reciclado, o aumento da destinação de plásticos recuperados para a produção de energia e a exportação de plásticos para sua reciclagem na Ásia, cenários que aprofundam as emissões de GEE respectivamente em 116%, 92% e 60% (SEVIGNÉ-ITOIZ *et al.*, 2015). Os fatores que potencialmente influenciam esses resultados são listados pelos autores, em ordem, pelo aumento da demanda por matéria prima virgem, balanço próximo à zero das emissões emitidas e evitadas, e diferenças da matriz energética entre os continentes Europeu e o Asiático.

3.3.1 - Fabricação de sacolas plásticas de uso único

As sacolas plásticas convencionais são consideradas embalagens de uso único, apesar da possibilidade de reuso, pelo curto tempo de utilização em relação à sua permanência no ambiente. Fabricadas em polietileno (PE), estima-se que são necessários séculos para sua degradação (ROYER *et al.*, 2018), e sua produção inicia-se na indústria petroquímica. Na Figura 3.5 é apresentada a cadeia produtiva petroquímica de diversos tipos de polímeros.

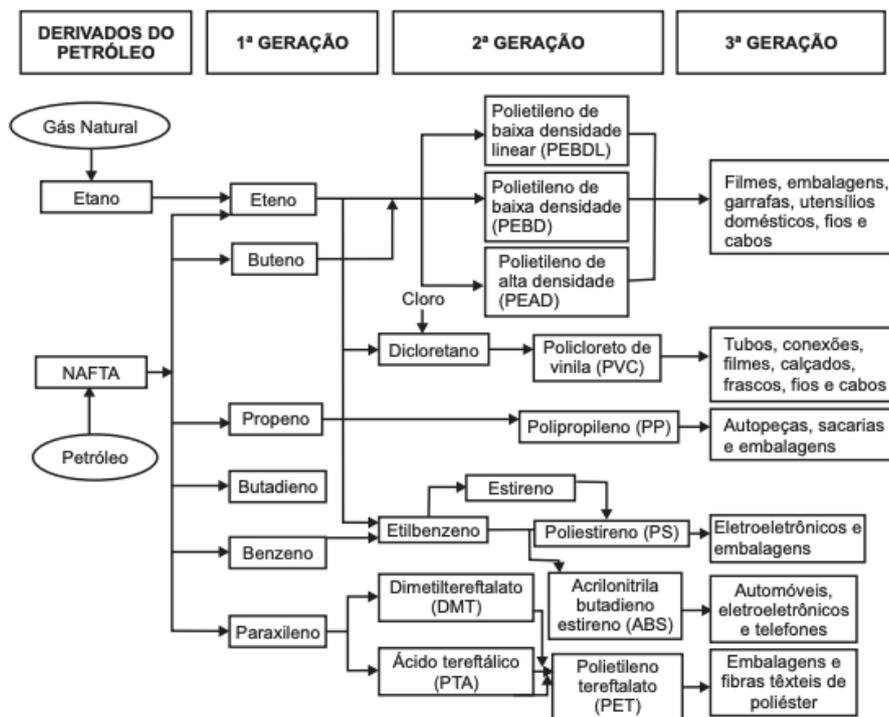


Figura 3.5 – Esquema simplificado da cadeia produtiva petroquímica.

(Fonte: GOMES *et al.*, 2005)

A destilação do petróleo produz a nafta, um composto incolor e volátil que é matéria prima para a produção de solvente e resinas. A nafta refinada é então levada à indústria de primeira geração para o processo de craqueamento (aquecimento em altas temperaturas) que quebram as moléculas complexas formando os monômeros (eteno). Nas indústrias de segunda geração os monômeros são convertidos em polímeros (polietileno) formando uma resina plástica, que após fragmentação em pequenos grãos é conduzida à indústria de terceira geração que transforma o material em produtos manufaturados como sacolas, fios e embalagens (LEONARDI, 2009).

Sacolas plásticas de uso único são manufaturadas a partir de um filme plástico fabricado por um processo de extrusão, onde o material granulado (resina plástica) tem sua passagem forçada por um cilindro aquecido que em sua saída possui uma matriz com o formato final do produto. Esse filme plástico, de espessura fina, forma bobinas (Figura 3.6) que são posteriormente soldadas e cortadas formando as sacolas (NONATO, 2023).



Figura 3.6 - Rolo de filme plástico oriundo da máquina extrusora
(Fonte: NONATO, 2023)

3.3.1.1 - Bioplásticos

A proposta de uma fonte alternativa ao petróleo para a produção de sacolas plásticas levou ao desenvolvimento de polímeros oriundos de fontes renováveis, os chamados bioplásticos. Dessa forma a indústria, comercialmente, criou um polímero com iguais propriedades técnicas daqueles obtidos pelo petróleo, no entanto com matéria prima não fóssil, como cana de açúcar, milho, celulose ou batata (SILVA *et al.*, 2020). A promessa comercial de uma alternativa sustentável à temática dos plásticos é, no entanto, controversa. Demandas altas por matérias primas vegetais também estão associadas a impactos ambientais relevantes, como o decréscimo da qualidade do solo, redução da biodiversidade, alterações no ciclo hidrológico, e emissões de gases de efeito estufa (LEE, et al., 2020; PUTRA *et al.*, 2020).

Diante dos discursos de compromissos com a sustentabilidade, cabe apresentar o conceito da *European Bioplastics*, acerca dos bioplásticos, que podem ser quaisquer plásticos que se enquadram em uma ou ambas as categorias:

- Base biológica (*biobased*): material ou produto derivado de biomassa (plantas) em sua totalidade ou parcialmente;
- Biodegradável: processo químico que microrganismos do meio ambiente convertem materiais em substâncias naturais como água ou dióxido de carbono. Esse processo depende do material, sua aplicação e das condições ambientais que o cercam.

Dessa forma, matéria prima e biodegradabilidade são apresentadas em um único conceito de material com propriedades menos nocivas ao meio ambiente, embora em termos de gerenciamento de resíduos os bioplásticos se assemelham aos plásticos de origem fóssil, pelas suas características técnicas, e pela impossibilidade da indústria do plástico garantir as condições ambientais favoráveis para a biodegradabilidade da matéria em sistemas de gerenciamento de resíduos, muitas vezes precários na realidade brasileira, ou considerando-se ainda o destino final de grande parte dos plásticos no mundo, os oceanos (NAZARETH *et al.*, 2019). Os plásticos biodegradáveis também são matéria de discussão sobre os perigos associados à sua desintegração em partículas pequenas, formando micro e nanoplásticos, podendo ser mais nocivos ao meio ambiente que os plásticos convencionais (ZHU E WANG, 2020). As estratégias comerciais para a sustentar a promessa de plásticos sustentáveis

limitam-se a ações de marketing, enquanto que a biodegradabilidade desses itens é questionada na literatura (NAZARETH *et al.*, 2019).

3.3.2 - Reutilização de sacolas

Alternativas às sacolas de uso único fabricadas em plástico, como sacolas de algodão ou de papel também apresentam impactos ao meio ambiente (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019). Ahmed *et al.* (2021) concluíram que sacolas de uso único fabricadas em papel e reutilizáveis fabricadas em algodão estão associadas a maiores impactos ambientais que sacolas de uso único fabricadas em polietileno, devido principalmente aos impactos oriundos da extração de matéria prima e fabricação dessas sacolas.

A possibilidade de reuso no entanto pode aumentar o desempenho ambiental dos produtos, desde que sejam reusadas com frequência suficiente (ZIMMERMANN E BLIKLEN, 2020). Nesse sentido, entende-se por reutilização o uso da sacola à função proposta de carregamento de cargas. O uso de sacolas de polipropileno reutilizadas 50 vezes apresentou as menores emissões de GEE associadas no estudo comparativo proposto por Ahmed *et al.* (2021). Sacolas de polietileno reusadas 10 vezes apresentaram as menores emissões de GEE dentre as opções analisadas por Civancik-Uslu *et al.* (2019). O reuso mínimo de três a 10 vezes foi apontado por Stafford *et al.* (2022) para que sacolas reutilizáveis apresentassem menores impactos ambientais em comparação às sacolas de uso único.

A reutilização de sacolas de uso único para outras finalidades também é apontada na literatura como alternativas para a melhora do desempenho ambiental dessas embalagens. Civancik-Uslu *et al.* (2019) apontam a reutilização de sacolas plásticas como sacos de lixo como uma oportunidade de trazer uma nova função para o sistema, sendo o reuso secundário em lixeiras benéfico quando o reuso para compras não for viável (EDWARDS E FRY, 2011; MUTHU E LI, 2014). Nesse sentido cabe ressaltar que formas de reutilizações secundárias podem esgotar o uso primário do produto impossibilitando a extensão da sua vida útil (como no caso de sacolas destinadas ao acondicionamento de resíduos), como também incentivar o uso primário do produto pela sua possibilidade de uso secundário, criando um efeito rebote, onde os benefícios previstos de uma estratégia de reuso podem ser inferiores aos reais ganhos, por um aumento do consumo (CASTRO *et al.*, 2022).

3.3.3 - Legislação sobre o uso de sacolas plásticas no mundo

A problemática das sacolas plásticas gerou um aumento de regulações em diversos países do mundo voltados à essa temática, envolvendo desde o banimento da utilização até a publicização dos impactos ambientais negativos. O levantamento elaborado por Nielsen *et al.* (2019) apontou que até aquele ano 160 iniciativas a nível municipal ou federal eram contabilizadas em todo o mundo, o dobro do total contabilizado cinco anos antes.

No cenário de regulações de sacolas plásticas, o continente Europeu foi o pioneiro, com iniciativas implementadas desde a década de 90, quase 20 anos antes das iniciativas sul americanas (NILSEN *et al.*, 2019). Os anos de experiência da Europa na regulação de sacolas plásticas conduziu a primeira regulamentação intragovernamental sobre o assunto, a diretiva de sacolas plásticas 2015/720, que inclui sacolas de espessura fina (menor que 15 microns), a exceção das utilizadas para fins de higiene, até sacolas com espessuras de 50 microns, consideradas reutilizáveis (EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL, 2015).

Regulações voltadas ao banimento sugerem que o problema é claramente definido com uma relação simples de regulação causa e efeito (COX, 2016). Esse tipo de regulação representa 56% das políticas implementadas mundialmente voltadas ao uso de sacolas plásticas (NILSEN *et al.*, 2019), sendo também o caminho escolhido pela Lei 15.374/2011 (SÃO PAULO, 2011) da cidade de São Paulo e pela Lei 21100 de 2018 (CHILE, 2018) em todo o território do Chile. A complexidade do tema, no entanto, vai além de uma relação de causa e efeito, e críticos das políticas de banimento apontam que a possível efetividade observada a curto prazo não se estende para questões de longo prazo (BABER, 2011), sendo estratégias inadequadas que conduzem a atividades ilegais.

Regulações voltadas ao pagamento por sacolas plásticas também são adotadas em parte do mundo. Nesse sentido, itens que comumente eram gratuitamente distribuídos passam a ser pagos pelos consumidores. Críticos a esse mecanismo apontam para a redução do assunto a uma questão monetária (BABER, 2011), além de possíveis desproporcionalidades na precificação do item para diferentes pessoas. A comercialização de sacolas plásticas em lugar da sua distribuição gratuita foi entendida pelo parlamento europeu como uma estratégia bem sucedida para endereçar o problema conforme a diretiva 2015/720, e medidas alinhadas com taxações de sacolas também são observadas no Estados Unidos, Israel e Uruguai

(NILSEN *et al.*, 2019). No Brasil, a Lei de 8473 de 15 de julho 2019 (RIO DE JANEIRO, 2019), do estado do Rio de Janeiro, faculta ao comerciante interromper a distribuição gratuita das sacolas plásticas, que podem ser vendidas com valor máximo igual ao preço de custo do item. Em termos de matéria-prima, a lei fluminense proíbe a distribuição ou venda de sacolas plásticas descartáveis fabricadas em polietileno, polipropileno ou similares, sendo autorizada aquelas confeccionadas com no mínimo 51% de material proveniente de fontes renováveis.

Individualmente, políticas implementadas voltadas a redução de sacolas plásticas apresentaram resultados positivos em termos de redução de poluição (POORTINGA *et al.*, 2016; MARTINHO *et al.*, 2017), no entanto Nilsen *et al.* (2019) apontam para a dificuldade em mensurar impactos cumulativos a nível global. Também cabe ressaltar a inserção da temática no contexto econômico e produtivo de indústrias petroquímicas, e estabelecimentos que alegam aumento de custos repassados a consumidores, além de consumidores habituados a gratuitamente receberem sacolas, que levaram a movimentos contrários às políticas públicas voltadas a sacolas plásticas, principalmente nos Estados Unidos.

3.3.4 - Lei sobre o consumo de sacolas plásticas no Distrito Federal

Seguindo a tendência de outras cidades do Brasil, em 2019 foi publicada pela Câmara Legislativa do Distrito Federal a Lei 6.322 (DISTRITO FEDERAL, 2019), que proíbe a distribuição gratuita ou venda de sacolas plásticas fabricadas em materiais sintéticos. A lei indica que os estabelecimentos comerciais devem estimular o uso de sacolas reutilizáveis “assim consideradas aquelas que sejam confeccionadas com material resistente e que suportem o acondicionamento e o transporte de produtos e mercadorias em geral”, e permite a distribuição ou venda de sacolas do tipo biodegradáveis ou biocompostáveis. A definição da lei para essa categoria inclui as sacolas não oriundas de polímeros sintéticos fabricados à base de petróleo, elaboradas a partir de matérias orgânicas.

Embora publicada para entrar em vigor a partir da data de sua publicação (julho de 2019) a Lei 6.322 (DISTRITO FEDERAL, 2019) foi alterada pela de número 6.864 (DISTRITO FEDERAL 2021), de 21 de junho de 2021, que postergou o início da vigência para junho de 2021, com descumprimento sujeito a penalidades a partir de março de 2023.

A implementação da Lei foi observada com o início da cobrança das unidades de sacolas plásticas adquiridas pelos consumidores. Caso o consumidor opte pela sacola fornecida pelo mercado, fabricada em “bioplástico” (Figura 3.7), em geral é cobrado um valor médio de R\$ 0,14 por unidade. Nesses casos, o consumidor adquire uma sacola descartável, semelhante às distribuídas gratuitamente antes da implementação da Lei, no entanto, agora fabricadas em sua totalidade ou parcialmente partir de matérias primas renováveis. O consumidor pode ainda, carregar suas compras em sua própria sacola, ou, quando oferecido pelo estabelecimento, utilizar caixas disponibilizadas gratuitamente ou adquirir uma sacola reutilizáveis (Figura 3.8).

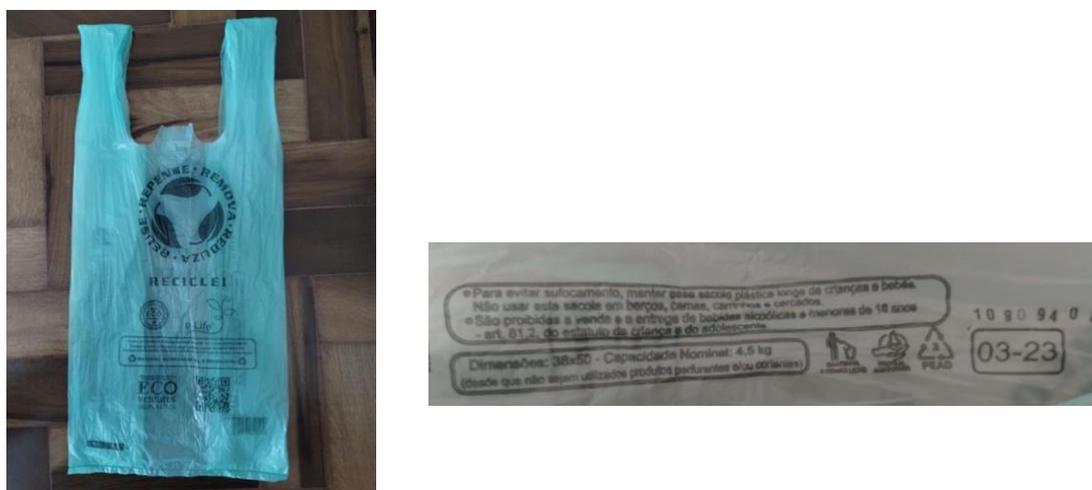


Figura 3.7 - Exemplo de sacola plástica biodegradável fornecida ou vendida por estabelecimento comercial do DF e sua especificação técnica (Fonte: Autora, 18/05/2023)



Figura 3.8 - Exemplo de sacolas reutilizáveis vendidas em supermercados do Distrito Federal (Fonte: Autora, 18/05/2023)

A proposição da Lei foi questionada por comerciantes e consumidores. Os primeiros agentes levantaram pontos como a dificuldade em encontrar ofertas de sacolas biocompostáveis no mercado e o fato de terem em estoque uma grande quantidade de sacolas plásticas que não atendem ao disposto na Lei. Por outro lado, o próprio órgão de fiscalização do Distrito Federal alegou dificuldades em diferenciar sacolas biodegradáveis das convencionais, uma vez que os selos impressos podem não estar em conformidade com a lei e enquanto sacolas sem o selo podem estar de acordo (CORREIO BRAZILIENSE, 2023).

Por parte dos consumidores, há os que não concordam com o pagamento pela sacola, que motivou o projeto de lei (PL) 163/2023 em tramitação da Câmara Legislativa Distrital. Nesse sentido, cabe ressaltar que a Lei 6.864/2021 (DISTRITO FEDERAL, 2021) orienta a possibilidade de distribuição ou venda de sacolas, sendo a venda a prática adotada pela ampla maioria dos comerciantes. O PL objetiva proibir a venda de sacolas para o acondicionamento e transporte de mercadorias, desde que sejam recicláveis, obrigando os estabelecimentos comerciais a fornecer os sacos de forma gratuita, dessa forma “protegendo o consumidor do DF” (CLDF, 2023).

Diante do debate, cabe a reflexão acerca dos conceitos discutidos e utilizados nas leis e proposições. Em relação à biodegradabilidade, a norma *International Organization for Standardization* (ISO) 17556/2019 (ISO, 2019) define a biodegradabilidade aeróbica de materiais plásticos no solo, a partir de parâmetros de oxigênio ou dióxido de carbono disponíveis. Nesse sentido, a biodegradabilidade de sacolas plásticas está intimamente relacionada a condições específicas do ambiente em que serão descartadas. De forma análoga, o conceito de reciclagem envolve não apenas a existência de tecnologia para a reciclagem de plástico, como também a sua proximidade do centro gerador, a eficiência da coleta e triagem desses materiais que promovam o seu retorno ao ciclo produtivo e os valores de comercialização desses materiais recuperados no mercado da reciclagem. Dessa forma, biodegradabilidade e reciclagem, para além de conceitos tecnológicos, tem uma relação íntima com conceitos logísticos, e a problemática das sacolas plásticas no meio ambiente, principalmente quanto aos altos índices de sacolas nos oceanos, exemplifica o quanto esse entendimento ainda é incipiente.

3.4 - AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta utilizada para avaliar o impacto ambiental do uso de recursos de produtos, serviços ou processos, considerando uma perspectiva de ciclo de vida, como por exemplo, da aquisição de matéria prima, produção, uso e gerenciamento dos resíduos sólidos (FINNVEDEN *et al.*, 2009).

A metodologia da ACV tem sido aplicada para a comparação de impactos diferentes de padrões de comportamento (KURISU, 2015) bem como para a comparação de impactos associados a alternativas de produtos que possuem uma mesma função como sacolas de carregamento de objetos fabricadas em diferentes materiais (AHAMED *et al.*, 2021; CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019), sendo capaz de caracterizar as contribuições aos impactos ambientais considerando uma análise diferenciada de cada componente (CONTRERAS *et al.*, 2008).

As etapas metodológicas da ACV são definidas pela norma ISO 14040 (2006), apresentadas na Figura 3.9, detalhadas nos itens subsequentes.

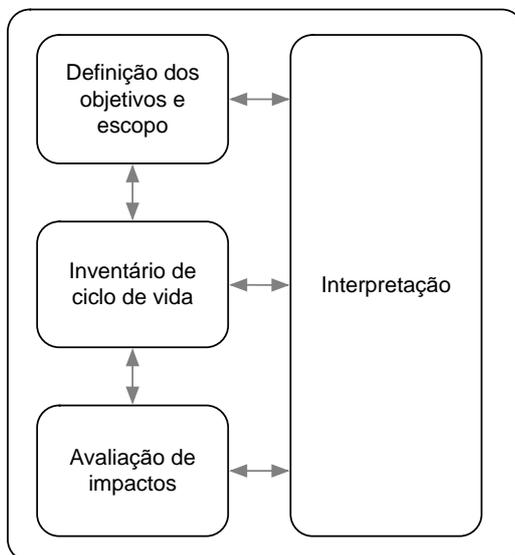


Figura 3.9 – Estrutura da ACV
Adaptado de ISO (2006)

3.4.1 - Definição do escopo e objetivos

A primeira etapa da ACV propõe o estabelecimento de um objetivo claro, para que as próximas fases se desenvolvam a partir dessa definição. Dessa forma, a ISO define que devem ser considerados e descritos, clara e concisamente, os seguintes itens: (i) as funções dos produtos ou sistemas; (ii) a unidade funcional; (iii) os limites do sistema a ser estudado; (iv) a tipologia de impactos ou a metodologia de avaliação de impactos; (v) os dados necessários para o estudo, considerações e limitações da análise; e (vi) os requisitos de qualidade dos dados.

3.4.1.1 - Unidade funcional

A unidade funcional (UF) é a base comparativa do estudo de ACV. Em função da inclusão de diferentes produtos em seu escopo com diferentes quantidades, a definição de uma unidade funcional possibilita uma normalização para o relacionamento das entradas e saídas do sistema, padronizando a análise (ISO, 2006; MIETTINEN E HAMALAINEN, 1997). Dessa forma, a unidade funcional de uma ACV deve quantificar a função estudada, ou seja, a demanda do produto ou serviço que se modela.

A avaliação da performance ambiental de diferentes sacolas plásticas, proposta por Stafford *et al.* (2022) propôs como produto de referência a sacola plástica comumente mais utilizada no país de estudo (África do Sul), e como unidade funcional “a quantidade anual de sacolas utilizadas por uma pessoa para carregar suas compras do mercado ao seu domicílio”. Diante da unidade proposta, diferentes produtos podem ser comparados, de modo que para atender a UF, podem ser necessárias diferentes quantidades de entradas e saídas no sistema (fluxos de referência).

A unidade funcional pode ainda refletir a perspectiva de abordagem do trabalho, como por exemplo, no caso do estudo feito por (SINGH *et al.*, 2023), que definiu como unidades funcionais um quilograma de diferentes matérias primas para fabricação de sacolas de mercado, em acordo com o objetivo da pesquisa de comparar os impactos de sacolas fabricadas com fibras naturais e de polietileno.

Estudos de avaliação de ciclo de vida voltados para a análise de sacolas plásticas comumente utilizam unidades funcionais relativas ao número de sacolas utilizadas em um determinado

período de tempo (GÓMEZ E ESCOBAR, 2022), refletindo assim a função do item sacola plástica em carregar objetos. Dessa forma, a unidade funcional leva em consideração o número de sacolas e também número de reutilizações quando aplicável. Também foi observado a definição da unidade funcional de número de sacolas considerando a capacidade de carga unitária e a quantidade de produtos a ser carregados em determinado período de tempo (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019). Diante de análises focadas no impacto associado a diferentes matérias primas, em lugar de uma abordagem focada na função do item, outras unidades funcionais podem ser adotadas, como a exemplo de Queiroz e Garcia (2010) que optaram por apresentar a unidade funcional em massa de sacola plástica.

3.4.1.2 - Limites do sistema

Considerando o objetivo da pesquisa, a disponibilidade de informações e dados para a modelagem, recursos disponíveis, dentre outras variáveis, são definidos os limites ou fronteiras do sistema, que devem ser caracterizados e justificados, em concordância com o escopo do estudo (SANTOS, 2022). O sistema pode ser definido por uma coleção de operações que em conjunto exercem uma função claramente definida (EPA, 1993), conforme exemplo genérico apresentado na Figura 3.10.

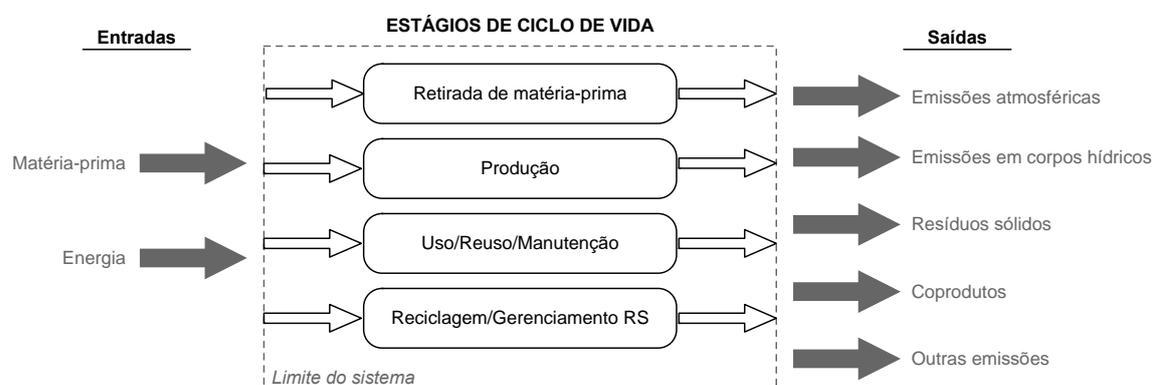


Figura 3.10 – Exemplo de estágios do ciclo de vida e definição de limite de sistema. (Adaptado de EPA, 1993)

A definição dos limites entre processos significativos e insignificantes na definição do estudo é uma tomada de decisão complexa, dada a dificuldade em classificar a relevância antes da elaboração do ACV. Uma proposta de abordagem é incluir os processos facilmente acessíveis e com disponibilidade de dados, realizando-se o refinamento e avaliação da relevância a posteriori, mediante necessidade e possibilidade do estudo (SILVA, 2022).

As fronteiras delimitadas em estudos de ACV de sacolas plásticas adotam abordagens do berço ao portão ou do berço ao túmulo (GÓMEZ E ESCOBAR, 2022). A primeira refere-se à inclusão de processos desde a extração da matéria prima, até o final da produção da sacola. Já a abordagem do berço ao portão inclui todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração de recursos até a disposição final do produto. Abordagens focadas no gerenciamento de resíduos, ou seja, do portão ao túmulo ainda são pouco exploradas na literatura, indicando um forte interesse nas etapas produtivas em detrimento do gerenciamento dos resíduos sólidos.

3.4.2 - Inventário de ciclo de vida

O inventário de um sistema de produtos representa a quantificação dos intercâmbios entre os processos do sistema e o ambiente (HAUSCHILD E HUIJBREGTS, 2015), dessa forma, quantificando as entradas e saídas do sistema. No inventário de ciclo de vida (ICV) são apresentados qualitativa e quantitativamente as demandas por recursos e energia, bem como as emissões de poluentes no solo, ar e água, além dos resíduos sólidos gerados ao longo do ciclo de vida do produto, serviço ou processo avaliado (EPA,1993), ou seja, as entradas e saídas que atravessam o limite do sistema.

Para a construção do ICV diversos dados devem ser adquiridos e procedimentos de cálculo devem ser adotados para a quantificação das entradas e saídas relevantes do sistema analisado, de modo que ao final o ICV deve fornecer uma visão geral do sistema, com as entradas e saídas referenciadas à unidade funcional adotada (SILVA, 2021).

Análises de sensibilidade devem basear as decisões referentes à inclusão de dados no ICV, para validação sobre sua significância. Diante dessa análise, estágios de ciclo de vida, processos, entradas ou saídas podem ser revistos dentro da consideração de sua relevância para análise, levando a um processo iterativo de avaliação de inclusão e exclusão de dados da análise, refinações que devem ser devidamente documentadas (ISO, 2006)

3.4.3 - Avaliação de impacto

A terceira etapa da ACV tem o objetivo de traduzir os fluxos elementares do inventário de ciclo de vida em seus potenciais impactos ambientais que serão considerados na análise (HAUSCHILD E HUIJBREGTS, 2015). Dessa forma, a lista de entradas e saídas oriundas

do ICV é traduzida em termos de potenciais impactos ambientais, por meio de técnica qualitativa e/ou quantitativa para caracterizar os potenciais efeitos das demandas de recursos e cargas ambientais dos resultados do inventário (HAUSCHILD E HUIJBREGTS, 2015).

A etapa de avaliação de impactos pode adotar duas abordagens de caracterização distintas, conhecidas como *midpoint* e *endpoint*. A primeira abordagem, que em uma tradução literal para o português significa “ponto médio” representa elos na cadeia de causa e efeito de determinada categoria de impacto, enquanto que a abordagem por “ponto final” refletem a importância relativa das emissões ou extrações analisadas (BARE *et al.*, 2000). Exemplificando os resultados, categorias *midpoint* apresentam impactos como depleção do ozônio, acidificação, eutrofização aquática ou aquecimento global, enquanto que categorias *endpoint* representam consequências finais na cadeia de impactos, como por exemplo qualidade do ecossistema ou saúde humana (HAUSCHILD E HUIJBREGTS, 2015) (Figura 3.11).

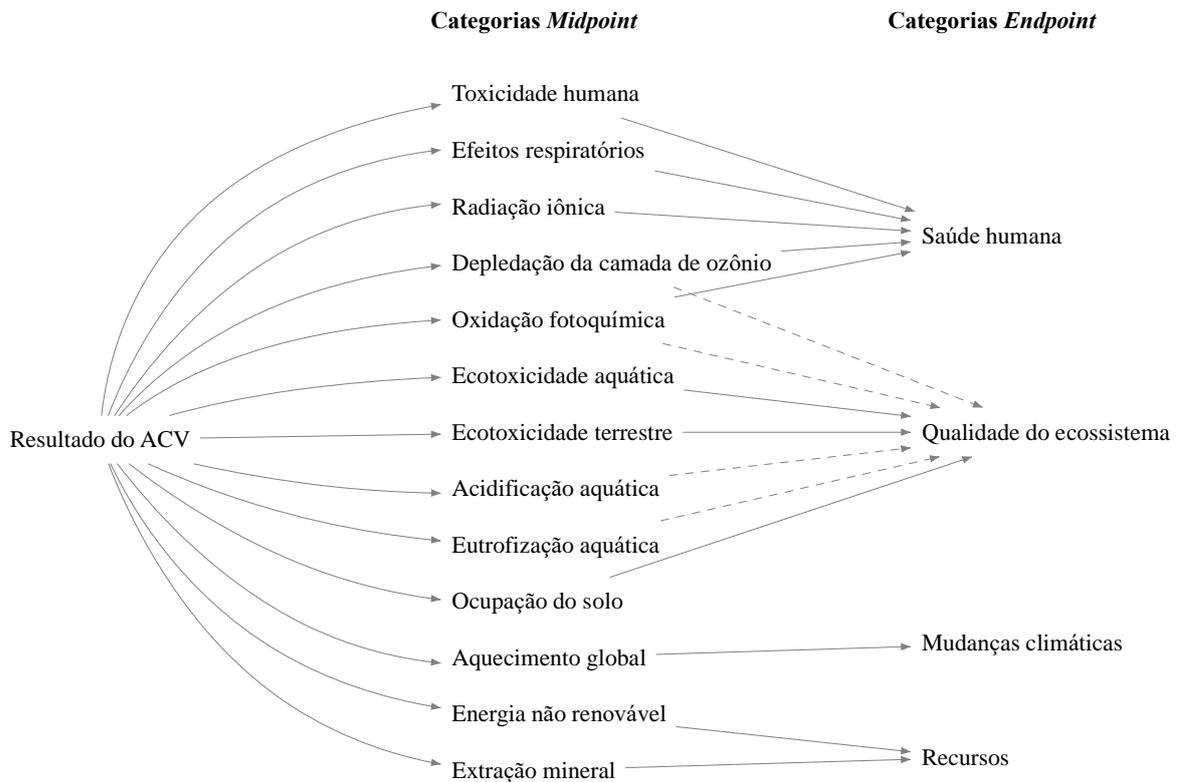
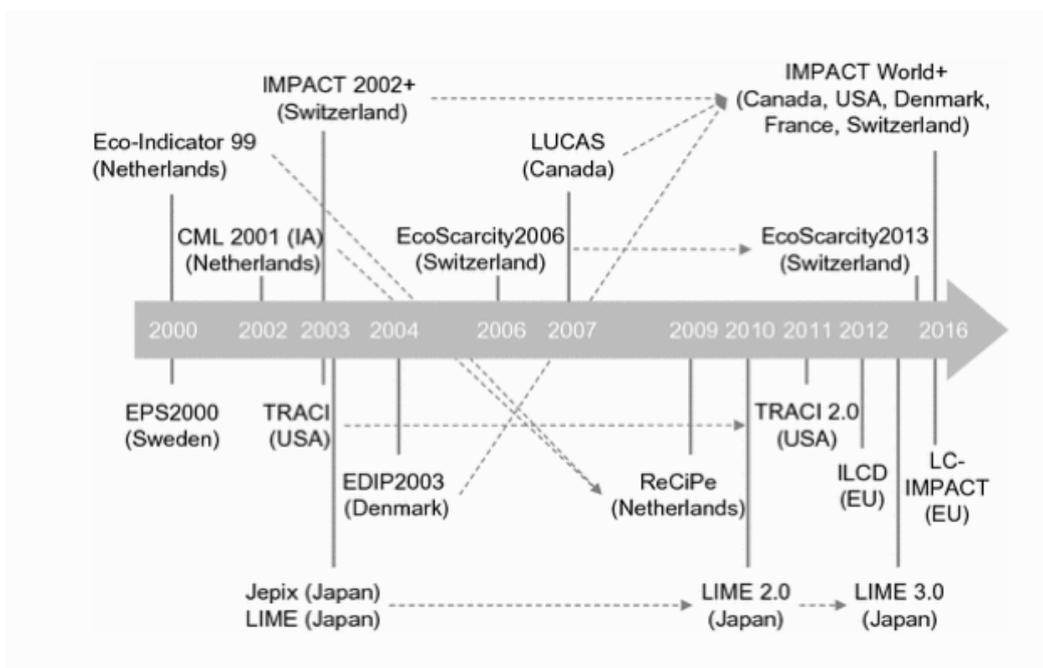


Figura 3.11 - Categorias de impacto *midpoint* e *endpoint*.
(Adaptado de INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, 2010)

Os métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida baseiam-se em indicadores de categorias, conforme modelos de caracterização específicos, que são combinados e disponibilizados em softwares de modelagem ACV (HAUSCHILD *et al.* 2018), em números e quantidades crescentes, a exemplo do ReCiPe, CML, TRACI, EDIP, LIME, IMPACT 2002+ (Figura 3.12).



* linhas tracejadas indicam atualizações das metodologias

Figura 3.12 – Metodologias de avaliação de impacto de ciclo de vida publicados desde 2000 com seus países de origem

(Fonte: ROSENBAUM, 2017)

Diante de diversas opções de escolha, Hauschild *et al.* (2018) indicam que questões como a categoria de impacto de interesse, abordagem *midpoint* ou *endpoint*, indicações de organizações relevantes, documentação do método, acessibilidade dos resultados, impacto científico e disponibilidade de dados são alguns dos parâmetros que podem ajudar na escolha da metodologia.

O levantamento bibliográfico de Gómez e Escobar (2022) sobre ACV de sacolas plásticas indicou a predominância de estudos voltados à categoria de mudanças climáticas, e um predominante emprego das metodologias EDIP 2003, ReCiPe e Eco Indicador 99. O método ReCiPe é uma continuação dos Métodos Eco-indicador 99 e CML 2001, que integra e

abordagens *midpoint* e *endpoint* em uma estrutura consistente e, com categorias de impacto remodeladas e atualizadas (EC-JRC, 2010).

3.4.4 - Interpretação dos resultados

Na etapa de interpretação dos resultados da ACV é feita a identificação de questões significativas, podendo incluir análises de sensibilidade e consistência, além da reflexão sobre conclusões, limitações e recomendações do estudo (ISO, 2006).

Silva (2022) indica que na fase de interpretação podem ser aplicados métodos iterativos visando a revisão do escopo e da qualidade dos dados coletados, observando-se a meta previamente definida. O resultado da interpretação pode apontar para recomendações endereçadas à tomadores de decisão relacionados ao escopo do estudo (GUINÉE, 2002).

A aplicação da metodologia de ACV na avaliação de impactos ambientais associados à produção, uso ou descarte de sacolas plásticas encontra limitações na expressividade dos impactos relacionados ao lixo marinho (SONNEMANN E VALDIVIA, 2017).

A inclusão de um indicador associado ao risco de abandono de sacolas plásticas no ambiente foi proposta por Civancik-Uslu *et al.* (2019), considerando variáveis como a persistência da sacola no ambiente, seu potencial de dispersão e o custo de aquisição das sacolas, buscando contemplar a temática do lixo marinho por estudos de ACV.

3.5 - COMPORTAMENTO PRÓ-AMBIENTAL

O entendimento de como as pessoas interagem com a natureza e como os comportamentos pró-ambientais podem ser promovidos são parte do caminho de transição para a sustentabilidade, contornando a atual perspectiva da natureza como um instrumento de desenvolvimento econômico (RIBEIRO-RODRIGUES *et al.*, 2021). A psicologia ambiental se debruça no estudo sobre a relação entre os indivíduos e o meio, construído ou natural. Explicando de outra forma, a psicologia ambiental examina não apenas a influência do ambiente nas experiências humanas, mas também a influência dos indivíduos no meio ambiente (STEG *et al.*, 2013). Perguntas como quais fatores influenciam o comportamento ambiental e como incentivar esse tipo de comportamento, podem ser respondidas pela psicologia ambiental, e as descobertas dessas pesquisas podem ter aplicações no

entendimento das questões ambientais, por meio da concepção e planejamento de políticas ambientais (MOORE, 1987).

Da mesma forma que o termo “comportamento pró-ambiental” está relacionado a sinônimos como comportamento ambiental, ecológico ou pró-ambiental, seu conceito não tem uma definição única. Kurisu (2015) aponta para duas formas de abordagem do tema que distinguem fundamentalmente os conceitos: comportamento orientado pelo fato ou orientado pelo objeto. O conceito de comportamentos pró-ambientais direcionados ao fato diz respeito aos comportamentos com impacto negativo mínimo, ou até mesmo com benefício ao meio (STEG *et al.*, 2013), mesmo que sua adoção não tenha sido motivada para esse fim. Nesse conceito, o benefício (ou não malefício) à natureza pode ser uma consequência secundária da adoção do comportamento pelo indivíduo, que pode ter sido motivado por razões financeiras por exemplo. Já a abordagem direcionada ao objeto, apresentada por Kollmuss e Agyeman (2002) apresenta o conceito de comportamentos pró-ambientais como “comportamentos conscientemente tomados para minimizar os impactos negativos da ação do ator no meio ambiente”.

Embora hajam definições dos conceitos de orientação dos comportamentos pró-ambientais ao fato ou ao objeto, não há uma delimitação clara dos seus limites, que podem se sobrepor. Considerando uma escala quanto ao propósito do comportamento há uma opção mais restritiva do ponto de vista de conservação do meio ambiente [B], e uma mais abrangente, de cultivar a consciência ambiental [A]. Dessa forma, considerando o propósito [A] o comportamento voltado ao objeto pode coincidir com os comportamentos voltados ao fato, sendo que alguns dos comportamentos podem ainda ter efeitos positivos à conservação [B]. Por outro lado, no caso do propósito [B] – conservação do meio ambiente – existem comportamentos que são adotados com objetivos distintos da conservação, mas que contribuem para esse propósito. Como exemplo apresenta-se o uso de bicicleta como meio de transporte, que pode ser adotada pelo indivíduo com a intenção de reduzir custos com combustíveis, e tem como resultado a preservação do meio ambiente. A Figura 3.13 ilustra os limites das definições. A definição mais restritiva representa os comportamentos adotados com a motivação de conservar o meio ambiente e que de fato o fazem.

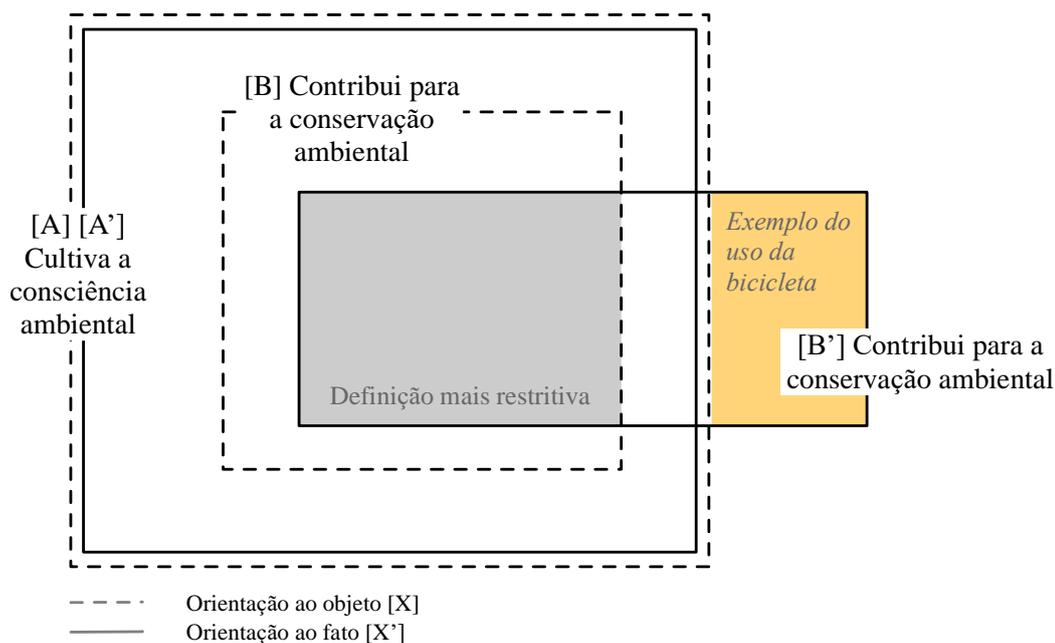


Figura 3.13 – Definição de comportamento pró-ambiental orientado ao fato e ao objeto e seus propósitos
(Adaptado de KURISU, 2015)

Estudos de comportamentos pró-ambientais são comumente baseados em mensurações de questionários de auto declaração (HOPWOOD *et al.*, 2022) que descrevem comportamentos e captam percepções, opiniões, atitudes e crenças dos indivíduos acerca de diferentes assuntos, com uma boa relação de custo efetividade, atendendo critérios éticos e de aleatoriedade que dificilmente podem ser equacionados em pesquisas experimentais (STEG *et al.*, 2013). No entanto, a percepção dos indivíduos sobre seus comportamentos ambientais pode não ser condizente com o objeto de conservação, e a psicologia ambiental, por definição, examina “os fatores que influenciam o comportamento ambiental e as formas de incentivar o comportamento pró-ambiental” (STEG *et al.*, 2013). Nesse sentido, teorias comportamentais debruçam-se em entender os processos de tomada de decisão das pessoas acerca da adoção de seus comportamentos.

A Teoria do Comportamento Planejado (TCP) defende que as decisões tomadas pelos indivíduos são racionais, sendo o comportamento o resultado da intenção de se engajar em determinado neste. Dessa forma, quanto maior a intenção, maior a dedicação e esforço e, conseqüentemente, maior a chance do indivíduo adotar o comportamento. Segundo a TCP, as intenções são influenciadas pelas:

- Atitudes: refletem o quanto um comportamento é entendido como positivo ou negativo pelo indivíduo. Um exemplo seria uma pessoa que avalia o uso de carro para ir ao trabalho, e que considera o carro um meio conveniente, rápido e confortável, aspectos muitos relevantes na sua opinião. Essa mesma pessoa, pode ainda considerar o carro um meio de locomoção caro, no entanto o alto custo é um aspecto menos importante, e ponderando os aspectos negativos e positivos, para este indivíduo, a atitude de uso de carro tem mais benefícios que custos;
- Norma subjetiva: refletem o quanto uma pessoa acredita que pessoas influentes (entendidas como importantes dentro de um grupo social) aprovam ou desaprovam determinado comportamento. Está associada à motivação individual de atender as expectativas de determinado grupo social que o indivíduo considera mais relevante;
- Controle do comportamento percebido: trata da percepção do indivíduo sobre a possibilidade de aderir ao comportamento, conforme a crença da existência de fatores que podem facilitar ou dificultar o engajamento. Pode influenciar o comportamento diretamente, ou via a intenção. Um exemplo de um baixo controle do comportamento percebido seria a crença de determinada pessoa de ser incapaz de pedalar até o seu local de trabalho.

A Teoria do Comportamento Planejado é apresentada de forma esquemática na Figura 3.14.

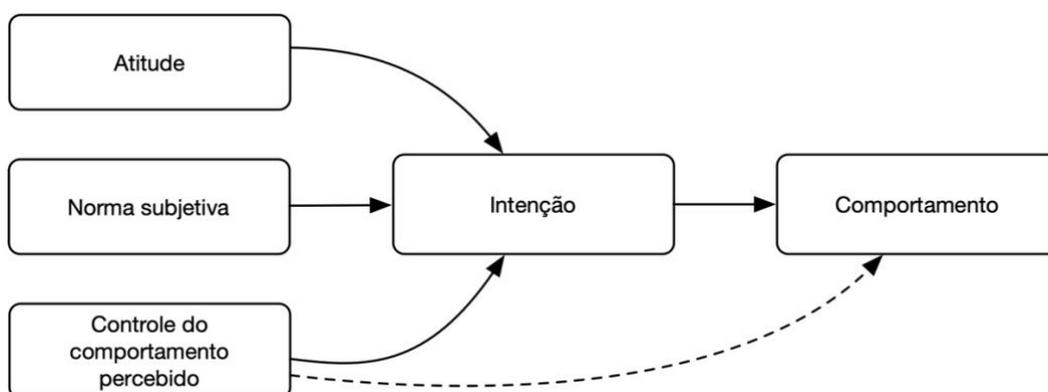


Figura 3.14 - Representação esquemática da Teoria do Comportamento Planejado

Uma segunda abordagem é a apresentada por Schwartz (1977), que diferente da TCP, trata o comportamento pró-ambiental como um comportamento altruísta, que seria influenciado pela obrigação moral ou pessoal que motiva o indivíduo a adotar uma ação específica. Esse

princípio deu origem ao Modelo de Ativação pela Norma (MAN) (SCHWARTZ, 1977), que propõe que ações pró-ambientais são resultado da ativação de normas pessoais que refletem obrigações morais que incitam ou desmotivam a adoção de determinadas ações. Segundo o MAN são quatro as variáveis que ativam as normas pessoais:

- Conhecimento do problema: nível de conhecimento acerca das consequências de não adotar comportamentos pró-ambientais;
- Atribuição de responsabilidades: sentimento de responsabilização pelas consequências caso não se adotem ações em prol do meio ambiente;
- Resultado eficaz: identificação de ações que reduzam os problemas ambientais;
- Capacidade ou auto eficiência: reconhecimento próprio da sua habilidade pra prestar auxílio às ameaças ambientais.

Estudos apresentaram o MAN como um modelo suficiente para explicar comportamentos pró-ambientais categorizados como “boas intenções”, ou de baixo custo, enquanto que a TCP apresentou uma abordagem mais coerente para explicar situações caracterizadas por custos ambientais altos ou com forte limitações para o comportamento (STEG *et al.*, 2007).

Os modelos comportamentais auxiliam o entendimento de fatores e motivações que influenciam os comportamentos, auxiliando a proposição de políticas que tenham aderência pela população. O modelo comportamental proposto por Bortoleto *et al.* (2012) por exemplo, indicou que normas subjetivas são preditoras relevantes para o comportamento de reciclagem, enquanto que normas pessoais predizem comportamentos de prevenção de resíduos. A consideração dos aspectos comportamentais portanto, podem favorecer o entendimento da performance humana, apresentando uma perspectiva de investigação que avalia os atores dos impactos e suas motivações. Nesse sentido, a abordagem da psicologia ambiental tipicamente mensura os comportamentos mais que os seus resultados em termos de impactos ambientais (STEG *et al.*, 2007).

3.5.1 - Comportamento geral ecológico

Campbell defendeu que as afirmações verbais e outras respostas comportamentais direcionadas a uma atitude surgem de uma “disposição comportamental adquirida” (KAISER *et al.*, 2010). Segundo o autor, a inconsistência entre o que um indivíduo fala e

sua performance se origina da desconsideração das dificuldades e custos relativos à sua atuação. Por exemplo, verbalizar a importância de apoiar financeiramente uma causa ambiental é mais fácil para a maioria das pessoas que de fato o fazer. Ao mesmo tempo, é sabido que coeficientes de correlação são sensíveis a diferenças extremas em níveis de dificuldade e dessa forma, grandes diferenças em dificuldades podem artificialmente fazer correlações entre performances verbais ou comportamentais em relação a uma atitude parecerem insignificantes (KAISER *et al.*, 2010).

Baseado no paradigma apresentado por Campbell, Kaiser e Wilson (2004) propuseram a escala de comportamento ecológico geral (CEG), uma mensuração unidimensional de diferentes categorias de comportamentos voltados ao objetivo da conservação ambiental. A escala proposta baseia-se na teoria de que o comportamento de um indivíduo é função das dificuldades enfrentadas para adotar determinada ação e na sua habilidade de realizá-la.

Dessa forma, o nível de comportamento ecológico de uma pessoa é função das dificuldades situacionais que esse indivíduo ignora, ou seja, quanto maiores e mais numerosas as barreiras ultrapassadas, maior é o seu nível comportamental. Pessoas com níveis comportamentais baixos são aquelas que frente às menores dificuldades optam por não engajar em comportamentos ecológicos (KAISER E KELLER, 2001) e as dificuldades associadas à adoção de comportamentos ecológicos, chamadas de influências situacionais, podem favorecer ou dificultar a adoção de comportamentos específicos (KAISER E BIEL, 2000). A disposição de lixeiras seletivas em locais estratégicos por exemplo, pode favorecer a reciclagem, enquanto que a inexistência de paradas de ônibus próximo de universidades dificulta a utilização de transportes públicos em detrimento de automóveis privados.

Na escala CEG, por meio de uma listagem de variados comportamentos em diferentes categorias - como uso de energia, escolha de produtos consumidos, uso de automóveis e ativismo ambiental - a dificuldade de determinado comportamento ambiental é estimada considerando o número de pessoas que se engajam nesse comportamento. Dessa forma, um comportamento ecológico difícil é associado a um comportamento que poucas pessoas adotam, e, portanto, com baixa probabilidade de engajamento. Analogamente, comportamentos prováveis são aqueles em que muitas pessoas aderem, em função da facilidade e poucas barreiras associadas a sua aderência (KAISER E KELLER, 2001).

A escala de CEG é matematicamente descrita pelo modelo estatístico de Rasch. O modelo é aplicado de modo a criar uma escala entre os comportamentos avaliados, de acordo com a dificuldade de adoção e a habilidade do indivíduo, utilizando as respostas dicotômicas do questionário. A relação matemática é descrita pelas Equações 1 e 2.

$$p(x = 1|\theta, \delta) = \frac{e^{\theta_n - \delta_i}}{1 + e^{\theta_n - \delta_i}} \quad (\text{Equação 1})$$

$$\ln \left[\frac{p_{ni}}{1 - p_{ni}} \right] = \theta_n - \delta_i \quad (\text{Equação 2})$$

No caso da análise proposta, as variáveis representadas na expressão são: “p” é a probabilidade de engajamento de um indivíduo “n” em determinado comportamento “i”, dado o nível de performance geral θ (habilidade do indivíduo) e a dificuldade de um comportamento específico δ . Dessa forma, o comportamento é caracterizado pela habilidade do indivíduo (auto determinação, nível de engajamento) e pelo custo associado ao comportamento (tempo, dinheiro ou recurso).

Aplicando o modelo Rasch, avalia-se se os dados aderem suficientemente bem ao conceito de uma linha de medição reta (BOND *et al.*, 2021). No caso do CEG, a aderência do resultado do questionário ao modelo, permite um alinhamento dos comportamentos avaliados em uma escala de dificuldade, do mais fácil ao mais difícil, considerando as respostas ao questionário que sugerem quais são os mais, ou menos, frequentemente adotados pela amostra.

4 - METODOLOGIA

A metodologia do trabalho se dividiu em três etapas sequenciais que ao longo do desenvolvimento da pesquisa foram constantemente revisadas: (i) estimativas da intensidade de emissões de GEE por meio da ACV, (ii) questionário sobre comportamento ecológico geral e (iii) integração dos resultados (Figura 4.1). Cada uma das etapas é descrita a seguir.

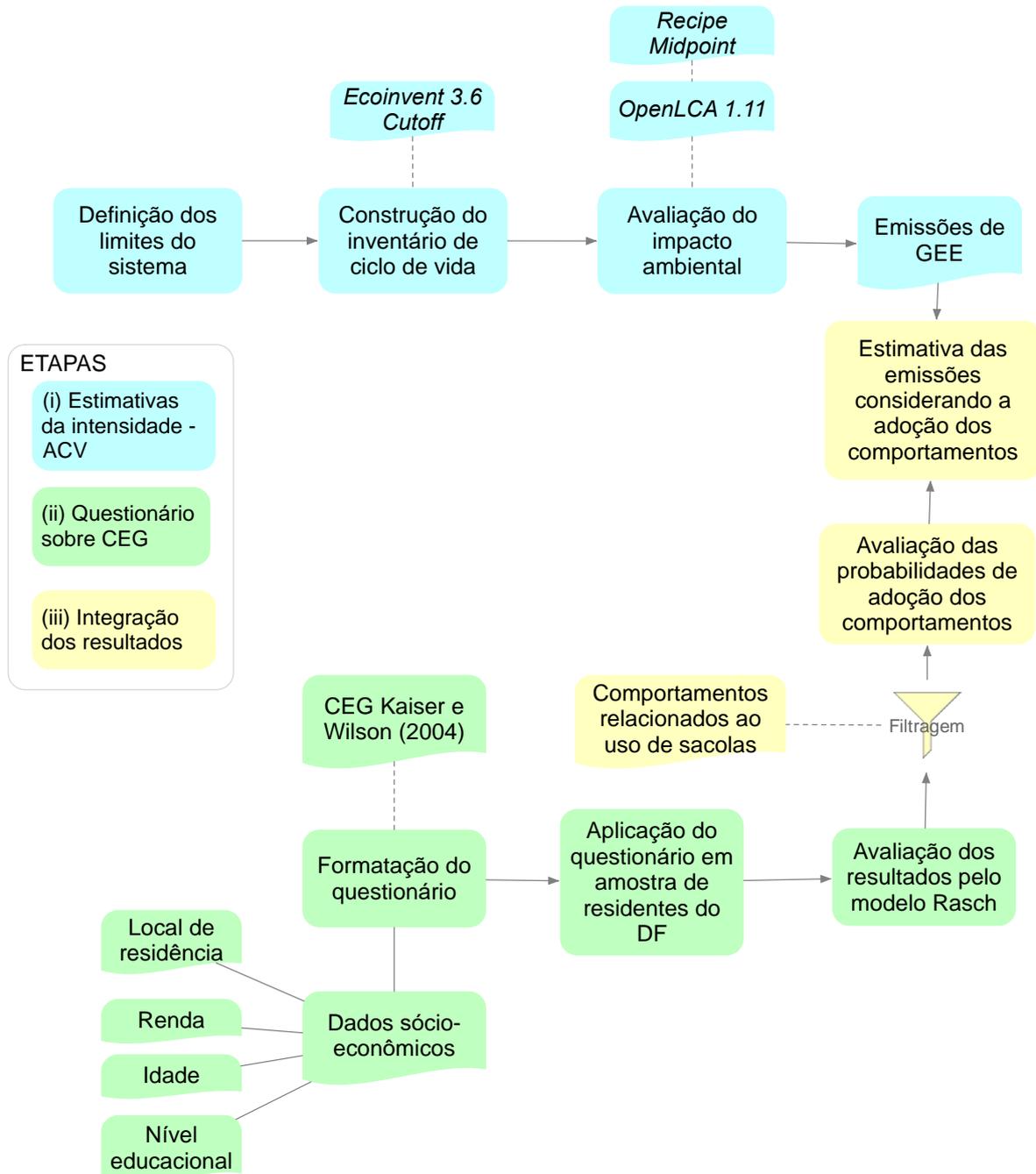


Figura 4.1 - Fluxo metodológico

4.1 - ESTIMATIVA DA INTENSIDADE DE EMISSÕES DE GEE

As emissões decorrentes do consumo dos dois tipos de sacolas estudadas, foram estimadas pela aplicação da metodologia de ACV conforme normas da ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006).

4.1.1 - Definição do escopo

O limite do sistema foi definido de forma a incluir as etapas de fabricação das sacolas, incluindo a extração de matéria prima, e gerenciamento dos resíduos sólidos domésticos incluindo a coleta (seletiva e convencional), operação de unidades de transbordo, usina de tratamento mecânico biológico, instalação de recuperação de resíduos seletivos, operação do aterro sanitário e os transportes de resíduos e rejeitos entre as unidades de processamento (Figura 4.2).

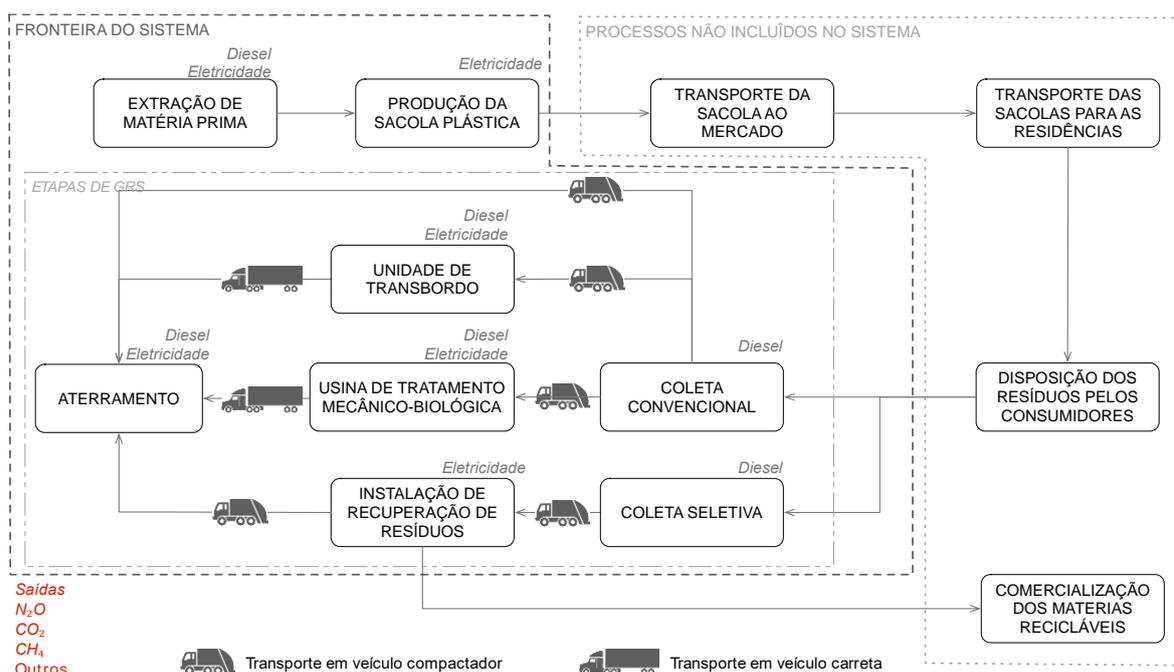


Figura 4.2 - Fronteiras do sistema e processos não incluídos no escopo da pesquisa

Não foram incluídas as etapas de disponibilização das sacolas nos mercados, transporte das sacolas para as residências e disposição dos resíduos para coleta pelos consumidores, pela dificuldade de definição de parâmetros homogêneos para a população e pela baixa expressividade dessas emissões em comparação aos demais processos.

Considerando que a pesquisa visou uma abordagem do berço ao túmulo, foi realizada a definição de dois escopos de ACV, um do berço ao portão, incluindo as etapas de extração de matéria prima e fabricação das sacolas, e outra do portão ao túmulo, incluindo as etapas de gerenciamento de RS das sacolas analisadas. A análise diferenciada foi proposta visando a consideração de duas unidades funcionais distintas, sendo na primeira etapa a quantidade de resina polimérica para a fabricação de uma sacola plástica, e na segunda etapa a quantidade de resíduo de sacola plástica gerenciada (Figura 4.3).

Abordagem	Berço ao portão	Portão ao túmulo
Etapas	Fabricação da sacola plástica	Gerenciamento de resíduo de sacola plástica
Unidade funcional	Quantidade de resina para fabricação de 1 sacola plástica	Quantidade de resíduo de sacola plástica gerenciado

Figura 4.3 - Concepção das etapas de ACV

A integração dos resultados das etapas de produção e gerenciamento foi realizada na etapa final do ACV considerando uma única unidade funcional representada pela “quantidade de sacolas plásticas utilizadas no ano por habitante”, tomando como base o parâmetro proposto por (STAFFORD *et al.*, 2022) de 870,48 L de compras carregadas por pessoa anualmente, em consonância com as similaridades dos estudos em relação à capacidade de carregamento das sacolas e o caráter emergente do país da pesquisa (África do Sul) em relação a outros estudos na área, desenvolvidos na Europa ou Estados Unidos.

As tipologias de sacolas analisadas conferem com aquelas definidas pela Lei Distrital 6.864/2021 (DISTRITO FEDERAL, 2021), sendo a de uso único, fabricada com percentual de matéria prima renovável e a reutilizável em material “resistente e que suportem o acondicionamento e o transporte de produtos e mercadorias em geral”. Dessa forma, foram considerados os parâmetros de volume e número reutilizações, para a definição dos fluxos de referência, ou seja, do número de sacolas necessárias para o preenchimento da unidade funcional proposta, a partir das UF adotada (Tabela 4.1). Diante das considerações feitas, foi considerado um quantitativo de 58 sacolas plásticas de uso único ou uma sacola reutilizável por indivíduo por ano para preenchimento da unidade funcional. Foi considerado que após o uso essas sacolas são descartadas para coleta pelo serviço de limpeza pública do DF.

Tabela 4.1 - Parâmetros das sacolas analisadas e fluxos de referência

	Sacola plástica descartável	Sacola plástica reutilizável	Fonte
Material de fabricação	PEAD+PE verde (49:51)	Polipropileno	-
Peso unitário (kg)	0,0025	0,0680	Medição
Volume de carga (L) [A]	15,12	26,21	Medição
Número de utilizações [B]	1	52	STAFFORD <i>et al.</i> (2022)
Fluxo de referência	58	1	Calculado = UF/[A]/[B]

4.1.1.1 - Etapa de fabricação de sacolas plásticas

No caso das sacolas de uso único, fabricadas em polietileno de alta densidade oriundo parte do eteno da nafta e parte de eteno de matéria vegetal (cana de açúcar), foram utilizados os resultados do estudo elaborado por Nonato (2023), que considerou as etapas de extração do petróleo, produção da nafta, craqueamento, plantio de cana de açúcar, produção de etanol, polimerização, fabricação das sacolas além dos transportes utilizados entre as etapas (Figura 4.4) para a quantidade de resina necessária para a produção de uma sacola de bioplástico.

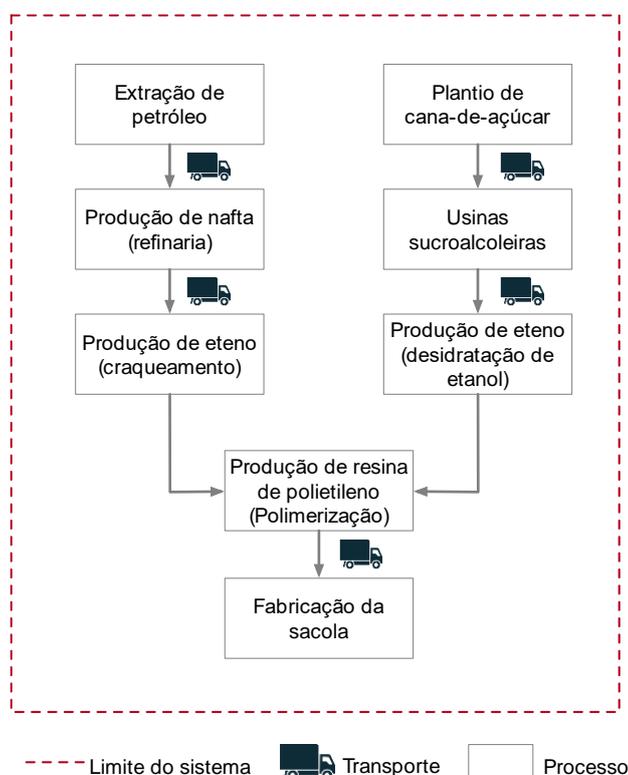


Figura 4.4 - Limites do sistema da produção de sacolas de bioplástico (Adaptado de NONATO, 2023)

O estudo elaborado por Nonato (2023) desenvolveu o ACV de sacolas descartáveis fabricadas em bioplástico, considerando em seu escopo a base de dados *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, e a categoria de impacto de mudanças climáticas. A escolha da modelagem feita por Nonato também se fundamenta na regionalização do estudo, que refletiu a fabricação de sacolas no Distrito Federal, considerando as distâncias decorrentes da produção nessa localidade, além dos percentuais de matéria prima verde e fóssil condizentes com as sacolas plásticas disponibilizadas por mercados do DF.

No caso da fabricação de sacolas reutilizáveis, foram utilizadas informações da literatura para a modelagem das etapas de fabricação, tomando dados da base *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, considerando os processos de extração da matéria prima (petróleo), produção da nafta, do eteno, polimerização e fabricação (Figura 4.5). Os processos foram construídos no software *Open LCA*[®] (Figura 4.6) para a quantidade de resina necessária para a produção de uma sacola reutilizável fabricada em polipropileno.

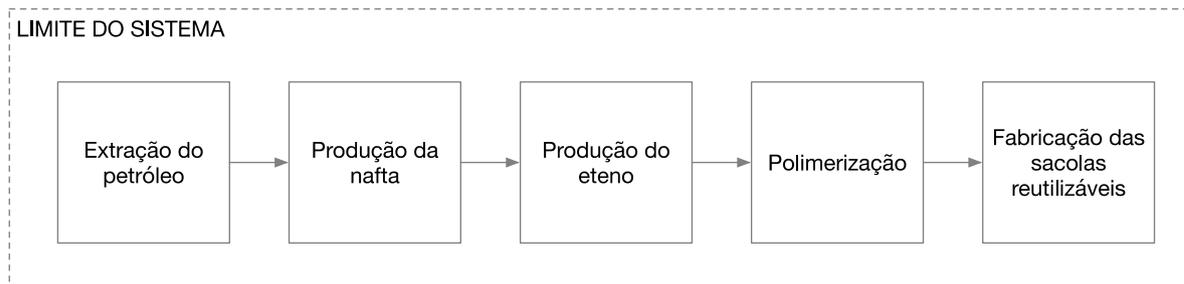


Figura 4.5 - Limites do sistema da produção de sacolas reutilizáveis

Inputs/Outputs: Saco_PP

Inputs				
Flow	Category	Amount	Unit	Provider
naphtha	192:Manufacture of refine...	1.00000	kg	naphtha production, petroleum refinery operation naphtha Cutoff, U (copy) - RoW
polypropylene, granulate	201:Manufacture of basic...	1.00000	kg	polypropylene production, granulate polypropylene, granulate Cutoff, U (copy) - RoW
textile, non-woven polypropylene	131:Spinning, weaving and...	1.00000	kg	market for textile, non woven polypropylene textile, non-woven polypropylene Cutoff, U (copy) - GLO

Outputs									
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenue	Uncertainty	Avoided produc	Provider	Data quality en	Description
Saco		1.00000	kg		none				

Figura 4.6 – Processos da base de dados Ecoinvent 3.6 Cutoff incluídos na modelagem de fabricação de sacolas plásticas reutilizáveis

A modelagem das sacolas reutilizáveis limitou-se às descrições listadas na base, que em suas quantidades já contabilizam deslocamentos médios, de modo que processos de transporte não foram incluídos de modo a evitar contabilizações duplicadas.

4.1.2 - Inventário de ciclo de vida

O inventário de ciclo de vida para cada um dos produtos analisados foi construído no software *OpenLCA 1.11*® (Figura 4.7) considerando os fluxos de entrada e saída em cada um dos processos incluídos no sistema. Dessa forma, foram utilizados dados de inventários globais (GLO), brasileiros (BR) e do “resto do mundo” (RoW) da base de dados *Ecoinvent 3.6 Cutoff*.

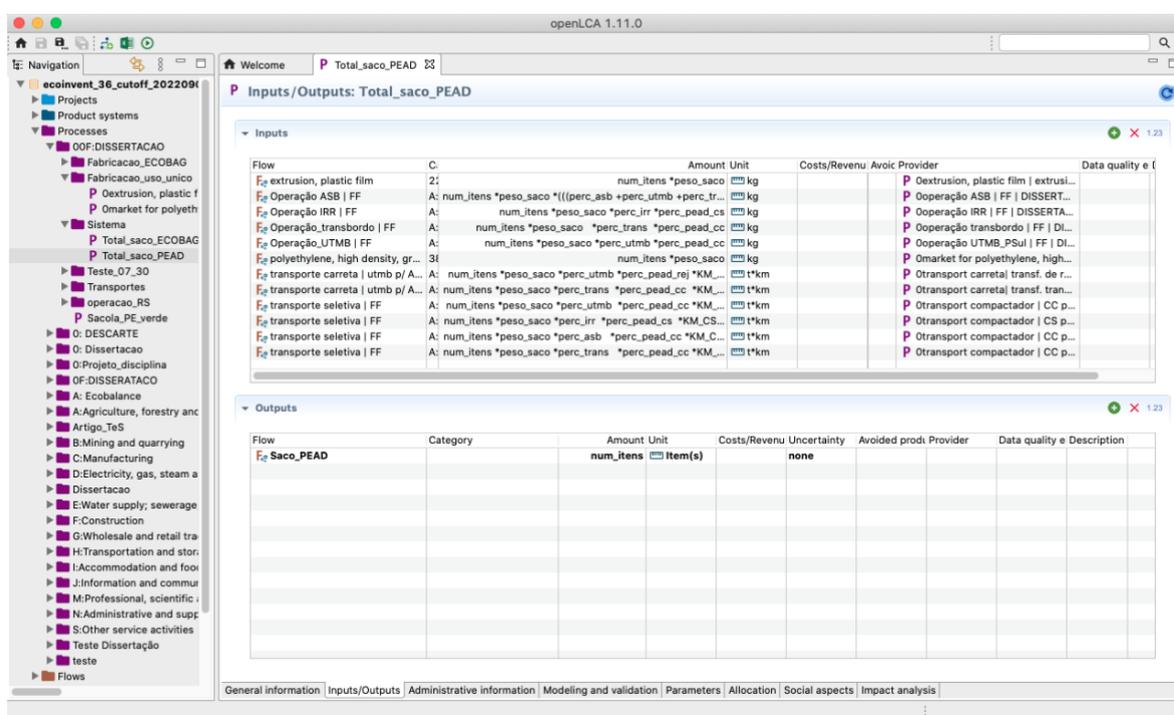


Figura 4.7 - Interface do software Open LCA utilizado na modelagem ACV

No caso das etapas de fabricação das sacolas, os dados de entrada e saída foram coletados diretamente dos processos modelados, oriundo das bases de dados, conforme a unidade funcional definida.

As etapas de gerenciamento de resíduos sólidos (coleta, triagem, processamento, disposição final, e comercialização) foram modeladas considerando dados operacionais e de gravimetria de resíduos oriundos da literatura e do relatório anual de atividades do SLU.

As emissões com transporte foram estimadas com base na Equação 3

$$C_{transp} = (1 + \alpha) * (f_i * d * dist_i) * qtd * 1000^{-1} \text{ (Equação 3)}$$

Onde,

C_{transp} = Consumo de diesel no transporte [kg/ano]; α = fator de consumo da viagem de retorno do veículo vazio (0,5); d = densidade do diesel [kg/L]; f_i = rendimento do veículo “i” [L/t/km]; $dist$ = distância média percorrida pelo veículo “i” [km]; qtd = quantidade transportada no veículo [kg/ano].

As distâncias percorridas pelos veículos utilizados nas etapas de gerenciamento de resíduos (caminhão compactador e carreta) foram estimadas considerando o levantamento apresentado por Santos (2022), que analisou os tamanhos das rotas de coleta, frequências e o centro de massa populacional de cada rota de coleta operada pelo SLU. As distâncias entre unidades de gerenciamento, que independem de rotas de coleta, foram estimadas por distâncias médias calculadas (Tabela 4.2), sendo essas: usina de tratamento mecânico biológico (UTMB), instalação de recuperação de resíduos (IRR) e aterro sanitário de Brasília (ASB).

Tabela 4.2 - Distâncias consideradas para modelagem das etapas de gerenciamento de RS

Percurso	Distância	Unidade	Fonte
Coleta convencional	1.397.338,01	km/mês	(SANTOS, 2022)
Coleta seletiva	4.085,29	km/mês	(SANTOS, 2022)
UTMB-ASB*	25,85	km/viagem	<i>medidas</i>
Transbordo-ASB*	36,32	km/viagem	<i>medidas</i>
IRR-ASB*	28,6	km/viagem	<i>medidas</i>

* média das distâncias entre cada uma das unidades e o ASB

Considerando as quantidades de rejeitos gerados e as capacidades de carga dos veículos, foram estimados os números totais de viagens de rejeito, de cada unidade operacional até o ASB. As distâncias mensais foram ponderadas de acordo com as quantidades de resíduos processados em cada unidade, de modo a ser obter a estimativa da quilometragem percorrida pelos veículos em cada trajeto, considerando a coleta convencional (CC) e seletiva (CS) (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Distâncias mensais estimadas em cada percurso modelado

Percurso	Distância (km/mês)
CS-IRR	4.085,29
CC-transbordo	760.582,31
CC-ASB	86.118,36
CC-UTMB	550.637,34
UTMB-ASB	16.233,80
Transbordo-ASB	35.048,80

Também foram considerados os consumos de eletricidade nas IRR, transbordos, UTMB e ASB, sendo também incluídos na contabilização os consumos de diesel nos transbordos, UTMB e ASB, devido o uso de maquinários de grande porte que usam tal combustível (Tabela 4.4). As Equações 4 e 5 apresentam respectivamente os cálculos de consumo de eletricidade e diesel.

$$C_{elet} = (f_{elek}) * qtd \text{ (Equação 4)}$$

Onde,

C_{elet} = Consumo de eletricidade na unidade de gerenciamento “k” [kwh/ano]; f_{elek} = fator de consumo de eletricidade da unidade de gerenciamento “k” [kWh/t]; e qtd = quantidade de resíduos gerenciada na unidade “k” [t/ano].

$$C_{diesel} = (f_{diesel_k}) * d * qtd \text{ (Equação 5)}$$

Onde,

C_{diesel} = Consumo de diesel na unidade de gerenciamento “k” [L/ano]; f_{diesel_k} = fator de consumo de diesel da unidade de gerenciamento “k” [L/t]; d = densidade do diesel [kg/L]; qtd = quantidade de resíduos gerenciada na unidade “k” [t/ano].

As emissões foram calculadas considerando os cálculos resultantes das Equações 3, 4 e 5, que foram multiplicados pelos respectivos valores de emissão de CO₂ de acordo com o consumo de eletricidade ou diesel, conforme apresentado na Equação 6.

$$E_p = (\beta_p) * C_{diesel/elet} \text{ (Equação 6)}$$

Onde,

E_p = Emissão do poluente “p” [kg/ano]; β_p = fator de emissão específico do poluente “p” [kg/L]; $C_{diesel/elet}$ = consumo de diesel ou eletricidade do processo [L/ano ou kwh/ano].

Os fatores de consumo energético e de emissão de poluentes utilizados são apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Fatores de consumo energético e de emissão de poluentes utilizados na construção do ICV

	Valor	Unidade	Fonte
Transporte			
Fator de consumo do diesel - caminhão compactador	0,08	L/t.km	(MARQUES, 2018)
Fator de consumo do diesel - caminhão carreta	0,03	L/t.km	(MERRILD <i>et al.</i> , 2012)
UTMB Psul			
Consumo de eletricidade	2*10 ⁶	kWh/mês	(SANTOS, 2022)
Consumo de diesel	3,4	L/t	(MERRILD <i>et al.</i> , 2012)
Quantidade média de RS gerenciados por mês	15.385,26	t/mês	(SLU, 2023)
UTMB Asa sul			
Consumo de eletricidade	3.185,28	kWh/mês	(SANTOS, 2022)
Consumo de diesel	3,4	L/t	(MERRILD <i>et al.</i> , 2012)
Quantidade média de RS gerenciados por mês	7.503,02	t/mês	(SLU, 2023)
ASB			
Consumo de eletricidade	0,618	kWh/t	(LEME, 2010)
Consumo de diesel	0,293	L/t	(LEME, 2010)
Transbordo			
Consumo de eletricidade	25	kWh/t	(MERRILD <i>et al.</i> , 2012)
Consumo de diesel	3,4	L/t	(MERRILD <i>et al.</i> , 2012)
IRR			
Consumo de eletricidade	15.017,00	kWh/mês	(SANTOS, 2022)
Emissões			
Emissão de CO ₂ - geração de energia elétrica	0,5882	kgCO ₂ /kWh	(BRASIL, 2011)
Emissão de CO ₂ - queima de diesel	2,86	kg/L	(BRASIL, 2011)
Emissão de CH ₄ - queima de diesel	2,09	kg/L	(BRASIL, 2011)
Emissão de N ₂ O - queima de diesel	0,105	g/L	(BRASIL, 2011)
Fatores de equivalência			
CO ₂ para CO ₂ -eq	1	kg/kg	(Ecoinvent 3.6 <i>cutoff</i>)
CH ₄ para CO ₂ -eq	36	kg/kg	(Ecoinvent 3.6 <i>cutoff</i>)
N ₂ O para CO ₂ -eq	298	kg/kg	(Ecoinvent 3.6 <i>cutoff</i>)
Conversão			
Densidade diesel	0,84	kg/L	(CETESB, 2021)

4.1.3 - Avaliação de impactos do ciclo de vida

A avaliação de impactos do ciclo de vida foi feita considerando a metodologia ReCiPe. Dado o objetivo de analisar os impactos em termos de emissões de gases do efeito estufa, a categoria de estudo foi a de mudanças climáticas. Essa categoria é do tipo *midpoint* e representa as emissões de gases do efeito estufa em termos de quantidade de carbono equivalente (kg CO₂-eq). A escolha da metodologia ReCiPe foi baseada no fato de se tratar de uma atualização da metodologia CML, largamente aplicada na análise da categoria de mudanças climáticas, sua disponibilidade no *software OpenLCA* e o seu modelo de caracterização se basear nos parâmetros do IPCC, considerando um horizonte de 100 anos.

4.2 - COMPORTAMENTO ECOLÓGICO GERAL

A incorporação da variável comportamental na pesquisa foi feita por meio da escala de comportamento ecológico geral, tomando como base o questionário proposto por Kaiser e Wilson (2004).

4.2.1 - O questionário

O questionário proposto por Kaiser e Wilson (2004) contém perguntas que tratam de comportamentos nas áreas de redução de resíduos, reciclagem, mobilidade e transporte, consumo, conservação de energia e comportamentos vicários e sociais voltados para a conservação. Cada pergunta é elaborada de modo a abordar apenas uma única ação, onde o respondente deve indicar se a faz, ou não. Todas as perguntas devem ser respondidas pelos entrevistados, que para alguns itens tem a opção “sim” ou “não”, e para outros devem associar sua resposta a um nível dentro da escala de frequência: “sempre”, “geralmente”, “às vezes”, “raramente” ou “nunca”. Para fins de análise, nos casos do segundo tipo, as respostas “sempre” ou “geralmente” foram convertidas a “sim” e as demais alternativas a “não”.

Se tratando de um instrumento elaborado no idioma inglês por pesquisadores do hemisfério norte, as questões foram traduzidas para o português e em alguns casos foram feitas adaptações para a realidade do local de estudo, de modo que o respondente encontrasse no questionário perguntas condizentes com itens disponíveis no seu contexto. Desse modo, questões sobre aquecedores residenciais, papel higiênico colorido e banho de banheira foram suprimidas do questionário. A questão “Eu compro bebidas em latas”, originalmente

formulada como negativa em termos de comportamento pró-ambiental foi convertida para positiva, em função das altas taxas de recuperação de embalagens de alumínio no Brasil, que contribuem, em geral, para melhor desempenho ambiental desse tipo de embalagem em comparação as demais disponíveis no mercado. Na Tabela 4.5 são apresentadas as 52 questões de comportamentos ecológicos avaliadas pelo questionário.

Tabela 4.5 - Questões do questionário de comportamento geral ecológico

Categoria	Comportamento Geral Ecológico	Tipo de resposta
Redução de resíduos	Eu compro bebidas em latas	EF
	<i>Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecerem em lojas ou mercados</i>	EF
	Eu compro bebidas em garrafas retornáveis	EF
	Eu compro produtos em embalagens de refil	EF
	<i>Eu costumo pedir comida no delivery</i>	EF
	No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum	S/N
	Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado	EF
	Eu reutilizo as sacolas plásticas que recebo no supermercado	S/N
Reciclagem	Eu guardo e reutilizo sobras de papel	EF
	Levo garrafas de vidro para um ponto de reciclagem	EF
	Separo meu lixo para a coleta seletiva	EF
	<i>Eu joga pilhas e baterias usadas no saco de lixo comum</i>	S/N
	<i>Jogo fora os restos de alimentos após as refeições</i>	S/N
Mobilidade e transporte	Eu vou a pé, de bicicleta ou transporte público para o trabalho ou universidade	EF
	<i>Eu uso meu carro para viajar e andar na cidade</i>	EF
	Eu dirijo meu carro nas rodovias com velocidades menores que 120 km/h	EF
	<i>Em casos de longas distâncias (mais de 6h) eu viajo de avião</i>	EF
	Nos deslocamentos do dia a dia eu uso transporte público ou bicicleta	EF
	<i>Eu mantenho o motor do carro ou moto ligado no engarrafamento</i>	EF
	<i>Eu mantenho o motor do carro ou moto ligado quando estou parado no semáforo vermelho</i>	EF
	<i>Eu uso o carro para ir à academia ou ao local onde pratico atividades físicas</i>	EF
	Eu tenho resistido em comprar um carro	S/N
	Eu sou membro de um grupo de caronas	S/N
	Eu dirijo de forma a manter o consumo de combustível o mais baixo possível	S/N
Eu possuo um carro com motor flex	S/N	

Tabela 4.6 - Questões do questionário de comportamento geral ecológico (continuação)

Categoria	Comportamento Geral Ecológico	Tipo de resposta
Consumo	Eu compro comida orgânica ou produtos com etiquetas ecológicas	EF
	<i>Eu uso produtos com cloro para a limpeza doméstica</i>	EF
	Eu compro móveis de madeira com certificação ambiental	EF
	Compro produtos com o mínimo de embalagens possível	EF
	<i>Eu compro comida semi-pronta ou congelada</i>	EF
	Eu compro frutas e verduras da estação	EF
	<i>Eu uso inseticidas químicos para matar insetos</i>	EF
	<i>Eu uso amaciante para lavar as minhas roupas</i>	S/N
	<i>Eu uso desodorizador aerossol no meu banheiro</i>	S/N
Conservação de energia	Durante o banho eu só abro o chuveiro para me enxaguar	EF
	Eu espero a roupa suja acumular para usar a máquina de lavar no nível máximo	EF
	No inverno, eu deixo as janelas abertas para arejar a casa	EF
	Eu lavo minhas roupas sem colocar de molho/pré lavagem	EF
	<i>Eu uso secadora de roupas</i>	EF
	Eu compro equipamentos eletrônicos com selo PROCEL de eficiência energética	S/N
	No verão eu desligo o ar condicionado durante a noite e abro minhas janelas	EF
	<i>Nos hotéis, eu peço para trocar minhas toalhas diariamente</i>	S/N
	Eu instalei painéis solares geradores de energia na minha casa	S/N
Comportamentos vicários e sociais voltados para a conservação	Chamo a atenção quando uma pessoa tem um comportamento não ecológico	EF
	Eu contribuo financeiramente para organizações que defendem o meio ambiente	EF
	Eu boicoto empresas com histórico anti ecológico	EF
	Eu leio notícias sobre questões ambientais	EF
	Eu converso com meus amigos sobre problemas relacionados ao meio ambiente (sobre mudanças climáticas, poluição ambiental ou proteção dos animais)	EF
	Eu sou membro de uma organização que defende o meio ambiente	S/N
	Depois de ir à praia ou um piquenique eu deixo o local limpo como encontrei	S/N
	Eu já avaliei pros e contras de ter uma fonte própria de energia solar	S/N
	Eu já orcei a instalação de painéis solares	S/N

*(EF) Escala de frequência; (S/N) “sim” ou “não”

**Questões em itálico indicam afirmações não pró-ambientais

Além da avaliação comportamental, o questionário contou com perguntas contextuais (Tabela 4.7), voltadas para a interpretação e discussão dos resultados, além de perguntas sociodemográficas (Apêndice A).

Tabela 4.7 – Perguntas contextuais incluídas no questionário

Pergunta	Tipo de resposta	Opções de resposta
Você participa de algum programa de coleta seletiva de material reciclável?	Resposta única	(1) Sim (2) Não
Para quem você entrega a maior parte ou a totalidade do seu lixo reciclável?	Resposta única	(1) Coleta seletiva pública (SLU) (2) Cooperativa ou associação de catadores (3) Catadores de rua independentes (4) Escola ou instituição educacional (5) Ecoponto ou Ponto de entrega voluntário (PEV) (6) Pontos de troca (descontos em compras ou em faturas) (7) Não sei para onde o meu lixo reciclável é entregue
Você tem ou compartilha um carro com outras pessoas da sua residência?	Resposta única	(1) Sim (2) Não
Você faz a compostagem do seu lixo orgânico e/ou restos de poda de jardim?	Resposta única	(1) Sim (2) Não
Você concorda com a lei do GDF de cobrar pelo uso de sacolas plásticas?	Resposta única	(1) Sim (2) Não
Você acha que as sacolas reutilizáveis (ecobags) vendidas no mercado tem um preço justo?	Resposta única	(1) Sim (2) Não
O que você faz com as sacolas plásticas de supermercados?	Caixa de seleção	(1) Descarto no lixo comum (2) Utilizo como saco de lixeira (3) Reutilizo em outras compras de supermercado (4) Uso para carregar objetos

Se tratando de uma pesquisa com seres humanos, foi realizada a submissão do projeto e do instrumento ao Comitê de Ética em Pesquisa em Ciências Humanas e Sociais da Universidade de Brasília (CEP/CHS). A aprovação do CEP/CHS (CAAE: 67240223.7.0000.5540) exige a assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) por parte de cada entrevistado e da pesquisadora, e busca promover a reflexão dos pesquisadores sobre os riscos e benefícios da pesquisa e assegurar a segurança dos participantes.

O TCLE, bem como o questionário contendo as perguntas de CEG e dados demográfico para contextualização dos resultados foram disponibilizados e aplicados a respondentes maiores de 18 anos, via online, por uma empresa especializada (*Best Forecast*), paga com recursos

próprios e oriundos do edital DPG/UnB 11/2022, em uma amostra de 391 indivíduos, representativa da população do Distrito Federal, 2.817.068 habitantes (IBGE, 2023), considerando um intervalo de confiança de 95% e uma margem de erro de 5% conforme Equação 7.

$$n = \frac{\frac{z^2 \cdot p(1-p)}{e^2}}{1 + \frac{z^2 \cdot p(1-p)}{e^2 \cdot N}} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde n é o tamanho amostral, z é o quantil normal padrão para o nível de confiança p , e N é o tamanho da população.

Os dados coletados pelos questionários foram avaliados pelo modelo Rasch, no *software ConQuest*, versão 4.

4.3 - INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS

Considerando-se as perguntas do questionário da escala CEG sobre o uso de sacolas plásticas, foram estimados os percentuais de respondentes acerca de suas opções sobre o uso de sacolas de uso único e reutilizáveis, formando-se perfis de comportamento sobre uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis (Figura 4.8).

- a) Perfil 1 (Indivíduos voltados ao uso estrito de sacolas de uso único): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados” e “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum” responderam a escala correspondente à “sim” na primeira questão e “não” para a segunda;
- b) Perfil 2 (Indivíduos voltados ao uso estrito de sacolas reutilizáveis): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados” e “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum” responderam a escala correspondente à “não” na primeira questão e “sim” para a segunda;
- c) Perfil 3 (Indivíduos que usam sacolas de materiais não plásticos): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados”, “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco

- plástico comum” e “Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado” responderam respectivamente a escala correspondente à “não”, “não” e “sim”;
- d) Perfil 4 (Indivíduos consomem sacolas de uso único e reutilizáveis, sem a reutilização de sacolas reutilizáveis): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados”, “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum” e “Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado” responderam respectivamente a escala correspondente à “sim”, “sim” e “não”;
- e) Perfil 5 (Indivíduos que consomem sacolas de uso único e reutilizáveis): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados”, “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum” e “Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado” responderam respectivamente a escala correspondente à “sim”, “sim” e “sim”;
- f) Perfil 6 (Indivíduos que não usam sacolas plásticas para carregar suas compras): indivíduos que para as afirmações “Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados”, “No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum” e “Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado” responderam respectivamente a escala correspondente à “não”, “não” e “não”.

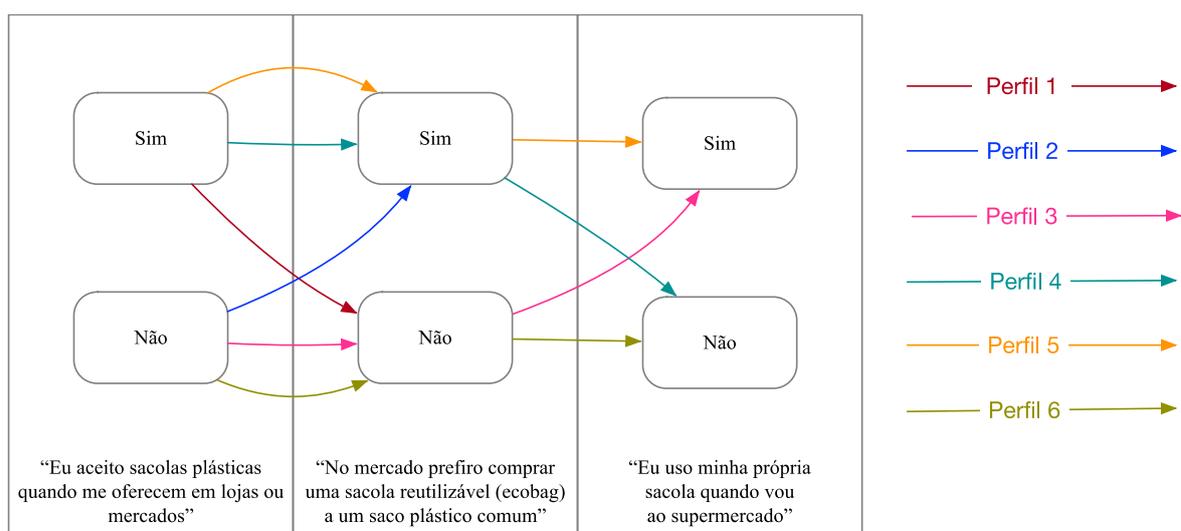


Figura 4.8 - Perfis de comportamento sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis de acordo com respostas a afirmações do questionário

Cada perfil traçado foi relacionado a uma consideração sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis (Tabela 4.8). Os respectivos percentuais de ocorrência de cada perfil, emissões de GEE associadas e população total do DF resultaram na estimativa total de emissões de GEE vinculadas ao uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis, calculada por meio do conceito de pegada de carbono, conforme Equação 8.

$$ET = \sum RP_i \times EP_i \quad (\text{Equação 8})$$

Onde, ET indica a emissão total estimada, RP_i representa o percentual de respondentes do perfil i e EP_i intensidade de emissões de GEE vinculadas à consideração adotada sobre o consumo do perfil i .

Tabela 4.8 - Considerações sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis de acordo com os perfis de comportamento

Perfil	Consideração sobre uso de sacolas plásticas
1	Indivíduos usam apenas sacolas de uso único
2	Indivíduos usam apenas sacolas reutilizáveis
3	Indivíduos não usam sacolas de uso único ou reutilizáveis
4	Indivíduos usam sacolas de uso único ou reutilizáveis, ambas apenas uma vez
5	Indivíduos usam sacolas de uso único e reutilizáveis
6	Indivíduos não usam sacolas de uso único ou reutilizáveis

4.4 - LOCAL DE ESTUDO

Os dados e amostras utilizados no estudo basearam-se em informações coletadas no âmbito do Distrito Federal, Brasil, abrangendo as 31 Regiões Administrativas vigentes no ano de 2019 (Figura 4.9). Dessa forma, os parâmetros utilizados na estimativa de emissões de GEE e a amostra da análise comportamental refletiram o caso observado nesse recorte geográfico. As informações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos da capital federal também foram utilizadas na modelagem, com o objetivo de refletir a rota tecnológica e a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do local de estudo.

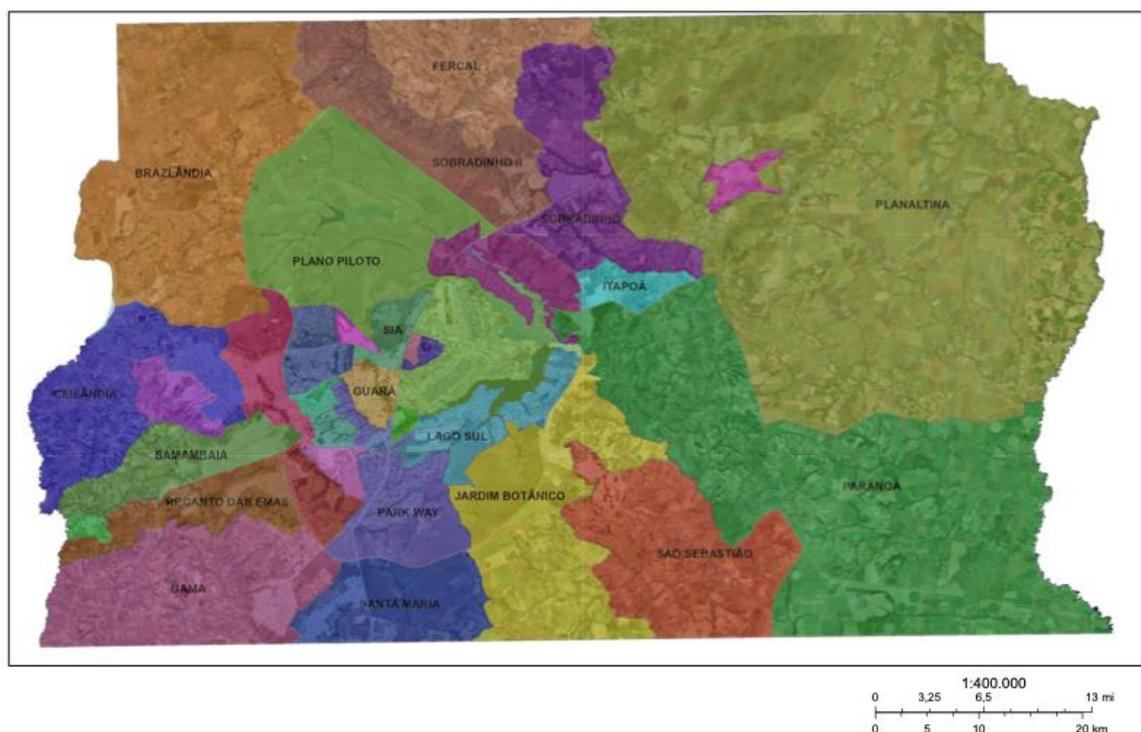


Figura 4.9 - Regiões Administrativas do Distrito Federal, conforme divisão vigente em 2019

(Elaboração: Autora)

5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 - CARACTERIZAÇÃO DAS ETAPAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS

A modelagem da etapa de gerenciamento de resíduos sólidos, que inclui todos os processos posteriores à “disposição de resíduos sólidos pelos consumidores” (Figura 4.2), foi elaborada considerando as rotas tecnológicas de coleta e tratamento de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal, operadas pela autarquia pública distrital, o Serviço de Limpeza Urbana (SLU).

O SLU realiza sua coleta a partir de duas classificações de resíduos, triados e disponibilizados para a coleta pela população: seletivos, que incluem todos os materiais passíveis de reciclagem no DF (papel/papelão, plástico e metal); e convencional, que abarca todos os materiais considerados como não seletivos. Os resíduos da coleta seletiva são encaminhados às IRR (Figura 5.1), onde cooperativas e associações de catadores realizam a triagem positiva dos materiais para posterior comercialização junto a indústrias de

reciclagem ou atravessadores. A maior parte das coletas realizadas pelo SLU são feitas em veículos compactadores (SLU, 2023), sendo considerado nesse estudo que todos os RS são coletados por esse tipo de veículo (Figura 5.2).



Figura 5.1 - Catadoras realizando a triagem de resíduos em IRR do SLU
(Fonte: Autora, 10/02/2021)



Figura 5.2 - Caminhão compactador utilizado na coleta seletiva do SLU
(Fonte: Autora, 11/02/2021)

A parcela não seletiva, ou convencional, é destinada para três tipos de unidades de gerenciamento: (i) diretamente ao Aterro Sanitário de Brasília (ASB) para disposição final; (ii) uma das cinco unidades de transbordo espalhadas pelo DF para posterior encaminhamento ao ASB; ou (iii) encaminhada para as Usinas de Tratamento Mecânico Biológico (UTMB), onde são recuperadas parcelas de materiais seletivos encontrados na coleta convencional (Figura 5.3). Nas UTMB uma série de peneiras rotativas realizam a separação dos resíduos de menor granulometria, que são considerados como materiais orgânicos e destinados à compostagem. A parcela de resíduos que entrou na UTMB e não foi recuperada como material reciclável ou como composto, considerada como rejeito, é destinada à disposição final no ASB. Todas as viagens de transporte de rejeito entre a UTMB e o ASB são feitas com caminhão carreta com capacidade de 27 m³. A Figura 5.4 apresenta de forma esquemática as rotas percorridas pelos RS no DF. A localização das instalações descritas é apresentada na Figura 5.5.



Figura 5.3 – Catadores triando materiais recicláveis na usina de tratamento mecânico biológico.

(Fonte: SLU, 2021)

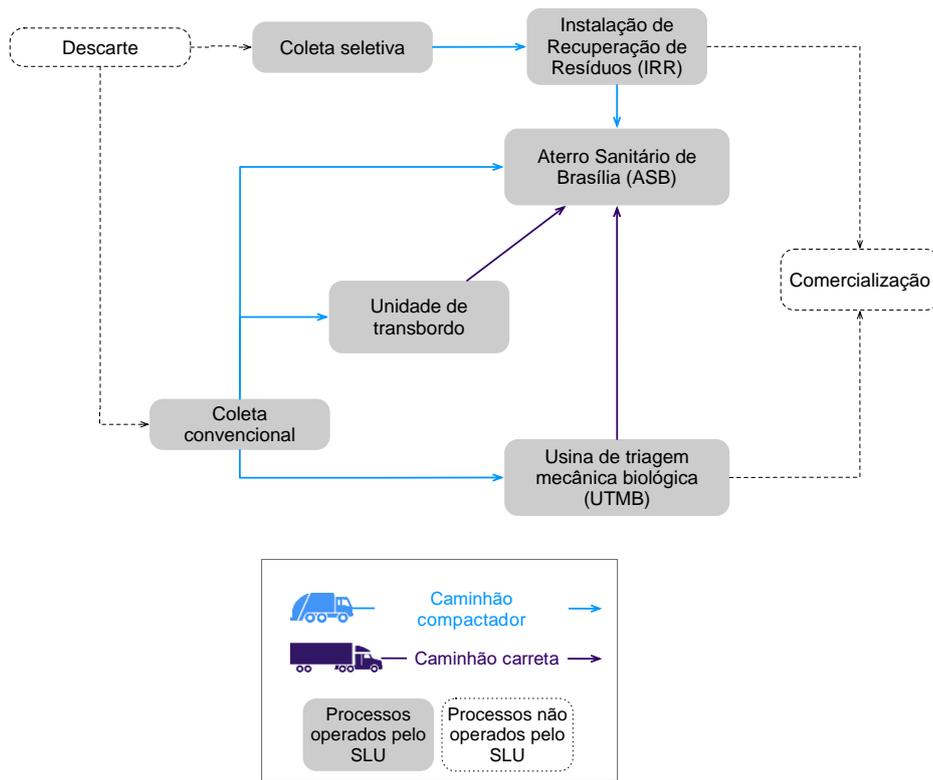


Figura 5.4 – Esquema do gerenciamento de RS domiciliares no DF
(Elaboração: Autora)

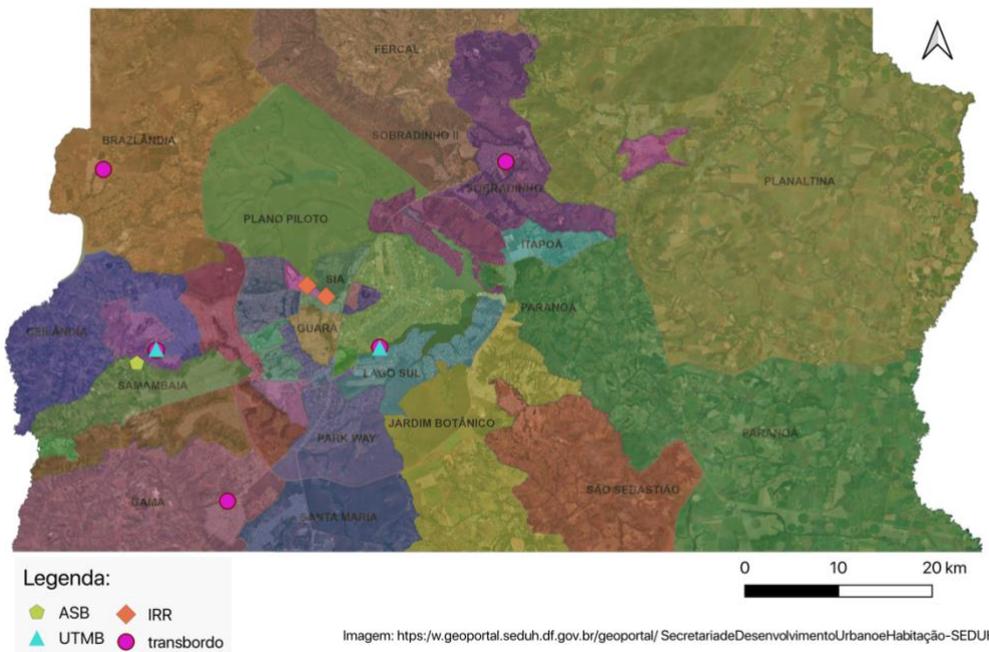


Figura 5.5 - Localização das unidades de gerenciamento de RS operadas pelo SLU DF
(Elaboração: Autora)

5.1.1 - Fluxo de resíduos sólidos

As quantidades de resíduos gerenciados e os percentuais de sacolas plásticas descartáveis e reutilizáveis foram coletados respectivamente no relatório de atividades do SLU (referente ao ano de 2022) e no estudo gravimétrico, publicado como anexo do Plano Distrital de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PDGIRS, 2018).

Foram adotadas as seguintes premissas para a modelagem, conforme bibliografia disponível sobre o assunto:

- Recuperação de resíduos nas IRR é de 100% da parcela reciclável. Dessa forma, os quantitativos de rejeito dessas unidades representam apenas parcelas não recicláveis, oriundas da má separação de resíduos por parte dos geradores. Essa consideração foi adotada em função da ausência de estudos gravimétricos nos rejeitos das IRR, e considerando que é de interesse das organizações de catadores a recuperação da totalidade de materiais recicláveis disponibilizadas nas coletas triadas;
- No caso dos resíduos recicláveis, foram considerados apenas os resíduos coletados por empresas (caminhão compactadores), excluindo-se do sistema as parcelas de resíduos seletivos coletadas pelas cooperativas (coleta seletiva inclusiva com caminhão baú). Essa consideração foi adotada em função da baixa expressividade da coleta seletiva inclusiva em comparação a coleta realizada por empresa, em termos de rotas contratadas e capacidade de cargas dos veículos de cada tipo de contrato (FUJIWARA *et al.*, 2018);
- Não foram consideradas possíveis perdas de materiais ao longo do processo de gerenciamento dos resíduos (por exemplo dispersão por vento, disposição de RS em locais clandestinos pelos geradores, ou nas operações de transbordo), nem a possibilidade de possíveis coletas alternativas àquelas operadas pelo serviço público, em função da complexidade de dimensionamento de tais fatores, e dos baixos quantitativos de resíduos associados à essas parcelas; e
- Todos os resíduos aterrados no ASB são oriundos do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) públicos, em rotas operadas pelo SLU. Embora o ASB receba coletas particulares, essas parcelas foram desconsideradas, em função da baixa representatividade em relação à coleta pública.

Na Tabela 5.1 e na Tabela 5.2 são apresentados respectivamente os percentuais de RSU gerenciados em cada etapa e os percentuais gravimétricos das sacolas plásticas analisadas no estudo. Os dados são apresentados de forma esquemática na Figura 5.6.

Tabela 5.1 - Quantidades de materiais das etapas de gerenciamento dos resíduos convencionais e seletivos consideradas na modelagem de ACV

Parcela convencional	Quantidade (t/ano)	Percentual do total coletado	Fonte
Coleta convencional [A]	696.995,94	95,38%	SLU, 2023
RS processado nas UTMB [B]	274.659,38	37,59%	SLU, 2023
RS encaminhado para transbordo [C]	379.380,49	51,92%	SLU, 2023
CC aterrada [D]=[A]-[B]-[C]	42.956,07	5,88%	Calculado
Total aterrado ASB [E]	691.814,22	94,67%	SLU, 2023
Rejeito aterrado oriundo da UTMB [J]=[E]-[C]-[D]-[I]	246.776,13	33,77%	Calculado
Material reciclável recuperado na UTMB* [F]	11.839,65	1,62%	SLU, 2023
Parcela seletiva	Quantidade (t/ano)	Percentual do total coletado	Fonte
Coleta seletiva [G]	33.761,43	4,62%	SLU, 2023
Rejeito coleta seletiva [I]	22.701,53	3,11%	SLU, 2023
Material reciclável recuperado nas IRR [H] = [G]-[I]	11.059,90	1,51%	Calculado

*Total triado pelas organizações de catadores: Apcorc, Cataguar, Renove e Cooperlimpo

Tabela 5.2 – Percentuais de sacolas plásticas nas etapas de gerenciamento de RSU no DF

Etapa do gerenciamento	Percentual da gravimetria sacola descartável	Percentual da gravimetria sacola reutilizável	Fonte
Coleta convencional	5,67%*	4,88%*	PDGIRS, 2018
Coleta seletiva	5,04%*	7,26%*	PDGIRS, 2018
Rejeito da UTMB	7,90%*	5,01%*	PDGIRS, 2018
PEAD recuperado na UTMB**	92,10%*	94,99%*	Calculado
PEAD recuperado nas IRR***	100%***	100%***	Premissa item 5.1.

*Percentual de plástico filme misto; **Percentual calculado; ***Considerando aproveitamento máximo

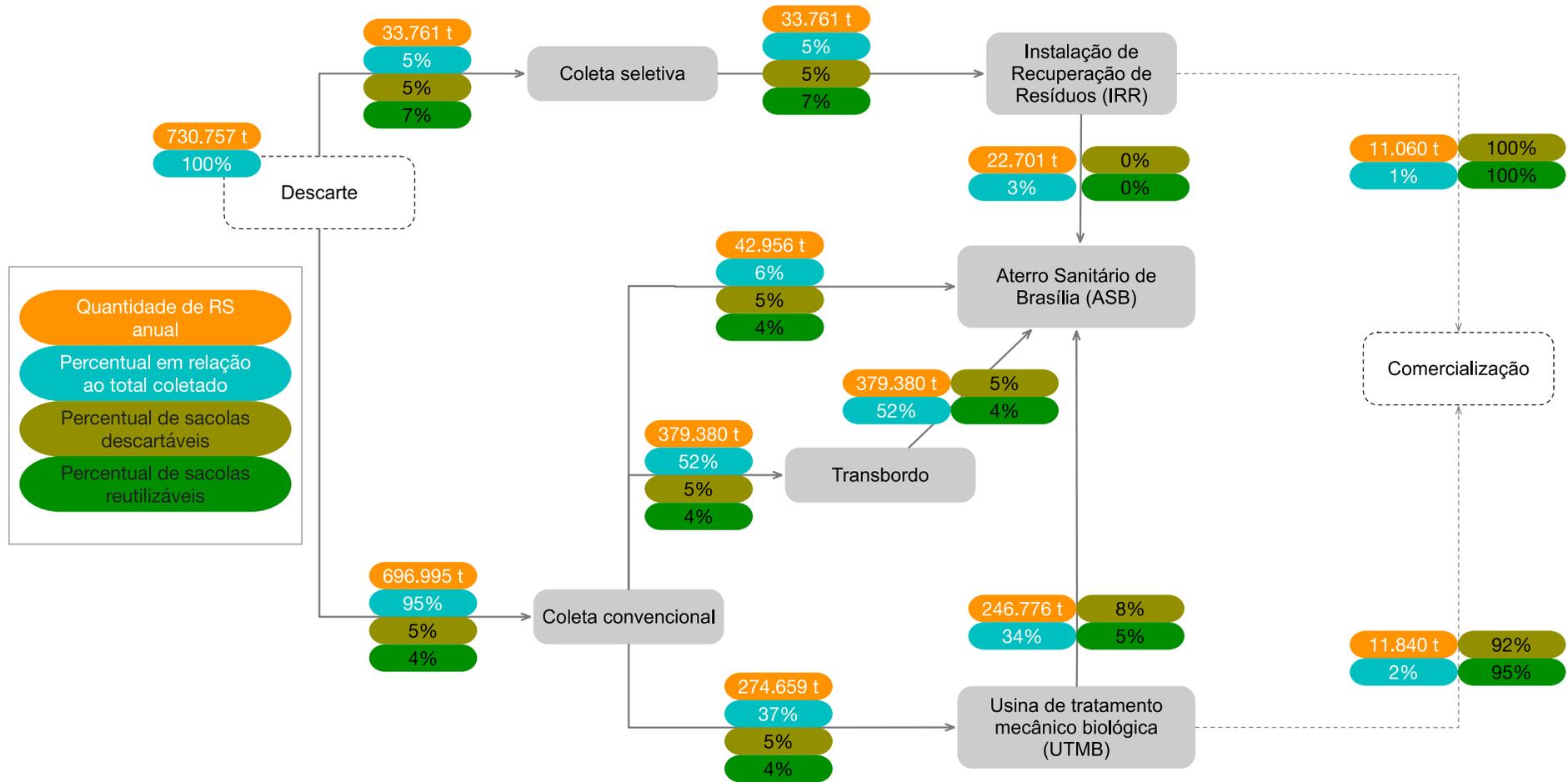


Figura 5.6 - Fluxo de resíduos ao longo da cadeia de gerenciamento

Observa-se que o material coletado pelo SLU é em sua maior parcela destinado à coleta convencional de resíduos (95%), sendo as parcelas de sacolas de PEAD e PP nas coletas convencional (respectivamente 5% e 4%) e seletiva (respectivamente 5% e 7%) semelhantes. Esse resultado pode ilustrar a baixa eficiência da segregação dos resíduos, seja pela separação incorreta por parte dos geradores, seja por problemas logísticos durante a coleta dos materiais. Também é importante sinalizar a prática de usar as sacolas plásticas de uso único como contentores de resíduos sólidos, conforme será discutido mais a frente, justificando a presença desses itens tanto na CS como na CC. Dentre os estudos levantados na literatura, os quantitativos de sacolas plásticas levantados na gravimetria do DF foram similares àqueles levantados pelo estudo de Abylkhani *et al.* (2021) que apontaram para um percentual de 4,5% de sacolas plásticas na gravimetria de resíduos sólidos urbanos no Cazaquistão, no entanto divergiu significativamente dos valores apresentados por Stafford *et al.* (2022) para taxas de reciclagem na África do Sul, 29% para sacolas de uso único e 20% para sacolas de polietileno. Conforme previamente apresentado, o conceito de reciclabilidade está intimamente relacionado a existência e disponibilidades locais de mercado e indústria de reciclagem. Também é relevante observar que a composição gravimétrica dos resíduos, como também o montante gerado, tem relação direta com condições socioeconômicas e desenvolvimento tecnológico de uma sociedade (YILDIZ *et al.*, 2013). Outro ponto de atenção deve ser a operacionalidade de levantamento de quantitativos de sacolas em estudos gravimétricos, dado que o uso desses itens como sacos de resíduos sólidos pode estar associado à sua descaracterização no momento do levantamento gravimétrico e posterior dificuldade em sua contabilização.

Acerca dos percentuais de sacolas no rejeito oriundo das UTMB, nota-se que o percentual de sacolas que adentra essas unidades (5% sacolas descartáveis e 4% sacolas reutilizáveis) é menor que os percentuais que as deixam (8% sacolas descartáveis e 5% sacolas reutilizáveis), indicando que esse material pode não estar sendo devidamente triado nas UTMB em detrimento de outros materiais recicláveis de maior valor. Cabe observar que as UTMB operam com esteiras e peneiras voltadas à recuperação da matéria orgânica dos RS, sendo a recuperação de recicláveis uma operação secundária dentro da unidade. Tal resultado indica a demanda por ajustes operacionais que favoreçam a recuperação desses materiais, ou ainda uma baixa valoração dos resíduos de sacolas plásticas no mercado de reciclagem do Distrito Federal.

Dados de triagem e receita da comercialização de RS recicláveis por organizações de catadores do Distrito Federal apresentados por Santos (2022) demonstram que o plástico PP (sacola reutilizável) representa de 2% a 16% das receitas das cooperativas que atuam na IRR e UTMB, enquanto o PEAD (sacola de uso único) representa de 2% a 33% das receitas dessas organizações (Anexo A). Além da grande variação dos valores, comparado a outros tipos de plástico como o PET (30% a 54% da receita) observa-se uma menor expressividade.

5.1.2 - Inventário de ciclo de vida

Os resultados oriundos do estudo elaborado por Nonato (2023) acerca da fabricação de sacolas plásticas de bioplástico comercializadas no Distrito Federal foram devidamente convertidos para a unidade de quantidade de sacola fabricada (kg) que permitiu a integração dos resultados aos demais processos modelados ao longo do estudo.

No caso do gerenciamento de resíduos, o ICV foi construído considerando as emissões oriundas do transporte dos resíduos e operações das unidades de gerenciamento dos SLU (ASB, IRR, UTMB e transbordo), especialmente sobre o consumo de diesel e eletricidade. Na Tabela 5.3 são apresentados os quantitativos de entradas absolutas necessárias para o preenchimento da unidade funcional. As quantidades apresentadas resultaram no inventário apresentado na Tabela 5.4 que também inclui as entradas e saídas oriundas das etapas de fabricação de sacolas plástica.

Tabela 5.3 - Quantidades absolutas requeridas por processo por quilograma de RS gerenciado

	Unidade	Sacola de uso único	Sacola reutilizável
Quantidade de itens	-	400	15
Operação ASB	g	80,8	63,4
Operação Transbordo	g	29,4	25,3
Operação UTMB	g	21,3	18,3
Operação IRR	g	2,3	3,4
Transporte por caminhão compactador	kg*km	9,6	8,3

Tabela 5.4 - Balanço de entradas e saídas para um quilograma de sacolas plásticas fabricada e gerenciada como resíduos sólidos

		Unidade	Uso único		Reutilizável	
			Produção (1kg de resina)	Gerenciamento RS (1kg de sacola)	Produção (1kg de resina)	Gerenciamento RS (1kg de sacola)
Entradas	Diesel	kg	2,22E-05	6,87E-05	1,58E-05	6,80E-06
	Elettricidade	MJ	5,08E-04	4,00E-05	5,57E-04	3,29E-05
Saídas	CO ₂	kg	1,70	1,62E-03	2,81	1,47E-03
	CH ₄	kg	1,4E-02	3,46E-03	2,36E-02	2,87E-03
	N ₂ O	kg	-	2,17E-07	-	2,04E-07

A produção de sacolas de uso único e reutilizáveis apresentaram valores de entradas e saídas próximos, no entanto cabe ressaltar que para a unidade comparativa de análise, 1 kg de sacola, são necessárias 400 unidades de sacolas de uso único e 15 unidades de sacolas reutilizáveis. A maior demanda por diesel para a produção de sacolas de uso único em comparação à produção de sacola reutilizável (respectivamente 2,22 E-05 e 1,58 E-05 kg) pode estar associada à limitação da modelagem das sacolas de uso reutilizáveis, que considerou valores médios de transporte oriundos da base *Ecoinvent 3.6 Cutoff*, em contraposição à modelagem das sacolas de uso único que considerou informações precisas para o caso da fabricação de sacolas no DF.

O balanço de entrada e saídas para um quilograma de resíduos de sacolas gerenciadas demonstra que a quantidade de eletricidade demandada por ambos os tipos (uso único e reutilizável) pouco diferem (4E-5 e 3,29E-5, respectivamente), no entanto o consumo de diesel para o gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único é aproximadamente nove vezes superior ao consumo de diesel para gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único (respectivamente 6,87E-05 e 6,80E-06). Esse resultado deve-se ao maior quantitativo de sacolas de uso único na gravimetria dos RS do DF, em comparação ao percentual de sacolas reutilizáveis, somado ao menor peso unitário das sacolas de PEAD em comparação às sacolas de PP (0,0025 kg e 0,068 kg respectivamente), que apesar de mais leves, demandam a mesma estrutura operacional para o seu gerenciamento.

5.1.3 - Análise dos impactos

As emissões associadas à 1 kg de resina plástica utilizada para produzir sacolas de uso único e reutilizáveis foram associadas respectivamente aos valores de 1,5 kg CO₂-eq e 5,45 kg

CO₂-eq. As sacolas reutilizáveis, fabricadas em polipropileno, apresentaram 2,6 vezes maiores quantidades de carbono equivalente associados à sua produção, quando comparadas às sacolas de uso único.

As emissões totais de GEE associadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas de uso único foi de 118,5 gCO₂-eq/kg de sacola, e no caso das sacolas reutilizáveis 98,4 gCO₂-eq/kg de sacola. Os impactos associados ao gerenciamento de RS foram analisados em termos de emissões por processo modelado (Figura 5.7).

Em termos de etapas de gerenciamento de RS, em ambos os casos o transporte de resíduos em caminhão compactador representou a maior parcela das emissões (46% para sacolas de uso único e 48% para sacolas reutilizáveis), seguido da operação do aterro sanitário (40% e 38%), operação de transbordo (6% em ambos os casos), operação da UTMB (5% em ambos os casos) e transporte em caminhão carreta (4% e 3%). As emissões associadas à operação da IRR representaram menos de 0,01% das emissões vinculadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas.

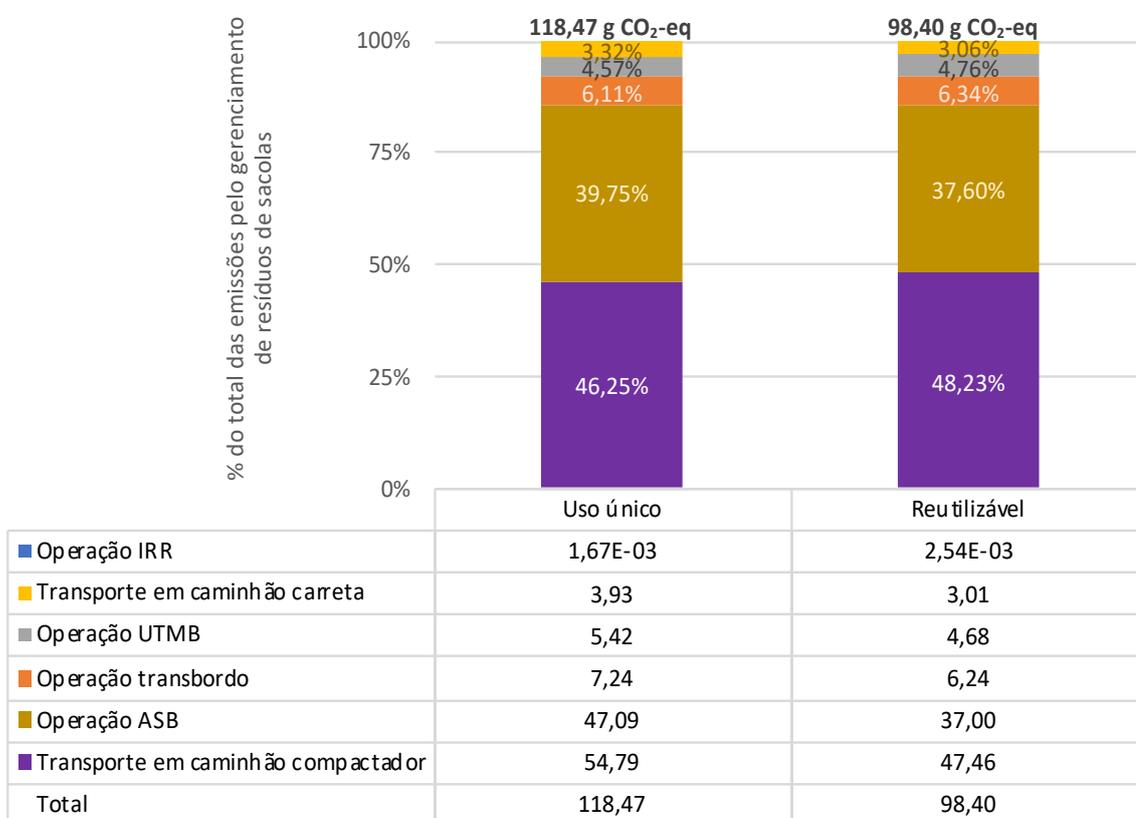


Figura 5.7 - Emissões de GEE por 1 kg de resíduo de sacola plástica gerenciada, por processo modelado

Em função das emissões de GEE estarem associadas às entradas de eletricidade e combustível nos limites do sistema, as etapas de transporte, envolvendo coletas e transferências para unidades de tratamento e disposição final representaram mais da metade das emissões associadas ao gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas. A configuração de ocupações dispersas e com densidades populacionais que cresceram em regiões marginais ao centro da cidade conferem uma distribuição urbanística ao Distrito Federal favorece a demanda por grandes deslocamentos (TENORIO E JÚNIOR, 2010). Além de aspectos inerentes ao gerenciamento de resíduos, a logística operada pelo SLU é passível de otimização, como a apresentada por Silva e Contreras (2020) que propuseram a redistribuição das coletas convencionais entre as unidades de transbordo, indicando um potencial de redução de consumo de combustíveis de 8%.

A operação do aterro sanitário, que também conta com emissões de combustíveis pelos maquinários apresentou contribuições na ordem de 39% das emissões do gerenciamento de RS, no entanto, as operações das unidades de transbordo, UTMB e IRR representaram 14,0% das emissões de resíduos de sacolas de uso único e 14,2% das emissões de sacolas reutilizáveis, sendo as emissões associadas a IRR menores de 0,001% desse total. O baixo percentual de sacolas que chegam às unidades de recuperação de materiais recicláveis pode ser associado a esse resultado, além do tipo de triagem feito nas unidades, que se baseia em mão de obra humana, não contabilizado no ACV proposto.

Os resultados agregados das etapas de fabricação e gerenciamento de resíduos de sacolas plásticas são apresentados na Tabela 5.5, que resume os valores por unidades funcionais das etapas de produção e gerenciamento, por unidade de sacola e por unidade funcional.

Tabela 5.5 – Resumo das estimativas de emissões de GEE por sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis

	Sacola de uso único	Sacola reutilizável
Produção (kg CO ₂ -eq)/kg de resina polimérica	1,500	5,451
Gerenciamento (kg CO ₂ -eq)/kg de resíduo de sacola	0,118	0,098
Total por sacola (kg CO₂-eq)	0,004	0,377
Total por unidade funcional (kg CO₂-eq)	0,235	0,377

Os valores de emissões obtidos por unidade funcional representam as emissões de carbono equivalente do consumo de sacolas para as compras anuais de um indivíduo, sendo considerada o número de reúsos das sacolas de reutilizáveis de 52 vezes. Diante dessa unidade funcional, a adoção de sacolas plásticas de uso único para todas as compras anuais de um indivíduo representa uma emissão de 0,235 kg CO₂-eq, enquanto que a utilização de sacolas reutilizáveis representa emissões na ordem de 0,377 kg CO₂-eq por ano. Esse resultado indica que as sacolas reutilizáveis devem ter sua vida útil estendida pelos usuários a mais de 52 vezes de uso, a fim de que essas tenham um desempenho ambiental na categoria de mudanças climáticas superior a sacolas de uso único. Mais especificamente, as sacolas reutilizáveis passariam a ter um melhor desempenho na categoria analisada em comparação as de uso único a partir do seu 95º uso.

Os valores de emissões de carbono equivalente calculados, no entanto, foram bastante inferiores àqueles apresentados por Civancik *et al.* (2019) de emissões anuais per capita na ordem de 9 kg CO₂-eq para sacolas de uso único e de 24,2 kg CO₂-eq para sacolas reutilizáveis de polietileno. Embora as fronteiras do sistema de ambos os estudos envolvam abordagens do berço ao túmulo, Civancik *et al.* abordaram o sistema de gerenciamento de resíduos na Espanha, que segundo os autores, além das altas taxas de reciclagem em comparação à realidade do DF, conta com incineração para parte da sua disposição final de seus RS, que no caso de plásticos está associada a maiores emissões que o aterro sanitário (ANSHASSI *et al.*, 2022). Soma-se às emissões também a matriz energética, que no contexto da Espanha baseia-se majoritariamente em petróleo (42%) e gás natural (20%) (INSTITUTO NACIONAL GEOGRÁFICO, 2023). Por outro lado, as estimativas apresentadas por Ahmed *et al.* (2021) na ordem de 5,15 e 0,28 kg CO₂-eq per capita anual respectivamente para sacolas descartáveis e reutilizáveis para o caso de Singapura, aproximaram-se dos valores obtidos para o Distrito Federal. Embora o gerenciamento de RS considerado no estudo de Ahmed *et al.* (2021) tenha incluído o tratamento por incineração, as altas densidades populacionais e as curtas distâncias percorridas pelos veículos de transporte podem ter contribuído para a similaridade dos resultados.

Os processos de extração de matéria-prima e industriais da fabricação de sacolas mostraram-se superiores em termos de emissões de GEE em relação as etapas de gerenciamento de RS, que respectivamente para sacolas de uso único e reutilizáveis representaram 7,3% e 1,8% do

total de emissões de GEE. Nesse sentido, as sacolas reutilizáveis, pela redução de seu descarte em relação às sacolas de uso único, apresentaram uma menor parcela de emissões associadas ao gerenciamento dos seus resíduos.

5.2 - COMPORTAMENTO ECOLÓGICO GERAL

5.2.1 - Caracterização da amostra

O questionário foi aplicado entre os dias 10 e 19 de maio de 2023, por meio de questionário virtual, considerando uma margem de erro de 5% e um intervalo de confiança de 95%, tomando a população total do Distrito Federal de 2.817.068 habitantes (IBGE, 2023), com 391 respostas válidas. Foram identificadas respostas de residentes de todas as Regiões Administrativas do Distrito Federal (Apêndice B), com maior expressividade das RA Taguatinga e Plano Piloto (10% da frequência cada).

A maior parte dos respondentes tinham idade entre 25 e 34 anos (28,13%). A faixa etária de 35 a 44 anos representou 27,88% dos respondentes, seguida de frações menores de indivíduos nas faixas de 18 a 24 anos (20,72%), 45 a 54 anos (15,35%), 55 a 64 anos (6%), 65 a 74 anos (2%) e maiores de 75 anos (1%). A idade média dos indivíduos foi de 36,2 anos, e a mediana 39,5 anos.

A distribuição etária do Distrito Federal obtida por meio da Pesquisa de Amostra de Domicílios (PDAD) em 2018 (CODEPLAN, 2018), com aplicação em formato porta-a-porta, apresentou uma distribuição de 36% da amostra abaixo de 24 anos, 16% entre 25 e 34 anos, 17% entre 35 e 44 anos e 13% entre 45 e 54 anos, 9% entre 55 e 64 anos e 65 anos ou mais. A média de idade da PDAD foi de 33 anos com mediana de 34,7. A divergência entre a amostra e a PDAD pode estar associada ao formato da aplicação das pesquisas, uma vez que questionários virtuais podem ter distinções no seu público de abrangência em relação à questionários aplicados presencialmente com entrevistadores, como por exemplo maior facilidade de resposta por parte de públicos mais jovens ou com acesso à internet.

O sexo feminino representou 58% das respostas, enquanto o sexo masculino contabilizou 42%. Dentre os pesquisados 37% possuíam nível superior completo, 28% médio incompleto, 22% superior incompleto, 19% pós graduação, e os demais 13% dividiram-se em escala

decrecente entre: médio incompleto, fundamental incompleto, fundamental completo e sem escolaridade.

A renda média familiar de 2 a 5 salários mínimos representou 31% dos respondentes, seguindo de 1 a 2 (21%), 5 a 10 (21%), até 1 (14%), 10 a 20 (9%) e mais de 20 (3%). As maiores parcelas condizem com os resultados da PDAD, que indicam que a média mensal das famílias no Distrito Federal concentram-se entre 2 a 5 salários mínimos (32%), seguida da faixa de 1 a 2 salários mínimos (20%).

Os resultados dos dados sociodemográficos coletados na pesquisa são apresentados resumidamente na Tabela 5.6 e de forma detalhada no Apêndice A.

Tabela 5.6: Estatística descritiva da amostra de respondentes do questionário

Variável	Distribuição
Idade	18-24: 21%; 25-34: 28%; 35-44: 28%; 45-54: 15%; 55-64: 6%; 65-74: 2%; >75: 1%
Sexo	M: 42%; F: 58%
Renda familiar	<1SM: 14%; 1-2SM: 21%; 2-5SM: 31%; 5-10SM: 21%; 10-20SM: 9%; >20SM: 3%

*SM: Salário mínimo do ano de 2023 - R\$ 1.302,00

5.2.2 - Escala comportamental

As estatísticas relacionadas à aderência do modelo, sobre os itens e os indivíduos entrevistados são apresentadas na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Estimativas de aderência do modelo

	Estimativa dos itens	Estimativa dos indivíduos
Média	0,00	0,08
Desvio padrão	0,87	0,64
Desvio padrão ajustado	0,86	0,56
Confiança	0,98	0,77
<i>Infit médio quadrado</i>		
Média	1,00	1,00
Desvio padrão	0,13	0,17
<i>Infit t</i>		
Média	-0,16	-0,07
Desvio padrão	3,51	1,47
<i>Outfit médio quadrado</i>		
Média	1,00	0,00
Desvio padrão	0,18	1,07
<i>Outfit t</i>		
Média	-0,07	1,00
Desvio padrão	2,31	0,25

Em relação aos itens, os dados apresentaram um padrão ótimo de confiança de 0,98. Os valores médios de quadrado *infit* (1,00) e *outfit* (1,00) indicam que o modelo não foi sub ou superestimado.

Na Tabela 5.8 são apresentados os comportamentos avaliados de forma ordenada de acordo com o seu nível de dificuldade. Valores do estimador de dificuldade (δ) maiores, indicam os comportamentos mais difíceis de serem adotados, enquanto que os valores negativos estão relacionados a comportamento de fácil adoção. As atividades mais difíceis da escala são em ordem decrescente: evitar usar amaciante (2,07), instalar painéis solares geradores de energia (1,68) e ser membro de um grupo de caronas (1,29). Em ordem inversa, de mais fácil para mais difícil, são listados: reutilizar sacola de mercado (-2,25), deixar o local de lazer limpo (-2,25) e evitar usar a secadora de roupas (-1,25). O reuso de sacolas também foi listado como o comportamento de mais fácil adoção pela escala de CEG apresentada por Ribeiro-Rodrigues *et al.* (2021) de amostra da cidade de Campinas, São Paulo.

Na Figura 5.8 são apresentados os dados da Tabela 5.8 ordenados pelo nível de dificuldade. Dessa forma, apresenta-se o nível da escala à esquerda (valores negativos mais fáceis e positivos mais difíceis), seguidos da distribuição dos indivíduos na escala (cada “x” representa dois respondentes) e à direita a distribuição dos comportamentos ao longo da escala (números referem-se ao ID de cada pergunta do questionário).

Tabela 5.8 - Escala de CEG ordenada pelo nível de dificuldade

ID	Comportamento	Categoria*	Estimador de dificuldade (δ)
43	Eu evito usar amaciante para lavar as minhas roupas	CNM	2,07
47	Eu instalei painéis solares geradores de energia na minha casa	CE	1,68
40	Eu sou membro de um grupo de caronas	MT	1,29
33	Eu boicoto empresas com histórico anti ecológico	CVS	1,26
48	Eu sou membro de uma organização que defende o meio ambiente	CVS	1,25
32	Eu contribuo financeiramente para organizações que defendem o meio ambiente	CVS	1,24
38	Eu evito jogar fora os restos de alimentos após as refeições	RC	0,93
18	Eu compro comida orgânica ou produtos com etiquetas ecológicas	CNM	0,88
20	Eu compro móveis de madeira com certificação ambiental	CNM	0,81
31	Chamo a atenção quando uma pessoa tem um comportamento não ecológico	CVS	0,78
8	Levo garrafas de vidro para um ponto de reciclagem	RC	0,64
51	Eu já orcei a instalação de painéis solares	CVS	0,59
16	Eu desligo o motor do carro ou moto ligado quando estou parado no semáforo vermelho	MT	0,43
25	Durante o banho eu só abro o chuveiro para me enxaguar	CE	0,37
11	Eu evito usar meu carro para viajar e andar na cidade	MT	0,36
35	Eu converso com meus amigos sobre problemas relacionados ao meio ambiente (sobre mudanças climáticas, poluição ambiental ou proteção dos animais)	CVS	0,35
15	Eu desligo o motor do carro ou moto ligado no engarrafamento	MT	0,34
7	Eu guardo e reutilizo sobras de papel	RC	0,31
21	Compro produtos com o mínimo de embalagens possível	CNM	0,28
28	Eu lavo minhas roupas sem colocar de molho/pré lavagem	CE	0,27
1	Eu compro bebidas em latas	RR	0,24
10	Eu vou a pé, de bicicleta ou transporte público para o trabalho ou universidade	MT	0,21
39	Eu tenho resistido em comprar um carro	MT	0,18
3	Eu compro bebidas em garrafas retornáveis	RR	0,10
2	Eu recuso sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados	RR	0,09
19	Eu evito usar produtos com cloro para a limpeza doméstica	CNM	0,07
14	Nos deslocamentos do dia a dia eu uso transporte público ou bicicleta	MT	0,06
44	Eu evito usar desodorizador aerossol no meu banheiro	CNM	0,03
4	Eu compro produtos em embalagens de refil	RR	0,02
34	Eu leio notícias sobre questões ambientais	CVS	-0,08
12	Eu dirijo meu carro nas rodovias com velocidades menores que 120 km/h	MT	-0,10
30	No verão eu desligo o ar condicionado durante a noite e abro minhas janelas	CE	-0,13
50	Eu já avaliei pros e contras de ter uma fonte própria de energia solar	CVS	-0,22
42	Eu possuo um carro com motor flex	MT	-0,27
46	Nos hotéis, eu não peço para trocar minhas toalhas diariamente	CE	-0,31
9	Separo meu lixo para a coleta seletiva	RC	-0,47
6	Eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado	RR	-0,51
24	Eu não uso inseticidas químicos para matar insetos	CNM	-0,52
27	No inverno, eu deixo as janelas abertas para arejar a casa	CE	-0,55
37	Eu evito viajar de avião	MT	-0,63
13	Eu não jogo pilhas e baterias usadas no saco de lixo comum	RC	-0,63
5	Eu evito pedir comida no delivery	RR	-0,66
26	Eu espero a roupa suja acumular para usar a máquina de lavar no nível máximo	CE	-0,70
45	Eu compro equipamentos eletrônicos com selo PROCEL de eficiência energética	CE	-0,74
23	Eu compro frutas e verduras da estação	CNM	-0,77
17	Eu não uso o carro para ir à academia ou ao local onde pratico atividades físicas	MT	-0,86
41	Eu dirijo de forma a manter o consumo de combustível o mais baixo possível	MT	-0,88
22	Eu não compro comida semi-pronta ou congelada	CNM	-1,14
36	No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (<i>ecobag</i>) a um saco plástico comum	RR	-1,17
29	Eu evito usar a secadora de roupas	CE	-1,25
49	Depois de ir à praia ou um piquenique eu deixo o local limpo como encontrei	CVS	-2,25
52	Eu reutilizo as sacolas plásticas que recebo no supermercado	RR	-2,25

* RR (redução de resíduos); CNM (consumo); MT (mobilidade e transporte); RC (reciclagem); CE (conservação de energia); CVS (comportamentos vicários e sociais)

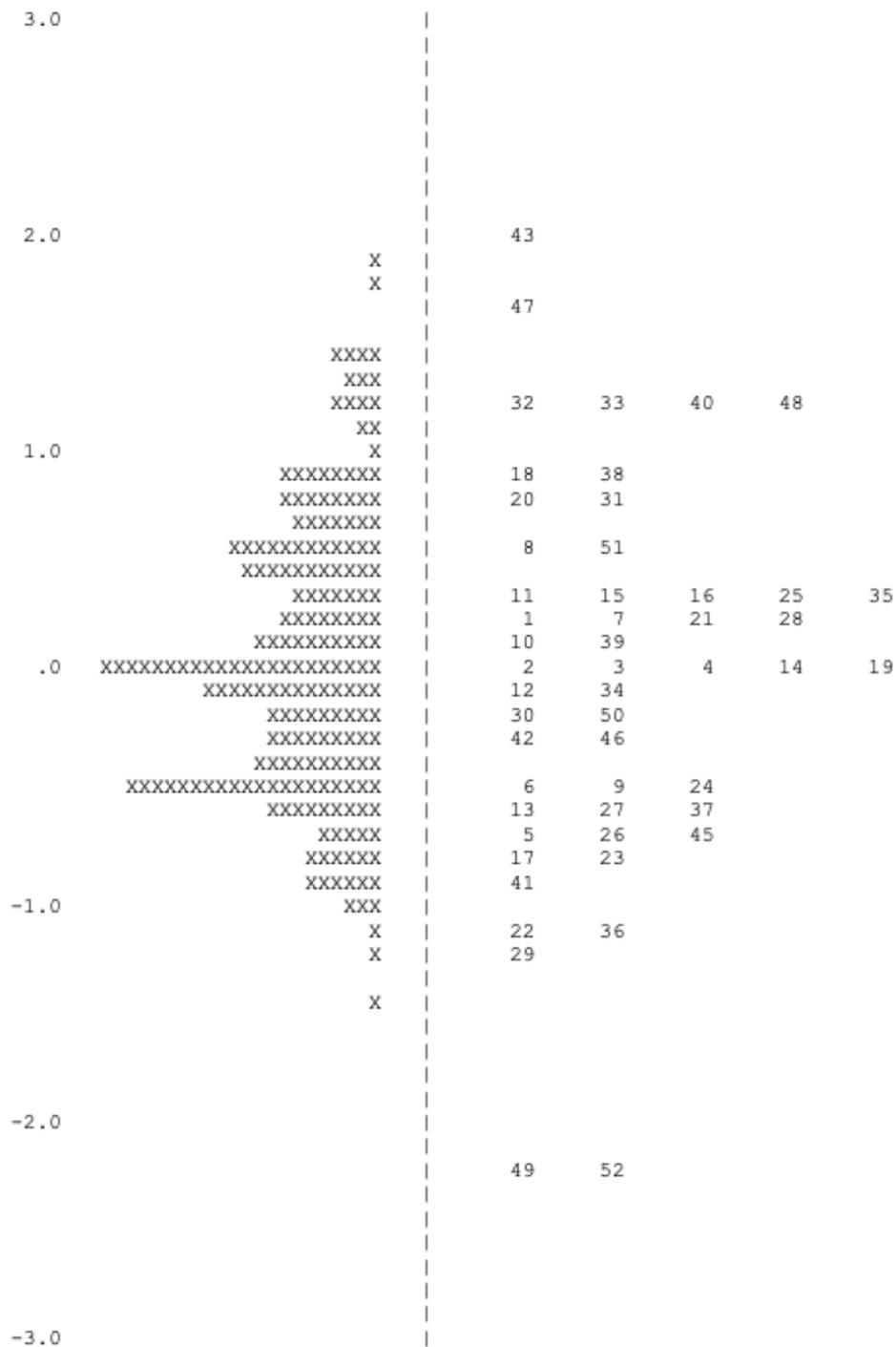


Figura 5.8 – Mapa de item-pessoa (cada “X” representa 2 indivíduos)

5.2.3 - Comportamentos sobre sacolas plásticas

Em relação ao comportamento de sacolas plásticas, foram observados o desempenho de quatro itens específicos: “eu reutilizo sacolas plásticas” (52); “no mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (*ecobag*) a um saco plástico comum” (36); “eu uso minha própria sacola quando vou ao supermercado” (6); e “eu recuso sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados” (2).

Os comportamentos sobre o uso de sacolas plásticas analisados pelo questionário apresentaram nível de dificuldade de fácil a médio, sendo dentre esses, o mais difícil seria recusar sacolas plásticas quando oferecido no mercado ($\delta = 0,09$), seguido de usar a própria sacola quando em compras no supermercado ($\delta = -0,51$), preferir comprar uma sacola reutilizáveis a uma sacola de uso único ($\delta = -1,17$) e reutilizar sacolas plásticas ($\delta = -2,25$). O comportamento de “usar a sacola própria quando vai ao supermercado”, apresentou *oufit* t menor que -2,5, indicando que esse comportamento divergiu do padrão de habilidade/dificuldade esperado dentro do modelo de unidimensionalidade Rasch (BOND *et al.*, 2021).

O comportamento de reuso de sacolas também foi apresentado pelo estudo desenvolvido por Ribeiro-Rodrigues *et al.* (2021) na cidade de Campinas, São Paulo, como um comportamento de fácil aderência pela população ($\delta = -3,88$), o que sugere não apenas uma facilidade em aderir a esse comportamento, mas também em o entender como uma atitude pró-ambiental.

Os entrevistados foram questionados também acerca da forma de reutilização das sacolas plástica, no caso dos que declararam o fazer. Nesse item os respondentes poderiam indicar mais de uma forma de reutilização, conforme apresentado na Figura 5.9.



Figura 5.9 - Formas de reutilização de sacolas plásticas declaradas pelos respondentes

Dos 391 entrevistados, 313 declararam reutilizar sacolas plásticas como saco de lixo, 161 sinalizaram a reutilização das sacolas pelo reuso em compras de mercado e 152 para o carregamento de objetos. Civancik *et al.* (2019) apontam para o fato de que sacolas de uso único reutilizadas como contentores de resíduos domésticos podem representar reduções de impactos ambientais, dado a dificuldade em reutilizar o item para a mesma finalidade a que se propôs (carregamento de compras).

O alto percentual de pessoas que reutilizam sacolas plásticas para o acondicionamento dos seus resíduos (80%) dialoga com o fato do comportamento de recusar sacolas plásticas apresentar-se como o de maior dificuldade entre as ações avaliadas. Mesmo as pessoas que compram sacolas reutilizáveis podem em alguns momentos aceitar a oferta de sacolas de uso único, para o posterior acondicionamento de seus resíduos (RIBEIRO-RODRIGUES *et al.*, 2021). Diante de um possível reuso, os indivíduos são levados a se eximirem da responsabilidade de utilizar sacolas descartáveis, desencadeando um consumo exacerbado de sacolas que pode superar a demanda por sacolas de lixo, em um efeito rebote (CASTRO *et al.*, 2022).

Os respondentes também foram perguntados se concordam com a lei implementada no DF que acarretou na cobrança pelo uso das sacolas plásticas nos mercados. Sobre a prática, 61% dos respondentes afirmaram concordar, enquanto 39% afirmaram ser contra a cobrança pelo

fornecimento de sacolas (Figura 5.10). Acerca das sacolas reutilizáveis, os respondentes foram questionados sobre achar os valores justos, onde 52% concordaram (Figura 5.11).

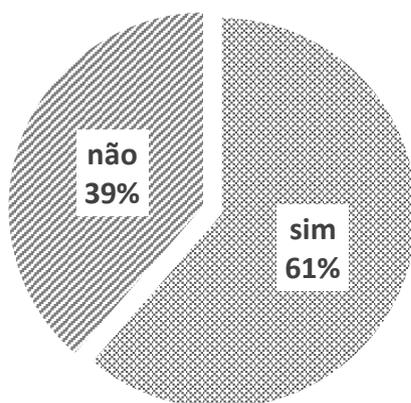


Figura 5.10 – Respostas para a pergunta “Você concorda com a lei do GDF de cobrar pelo uso de sacolas plásticas?”

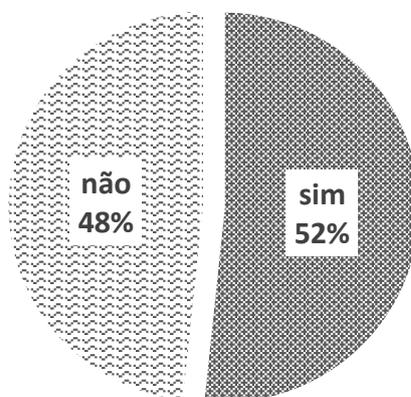


Figura 5.11 – Respostas para a pergunta “Você acha que as sacolas reutilizáveis (*ecobags*) vendidas no mercado tem um preço justo?”

A facilidade indicada pela escala comportamental sobre a preferência em comprar sacolas reutilizáveis em lugar das sacolas de uso único, e o fato de mais de 60% dos respondentes afirmarem concordar com a cobrança de sacolas plásticas, oriunda da lei implementada no Distrito Federal, indica aspectos favoráveis para o uso de sacolas reutilizáveis. Por outro

lado, quase metade dos respondentes afirmaram não achar justo os valores cobrados por sacolas reutilizáveis vendidas nos mercados, o que pode ser uma dificuldade para um maior engajamento dos indivíduos na substituição de sacolas de uso único.

Apesar da diretriz dada pela lei distrital sobre o uso de sacolas, que resultou na cobrança por sacolas de uso único, ações estruturais voltadas ao favorecimento do uso de sacolas reutilizáveis não foram tomadas. Apesar da lei trazer conceitos entendidos como sustentáveis, como biodegradabilidade e matéria prima renovável, ações estruturais não foram implementadas a fim de favorecer a redução do consumo de sacolas. Cox *et al.* (2010) apontaram que políticas de prevenção de resíduos encontram entre suas barreiras dificuldades operacionais, como custos, e Tonglet *et al.* (2004), apontaram para a necessidade de apropriadas oportunidades e facilidades que promovam a adoção de comportamentos pró-ambientais.

5.3 - PERFIS DE COMPORTAMENTOS

A partir do número total de respondentes para as combinações de afirmações sobre a preferência de aquisição de sacolas plásticas comuns e reutilizáveis e sobre aceitar sacolas plásticas quando ofertadas pelos mercados (Tabela 5.9) foram estimados os percentuais de indivíduos enquadrados nos perfis 1 e 2, respectivamente 15% e 41% (

Tabela 5.10). Nesse sentido vale ressaltar que as perguntas respondidas em escala *Likert* (“sempre”, “geralmente”, “às vezes”, “raramente” ou “nunca”) foram convertidas para a escala dicotômica (“sim” ou “não”), sendo as respostas “sempre” e “geralmente” consideradas “sim” e as demais opções “não”.

Tabela 5.9 – Total de respondentes por combinação de afirmações

		Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados	
		Sim	Não
No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum	Sim	137	162
	Não	60	32

Tabela 5.10 – Percentual de respondentes por combinação de afirmações

		Eu aceito sacolas plásticas quando me oferecem em lojas ou mercados	
		Sim	Não
No mercado prefiro comprar uma sacola reutilizável (ecobag) a um saco plástico comum	Sim	35%	41%
	Não	15%	8%

Dessa forma, 56% dos entrevistados foram considerados usuários estritos ou de sacolas de uso único ou de sacolas reutilizáveis. Os demais 44% foram estratificados nos perfis de 3 a 6, conforme respostas à afirmação sobre o uso da própria sacola para compras (Figura 5.12 e Figura 5.13)

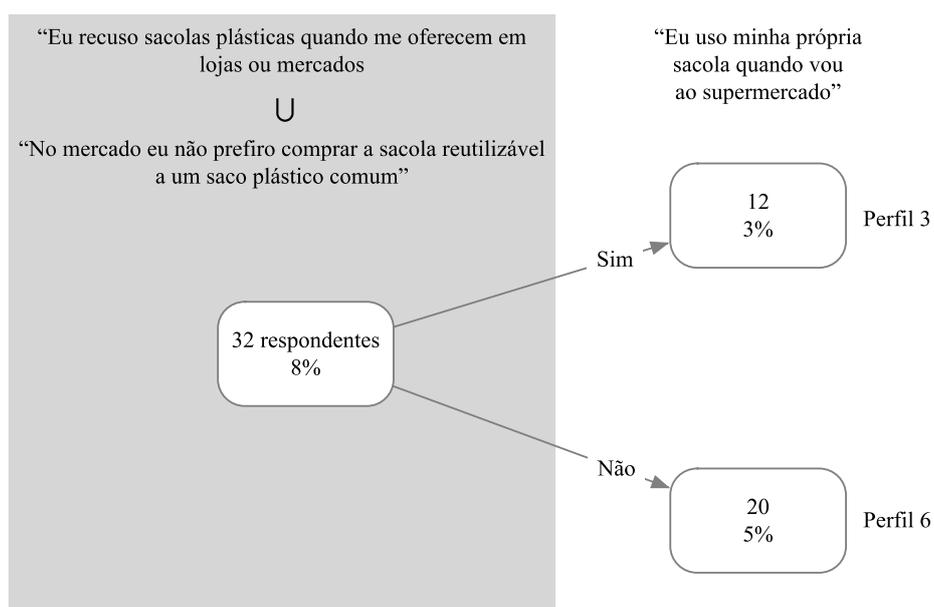


Figura 5.12 – Distribuição dos respondentes entre os perfis 3 e 6 de acordo com as respostas às afirmações sobre o uso de sacolas plásticas

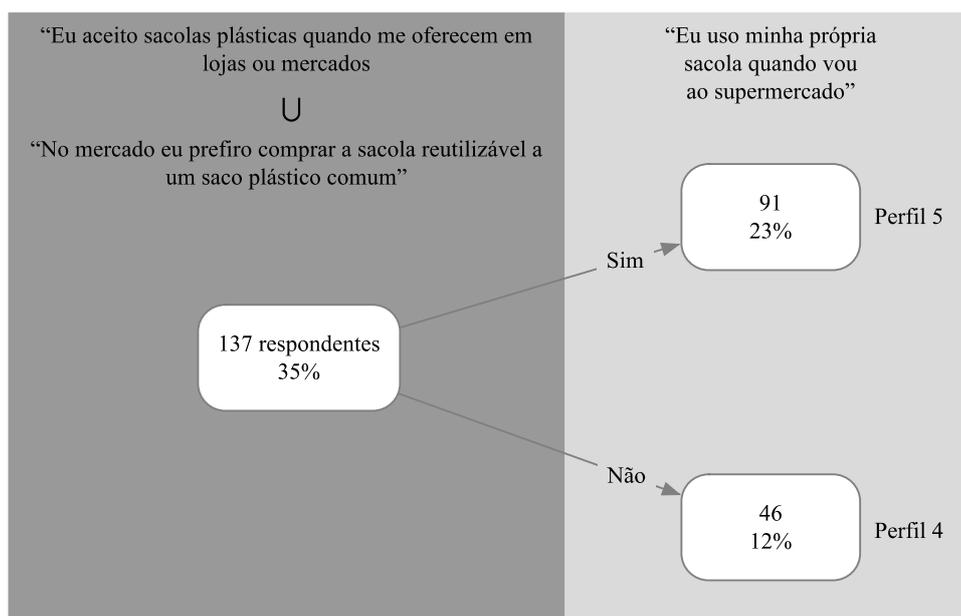


Figura 5.13 - Distribuição dos respondentes entre os perfis 4 e 5 de acordo com as respostas às afirmações sobre o uso de sacolas plásticas

Os perfis de comportamento sobre sacolas de uso único e reutilizáveis e seu percentual de ocorrência são apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 – Percentual de distribuição dos indivíduos em relação aos perfis de comportamento sobre o uso de sacolas de uso único e reutilizáveis

Perfil	Descrição do perfil sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis	Percentual
1	Indivíduos voltados ao uso estrito de sacolas de uso único	15,35%
2	Indivíduos voltados ao uso estrito de sacolas reutilizáveis	41,43%
3	Indivíduos que usam sacolas de materiais não plásticos	3,07%
4	Indivíduos consomem sacolas de uso único e reutilizáveis, sem a reutilização de sacolas reutilizáveis	5,12%
5	Indivíduos que consomem sacolas de uso único e reutilizáveis	11,76%
6	Indivíduos que não usam sacolas plásticas para carregar suas compras	23,27%

Dentre os respondentes, 41,43% foram enquadrados no perfil de usuários estritos de sacolas reutilizáveis (perfil 2), ou seja, que recusam sacolas descartáveis e preferem comprar sacolas

reutilizáveis. 23,27% dos respondentes foram classificados como usuários tanto de sacolas plásticas reutilizáveis quanto descartáveis (perfil 5). Os usuários que se restringem ao uso de sacolas plásticas descartáveis (perfil 1) representaram 15,35% dos respondentes, enquanto que usuários que usam ambas os tipos, no entanto usando as sacolas reutilizáveis de forma descartável (perfil 4) representaram 11,76% dos respondentes. Os perfis 3 e 6 referem-se a situações de indivíduos que não utilizam as sacolas analisadas no estudo, seja por usarem embalagens terciárias fabricadas em materiais não plásticos (perfil 6), seja por usarem sacolas fabricadas em outros materiais (perfil 3).

A partir das considerações sobre o uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis (Tabela 4.8) e das emissões estimadas para cada um dos tipos de sacolas analisadas (Tabela 5.5) foram estimadas as emissões per capita oriundas do consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis para cada um dos perfis traçados, considerando a unidade funcional proposta e os quantitativos de sacolas usadas e descartadas por cada perfil (Figura 5.14).

Tabela 5.12 – Emissão de dióxido de carbono equivalente anual associada ao consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis per capita, por perfil traçado

Perfil	Percentual	Emissão anual per capita (kg CO₂-eq)	Consideração sobre a emissão de GEE
1	15,35%	0,23	Todas as compras anuais embaladas em sacolas de uso único
2	41,43%	0,38	Todas as compras anuais embaladas em sacola reutilizável
3	3,07%	-	Não utiliza sacolas plásticas
4	5,12%	11,06	Metade das compras anuais com sacolas de uso único e metade com sacolas reutilizáveis, sendo que as reutilizáveis são usadas uma única vez
5	11,76%	0,49	Metade das compras anuais com sacolas de uso único e metade com sacolas reutilizáveis
6	23,27%	-	Não utiliza sacolas plásticas

Perfil 1	58 sacolas de uso único	58 sacolas de uso único
Perfil 2	1 sacola reutilizável	1 sacola reutilizável
Perfil 4	29 sacolas de uso único + 29 sacolas reutilizáveis	29 sacolas de uso único + 29 sacolas reutilizáveis
Perfil 5	29 sacolas de uso único + 1 sacola reutilizável	29 sacolas de uso único + 1 sacola reutilizável
	USO	DESCARTE

Figura 5.14 - Fluxograma de uso e descarte de sacolas de uso único e reutilizáveis por cada perfil traçado, por indivíduo por ano

Considerando os diferentes comportamentos sobre o uso de sacolas plásticas, as emissões anuais podem variar de 0,23 kg CO₂-eq per capita até 11,06 kg CO₂-eq per capita, representando respectivamente de 0,008% a 0,4% das emissões anuais médias do consumo doméstico dos brasileiros (IGES *et al.*, 2019). O número de reutilizações das sacolas reutilizáveis proposta pela pesquisa, de 52 vezes, não representou vantagens ambientais na categoria de mudanças climáticas, em relação às sacolas de uso único. De forma análoga, caso usuários estritos de sacolas descartáveis utilizem uma quantidade superior de sacolas para suas compras anuais, pode-se obter uma relação distinta da estabelecida nessa pesquisa.

Os perfis 4 e 5, que se referem a indivíduos que usam ambas as sacolas foram associadas às maiores emissões (respectivamente 11,06 e 0,49 kg CO₂-eq/indivíduo/ano). No caso do perfil 4, as emissões mais de 10 vezes superiores as demais, estão associadas ao não uso da função reutilizável de sacolas mais resistentes. Nesse caso, os consumidores estariam consumindo sacolas reutilizáveis de forma descartável. No caso do perfil 5, pelo fato dos consumidores declararem também usar suas próprias sacolas, a pegada de carbono diminuiu substancialmente.

As emissões per capita foram ponderadas de acordo com as ocorrências de cada perfil para a estimativa do total de GEE emitidos anualmente pela população do DF pelo consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis, apresentada na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 – Total de emissões de dióxido de carbono equivalente associada ao consumo de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis pela população de Brasília

Perfil	Contribuição total (t CO₂-eq)
1	101,45
2	440,43
3	0,00
4	1.593,77
5	163,95
6	0,00
Total	2.299,60

A partir das considerações estabelecidas no estudo, anualmente foi estimado um total de emissões de 2.299,60 toneladas de CO₂-eq pelo uso de sacolas plásticas reutilizáveis e de uso único pela população do DF. Esse total representa uma parcela pequena em relação ao total de emissões vinculadas ao consumo de alimentos em Brasília, que segundo levantamento apresentado por Silva (2021) é de 11.062,39 t CO₂-eq por dia. Em termos de gerenciamento de resíduos de alimentos, as emissões de GEE decorrentes do uso de sacolas plásticas (2.299,60 t CO₂-eq/ano) representam 2,2% das emissões associadas ao gerenciamento dos resíduos de alimentos (104.090 t CO₂-eq/ano) (SILVA, 2021), indicando que as embalagens analisadas têm um impacto na categoria de mudanças climáticas pouco expressivo em comparação aos produtos associados (alimentos). Adequações de dieta por exemplo como a substituição de carne bovina por aves e peixe representam reduções diárias que se aproximam das emissões anuais associadas às sacolas analisadas nesse estudo (3.923,55 t CO₂-eq) (SILVA, 2021).

A avaliação de um cenário hipotético de banimento de sacolas plásticas de uso único pode futuramente ser explorada tomando como base o perfil 2 (uso restrito de sacolas plásticas reutilizáveis), 3 (indivíduos que usam sacolas de materiais não plásticos) e 6 (indivíduos que não utilizam sacolas plásticas), em estudos que explorem o ciclo de vida de outras embalagens alternativas às de uso único, inclusive as de material não plástico como sacolas de tecido. Também é relevante aprofundar o entendimento acerca das opções a serem adotadas pelos indivíduos que no cenário atual optam pelo uso de sacolas de uso único.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos, conclui-se que as emissões de GEE associadas ao uso de sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis no Distrito Federal é de 2.299,60 t CO₂-eq por ano, sendo que as emissões per capita dos usuários que optam por esse tipo de embalagem terciária podem variar de 0,23 a 11,06 kg CO₂-eq/ano.

Embora em termos quantitativos as emissões das embalagens analisadas tenham pouca expressividade em comparação às emissões pelo consumo de alimentos, cabe dar luz a questão em termos de emissões evitáveis. Considerando o caráter de embalagem terciária das sacolas analisadas, sua função restringe-se ao carregamento dos itens, não desempenhando funções de higiene ou otimização de transporte. Nesse sentido, apesar de baixas, essas emissões potencialmente poderiam ser evitadas, desde que fossem priorizados itens com a função finalística de carregamento de objetos, em detrimento de sacolas que tem uma vida útil relativamente curta.

A aplicação do questionário de comportamento ecológico geral possibilitou formação de perfis de consumidores sobre seus padrões de uso de sacolas plásticas de uso único e retornáveis, sendo a maior parcela dos entrevistados usuários estritos de sacolas retornáveis (41,43%), seguido dos indivíduos que usam ambos os tipos de sacolas (23,27%) e dos usuários estritos de sacolas de uso único (15,35%). Foram identificadas ainda parcelas de respondentes que usam sacolas reutilizáveis apenas uma única vez (11,76%) e usuários que não utilizam qualquer das sacolas analisadas na pesquisa (8,18%).

Dentre os perfis traçados, aqueles de uso estrito de sacolas de uso único apresentaram a menor pegada de carbono (0,23 kg CO₂-eq/ano), inclusive comparado aos usuários estritos de sacolas reutilizáveis (0,38 kg CO₂-eq/ano), possivelmente em função do número de reutilizações consideradas no estudo, de 52 vezes. Desconsiderando questões de resistência e durabilidade, a extensão da vida útil de sacolas reutilizáveis a partir 95 vezes tornaria esse item mais vantajoso em termos de desempenho ambiental na categoria de mudanças climáticas em relação à alternativa descartável.

A análise ACV indicou que a etapa de gerenciamento de RS de sacolas de uso único representou 7,3% das emissões totais vinculadas ao uso desses itens, enquanto que no caso

das sacolas reutilizáveis, o gerenciamento de RS representou 1,8% das emissões de GEE totais estimadas. Esse resultado pode estar associado à menores frequências de descarte de sacolas reutilizáveis, que demandam menores emissões por transportes e usos de estruturas de gerenciamento de RS implantadas no DF.

Em relação ao gerenciamento de RS do local de estudo (DF), notou-se uma baixa eficiência da segregação dos resíduos, em função de percentuais aproximados de sacolas tanto na coleta convencional, quanto na coleta seletiva. Esse resultado pode estar associado a uma incorreta segregação dos resíduos descartados por parte dos geradores, problemas logísticos durante a coleta dos materiais, ou a prática de descarte de resíduos domésticos utilizando sacolas descartáveis de mercado. A análise gravimétrica também apresentou uma baixa recuperação de sacolas plásticas nas unidades de tratamento mecânico biológico, sinalizando uma baixa priorização desse material dentre outros triados pelas organizações de catadores que atuam nessas unidades. A inclusão das etapas de reciclagem dos materiais triados em futuras investigações poderá prover um melhor entendimento acerca dos impactos da incorporação desses materiais inclusive como matéria prima de novas embalagens. Ademais, as etapas de transporte de RS, que contribuíram com mais de 40% das emissões calculadas são passíveis de otimização, conforme indicações em estudos prévios.

Futuras investigações sobre o tema poderão aprofundar o entendimento acerca do assunto. Para uma maior compreensão sobre os impactos ambientais das sacolas plásticas de uso único e reutilizáveis, a inclusão de outras categorias de impacto poderá fornecer um entendimento mais ampliado sobre o assunto, uma vez que podem haver impactos ambientais relevantes sobre esses itens que não foram contabilizados na análise da categoria de mudanças climáticas. Diante de uma maior clareza de possíveis impactos ambientais relevantes, alternativas e discussões sobre políticas públicas poderão ser melhor discutidas e pautadas por estudos futuros, considerando inclusive a avaliação da política implementada hoje do DF em comparação com abordagens mais restritivas, como o banimento.

Aponta-se também a demanda por uma maior averiguação sobre a extensão da vida útil das sacolas reutilizáveis, em termos de número de usos e possibilidades de reparos, não apenas do ponto de vista técnico, como também da experiência dos seus usuários. Também se destaca a demanda por maior aprofundamento acerca dos reúsos dados a sacolas plásticas descartáveis, especialmente sobre sua utilização secundária para acondicionamento de

resíduos sólidos domésticos, sugerindo-se a expansão dos limites do sistema incluindo esses processos.

Em termos metodológicos a inclusão de indicadores que melhor representem as entradas que diferem de combustíveis e energia poderão elucidar o entendimento sobre os impactos ambientais, principalmente acerca do gerenciamento de RS em configurações que empregam mão de obra humana na triagem de materiais recicláveis, como a realidade brasileira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABYLKHANI, B.; GUNNEY, M.; AIYMBETOV, B.; YAGOFAROVA, A.; SARBASSOV, Y. Detailed municipal solid waste composition analysis for Nur-Sultan City, Kazakhstan with implications for sustainable waste management in Central Asia. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 19, p. 24406–24418. 2021.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Sistema de informações de geração da ANEEL SIGA. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2IiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBlMSIsImMiOiR9>>. Acesso em: 07/01/23.
- AHAMED, A.; VALLAM, P.; IYER, N. S.; VEKSHA, A.; BOBACKA, J. Life cycle assessment of plastic grocery bags and their alternatives in cities with confined waste management structure: A Singapore case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 278, n.123956, 2021.
- ARNOLD, O. *et al.* Capturing the Environmental Impact of Individual Lifestyles: Evidence of the Criterion Validity of the General Ecological Behavior Scale. *Environment and Behavior*, v. 50, n. 3, p. 350–372. 2018.
- ANSHASSI, M.; SMALLWOOD, T.; TOWNSEND, T. G. Life Cycle GHG Emissions of MSW Landfilling versus Incineration: Expected Outcomes Based on US Landfill Gas Collection Regulations. *Waste Management*, v.142, p. 44-54. 2022.
- BABER, W. F. Environmental Politics and Deliberative Democracy: Examining the Promise of New Modes of Governance. *Journal of Policy and Planning*, v. 13, n.2. 2011.
- BARE, J. C. *et al.* Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 5, n. 6, p. 319, nov. 2000.
- BJORN, A.; KALBAR, P.; NYGAARD, S. E.; JENSEN, C. L.; BIRKVED, J. S.; HAUSCHILD, M. Z. Pursuing necessary reductions in embedded GHG emissions of developed nations: Will efficiency improvements and changes in consumption get us there?. *Global Environmental Change*, v.52, p. 314-324. 2018.
- BOND, T. G.; YAN, Z.; HEENE, M. Applying the Rasch model: fundamental measurement in the human sciences. 4 ed. New York, NY: Routledge/Taylor & Francis Group, 2020.
- BORTOLETO, A. P.; KURISU, K. H.; HANAKI, K. Model development for household waste prevention behaviour. *Waste Management*, v. 32, n. 12, p. 2195–2207. 2012.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar. p. 114, 2011.
- BRUNDTLAND, G. H. Our Common Future. Oxford paperbacks, 1987. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>>. Acesso em: 22 de junho de 2023.
- CÂMARA LEGISLATIVA DO DISTRITO - CLDF. PL proíbe venda de sacolas biodegradáveis pelos estabelecimentos comerciais. 22 de março de 2023. Caderno de maio ambiente. Disponível em: <<https://www.cl.df.gov.br/-/pl-proibe-venda-de-sacolas-biodegradaveis-pelos-estabelecimentos-comerciais>>. Acesso em: 07 de maio de 2023.
- CASTRO, C. G.; TREVISAN, A. H.; PIGOSSO, D. C. A.; MASCARENHAS, J. The rebound effect of circular economy: Definitions, mechanisms and a research agenda. *Journal of Cleaner Production*, v.345, n. 131136, 2022.
- CEDERBERG, C.; PERSSON, U. M.; SCHIMIT, S.; HEDENUS, F.; WOOD, R. Beyond the borders – burdens of Swedish food consumption due to agrochemicals, greenhouse gases and land-use change. *Journal of Cleaner Production*, v. 214, p. 644-652. 2019.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=%D3LEO%20DIESEL>. Acesso em: 01 de junho de 2023.
- CHILE – MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. Lei nº 21100 de 03 de agosto de 2018. Proíbe a entrega de sacos plásticos em todo o território nacional. Disponível em: <<https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1121380>>. Acesso em: 07 de agosto de 2023.
- CIVANCIK-USLU, D.; PUIG, R.; HAUSCHILD, M.; FULLANA-I-PALMERET, R. Life cycle assessment of carrier bags and development of a littering indicator. *Science of The Total Environment*, v. 685, p. 621–630, 2019.
- CLAYTON, S.; BROOK, A. Can Psychology Help Save the World? A Model for Conservation Psychology. *Analyses of Social Issues and Public Policy*, v. 5, n. 1, p. 87–102, dez. 2005.
- CLUNE, S.; CROSSIN, E.; VERGHESE, K. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 766-783. 2017.

- CODEPLAN. PDAD - Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios 2018. Relatório Codeplan. Secretaria de Fazenda, Planejamento, Orçamento e Gestão. Governo do Distrito Federal. Anais. 2019.
- CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, n. 7, p. 979–991. 2008.
- CORREIO BRAZILIENSE. Comércio terão mais tempo para se adaptar à lei das sacolas plásticas, 03 de abril 2023. Caderno de Sustentabilidade. Disponível em: <<https://www.correiobrasiliense.com.br/cidades-df/2023/04/5084697-comercios-terao-mais-tempo-para-se-adaptar-a-lei-das-sacolas-plasticas.html>>. Acesso em: 07 de maio de 2023.
- COTTAFAVA, D.; COSTAMAGNA, M.; BARICCO, M.; CORAZZA, L.; MICELI, D.; RICCARDO, L. E. 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*, v. 27, p. 228-241. 2021.
- COX, J.; GIORGI, S.; SHARP, V.; STRANGE, K.; WILSON, D. C.; BLAKEY, N. Household waste prevention — a review of evidence. *Waste Management & Research*, v. 28, n. 3, p. 193–219. 2010.
- COX, M. The pathology of command and control: a formal synthesis. *Ecology and Society*, v. 21, n.3, 33p. 2016.
- CREUTZIG, F.; ROY, J.; LAMB, W. F.; AZEVEDO, I. M. L.; BRUINE DE BRUIN, W.; DALKMANN, H.; EDELENBOSCH, O. Y.; GEELS, F. W.; GRUBLER, A.; HEPBURN, C.; HERTWICH, E. G.; KHOSLA, R.; MATTAUCH, L.; MINX, J. C.; RAMAKRISHNAN, A.; RAO, N. D. Towards demand-side solutions for mitigating climate change. *Nature Climate Change*, v.8, p.260–263. 2018.
- DISTRITO FEDERAL. Lei nº 6.322, de 10 de julho de 2019. Dispõe sobre a proibição da distribuição ou venda de sacolas plásticas e disciplina a distribuição e venda de sacolas biodegradáveis ou biocompostáveis a consumidores, em todos os estabelecimentos comerciais do Distrito Federal, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial do Distrito Federal, 2019.
- DISTRITO FEDERAL. Lei nº 6.864, de 21 de junho de 2021. Altera a Lei 6.322, de 10 de julho de 2019, que dispõe sobre a proibição da distribuição ou venda de sacolas plásticas e disciplina a distribuição e venda de sacolas biodegradáveis ou

biocompostáveis a consumidores, em todos os estabelecimentos comerciais do Distrito Federal, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial do Distrito Federal, 2021.

DISTRITO FEDERAL. Projeto de Lei nº 163/2023, de autoria do Sr Deputado Wellington Luiz, que Altera a Lei 6.322, de 10 de julho de 2019, que dispõe sobre a proibição da distribuição ou venda de sacolas plásticas e disciplina a distribuição e venda de sacolas biodegradáveis ou biocompostáveis a consumidores, em todos os estabelecimentos comerciais do Distrito Federal, e dá outras providências. Diário da Câmara Legislativa, n 52. Março, 2022.

DOUGLAS, M.; ISHERWOOD, B. O mundo dos bens: para uma antropologia do consumo. 2 ed. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2013.

EDWARDS, C.; FRY, J. M. Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006, Evidence report. Environmental Agency, Bristol, the United Kingdom. 2011. Disponível em: <https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf>. Acesso em: 11 de novembro de 2022.

EC-JRC, JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System. 2010.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Life cycle assessment: inventory guidelines and principles. Environmental Protection Agency, p. 108, 1993.

EUROPEAN BIOPLASTICS. What are bioplastics? Disponível em: <<https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/>>. Acesso em: 22 de abril de 2023.

EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL. Directive (EU) 2015/720 of the European Parliament and the Council of 29 April 2015 Amending Directive 94/62/EC as Regards Reducing the Consumption of Lightweight Plastic Carrier Bags.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINEE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SUH, S. Recent developments in life cycle assessment. Journal of Environmental Management, v. 91, n. 1, p. 1-21. 2009.

FUJIWARA, F. L. A.; CAIADO, T. M.; DOURADO, A. P. F. K; GOMES, P. C. R. Modelos de coleta seletiva: comparação entre o serviço prestado por organizações de catadores

- de materiais recicláveis e empresas terceirizadas. 48º Congresso Nacional de Saneamento da ASSEMAE: Alternativas de financiamentos para o saneamento básico - Anais. Fortaleza, Ceará: ASSEMAE, p.653-663, 2018.
- GARNETT, T. *Cooking Up a Storm: Food, Greenhouse Gas Emissions and Our Changing Climate*. Food Climate Research Network, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey. 2008.
- GATERSLEBEN, B.; STEG, L.; VLEK, C. Measurement and determinants of environmentally significant consumer behavior. *Environment and Behavior*, 34, p. 335–365. 2002.
- GUINÉE, J. B. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 7, p. 311–313. 2002.
- GIRGENTI, V.; PEANO, C.; BOUNOUS, M.; BAUDINO, C. A life cycle assessment of non-renewable energy use and greenhouse gas emissions associated with blueberry and raspberry production in northern Italy. *Science of the Total Environment*, v. 458-460, p. 414-418. 2013.
- GOMES, G.; DVORSAK, P.; HEIL, T. Indústria petroquímica brasileira: situação atual e perspectivas. 2005. Disponível em: <https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/2485/1/BS%2021%20Ind%C3%B3ria%20petroqu%C3%ADmica%20brasileira_P.pdf>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2023.
- GOMÉZ, I. D. L.; ESCOBAR, A. S. The dilemma of plastic bags and their substitutes: A review on LCA studies. *Sustainable Production and Consumption*, 30, p.107-116, 2021.
- HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M. A. J. *Life Cycle Impact Assessment*. Springer. 2015.
- HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer. 2018
- HOPWOOD, C. J.; LENHAUSEN, M. R.; BLEIDORN, W. Toward a comprehensive dimensional model of sustainable behaviors. *Environment, Development and Sustainability*. 2022.
- HUIJBREGTS, M. A. J.; HELLWEG, S.; FRISCHKNECHT, R.; HUNGERBUHLER, K.; HENDRIKS, A.J. Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. *Ecol. Econ.*, v. 64, p.798–807. 2008.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Panorama Censo 2022 – Distrito Federal. Disponível em: <<https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>>. Acesso em: 15 de junho de 2023.
- INGWERSEN, W. W. Life cycle assessment of fresh pineapple from Costa Rica. *Journal of Cleaner Production*, v. 35, p. 152-163. 2012.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, 2023.
- INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. *Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. JRC European Commission. 2010. Disponível em: <<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 10 de setembro de 2022.
- INSTITUTE FOR GLOBAL ENVIRONMENTAL STRATEGIES - IGES. São Paulo in 2030: Envisioning 1.5-Degree Lifestyles. Policy Report. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan. 2021.
- INSTITUTE FOR GLOBAL ENVIRONMENTAL STRATEGIES, AALTO UNIVERSITY E D-MAT LTD. 1.5-Degree Lifestyles: Targets and Options for Reducing Lifestyle Carbon Footprints. Technical Report, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan. 2019. Disponível em: <<https://www.iges.or.jp/jp/pub/15-degrees-lifestyles-2019/en>>. Acesso em: 06 de junho de 2023.
- INSTITUTO NACIONAL GEOGRÁFICO. Disponível em: <[https://atlasnacional.ign.es/wane/Energ%C3%ADa#:~:text=El%20petr%C3%B3leo%20es%20la%20principal,renovables%20\(13%2C9%25\).](https://atlasnacional.ign.es/wane/Energ%C3%ADa#:~:text=El%20petr%C3%B3leo%20es%20la%20principal,renovables%20(13%2C9%25).>)> Acesso em: 29 de junho de 2023.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14040: Environmental management – Lifecycle assessment – Principles and framework. 2006.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 17556: Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in soil by measuring the oxygen demand in a respirometer or the amount of carbon dioxide evolved. 2019.

- KAISER, F. G.; BIEL, A. Assessing General Ecological Behavior: A Cross-Cultural Comparison between Switzerland and Sweden. p. 9, 2000.
- KAISER, F. G.; BYRKA, K.; HARTIG, T. Reviving Campbell's Paradigm for Attitude Research. *Personality and Social Psychology Review*, v. 14, n. 4, p. 351–367, nov. 2010.
- KAISER, F. G.; KELLER, C. Disclosing Situational Constraints to Ecological Behavior: A Confirmatory Application of the Mixed Rasch Model. p. 10, 2001.
- KAISER, F. G.; WILSON, M. Goal-directed conservation behavior: the specific composition of a general performance. *Personality and Individual Differences*, v.36, n.7, p.1531–1544, 2004.
- KOLLMUSS, A.; AGYEMAN, J. Mind the gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? *Environmental education research*, v. 8, n. 3, p. 239-260. 2002.
- KURISU, K. Pro-environmental behaviors. Springer Japan. 2015.
- LEE, E. K.; ZHANG, W.J.; ZHANG, X.; ADLER, P. R.; LIN, S.; FEINGOLD, B. J.; KHWAJA, H. A.; ROMEIKO, X. X. Projecting life-cycle environmental impacts of corn production in the U.S. Midwest under future climate scenarios using a machine learning approach. *The Science of the total environment*, V.714, p.136697-136697. 2020.
- LEME, M. M. V. Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. Juno. Unifei. Edu.Br, 138p. 2010.
- LEONARDI, P. L. Introdução de matérias-primas renováveis na matriz petroquímica do COMPERJ. 2009. 97 páginas. Monografia (Graduação em Engenharia Química). Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2009.
- MACDIARMID, J.; KYLE, J.; HORGAN, G.; LOE, J.; FYFE, C.; JOHNSTONE, A.; MCNEILL, G. Livewell: a balance of healthy and sustainable food choices. WWF Report. 2011. Disponível em: <<https://livewellforlife.eu/wp-content/uploads/2013/02/A-balance-of-healthy-and-sustainable-food-choices.pdf>>. Acesso em: 12 de dezembro de 2022.
- MARQUES, M. C. (2018). Análise das emissões de poluentes atmosféricos na coleta porta a porta e ponto a ponto de resíduos sólidos urbanos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 115 p.

- MARTINHO, G.; BALAIA, N.; PIRES, A. The Portuguese plastic carrier bag tax: the effects on consumers' behavior. *Waste Management*, v. 61, p. 3-12. 2017.
- MARKAKI, M., BELEGRI-ROBOLI A.; SARAFIDIS Y.; MIRASGEDIS S. THE CARBON FOOTPRINT OF GREEK HOUSEHOLDS (1995–2012). *Energy Policy*, v. 100, p. 206-215. 2017.
- MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry*, v. 6, p. 407, 11 set. 2018.
- MCKENZIE-MOHR, D. Fostering sustainable behavior through community-based social marketing. *American Psychologist*, v. 55, 531–537. 2000.
- MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, v.32, n.5, p.1009-1018, 2012.
- MATHALON, A.; HILL, P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, v.81, n.1, p.69-71, 2014.
- MIETTINEN, P.; HAMALAINEN R. P. How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research*, v. 102, n.2, p. 279-294. 1997.
- MOORE, G. Environment and behavior research in North America: History, developments, and unresolved issues. In D. Stokol & I. Altman (Eds.), *Handbook of environmental psychology*. 1987.
- MUANGMALA, W. Environmental impacts of packaging in food product systems: review. *Dissertação (Master of Science in Packaging) – Michigan State University. Michigan, Estados Unidos*, p. 81. 2017.
- MUTHU, S. S.; LI, Y. *Assessment of Environmental Impact by Grocery Shopping Bags*. Springer Singapore. 2014.
- NIELSEN, T. D.; HOLMBERG, K.; STRIPPLE, J. Need a bag? A review of public policies on plastic carrier bags – Where, how and to what effect? *Waste Management*, v. 87, p. 428–440. 2019.
- NONATO, I. M. A. (2023). *Análise do processo produtivo de sacolas plásticas de polietileno de alta densidade e de bioplástico por meio de Avaliação do Ciclo de Vida no contexto do Distrito Federal*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 103 p

- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. The Sustainable Development Goals Report: Special edition. Disponível em: < <https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2023.pdf> >. Acesso em: 05 de maio de 2023.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Paris Agreement. 21st Conference of the Parties, 2015.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Responsible Consumption & Production: Why it Matters. Disponível em: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2019/07/12_Why-It-Matters-2020.pdf>. Acesso em: 02 de julho de 2023.
- OSKAMP, S. A sustainable future for humanity? How can psychology help? *American Psychologist*, v. 55, p. 496–508. 2000.
- PDGIRS. Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Governo do Distrito Federal. 2018. Disponível em: < <https://www.so.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/PDGIRS.pdf>>. Acesso em: 05 de agosto de 2022.
- POORINGA, W.; SAUTKINA, E.; THOMAS, G. O.; WOLSTENHOLME, E. The English plastic bag charge: changes in attitudes and behaviour. Cardiff : Welsh School of Architecture/School of Psychology, Cardiff University. 2016.
- PUTRA, R. P.; RANOMAHERA M. R. R. R.; MUHAMMAD S. R.; RIZALUDIN M. S.; SUPRIYANTO R.; DEWI, V. A. K. Investigating environmental impacts of long-term monoculture of sugarcane farming in Indonesia through DPSIR framework. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, v.21, n.10. 2020.
- QIN, Y.; HORVATH, A. What contributes more to life-cycle greenhouse gas emissions of farm produce: Production, transportation, packaging, or food loss?. *Resources, Conservation & Recycling*, v. 176. 2022
- QUEIROZ, G. C.; GARCIA, E. E. C. Reciclagem de sacolas plásticas de polietileno em termos de inventário de ciclo de vida. *Polímeros*, vol. 20, n. especial, p. 401-406. 2010.
- RIBEIRO-RODRIGUES, E.; BORTOLETO, A. P.; COSTA FRACALANZA, B. Exploring the influence of contextual and sociodemographic factors on waste prevention behaviour - the case of Campinas, Brazil. *Waste Management*, v. 135, p. 208–219, nov. 2021.
- RIO DE JANEIRO. Lei 8.473, de 15 de julho de 2019. Adequa a legislação que dispõe sobre a distribuição de sacolas plásticas não recicláveis e não retornáveis distribuídas pelos

- estabelecimentos comerciais localizados no estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. Diário Oficial do Rio de Janeiro, 2019.
- ROSENBAUM, R. K. Selection of impact categories, category indicators and characterisation models in goal and scope definition. In: Curran, M.A. (ed.) LCA Compendium—The Complete World of Life Cycle Assessment—Goal and scope definition in Life Cycle Assessment, pp 63–122. Springer, Dordrecht 2017.
- ROYER, S. J.; FERRÓN, S.; WILSON, S. T.; KARL, D. M. Production of methane and ethylene from plastic in the environment. PLoS ONE 13(8). 2018.
- SAFIRE, W. Footprint. New York Times Sunday Mag. 2008.
- SANTOS., C. L. Avaliação da produção de garrafas PET de refrigerante e seu gerenciamento pós-consumo a partir do ciclo de vida no contexto do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p. 2022.
- SÃO PAULO. Lei 15.374, de 18 de maio de 2011. Dispõe sobre a proibição da distribuição gratuita ou venda de sacolas plásticas a consumidores em todos os estabelecimentos comerciais do Município de São Paulo, e dá outras providências. São Paulo, SP: Diário Oficial de São Paulo, 2011.
- SCHWARTZ, S. H. Normative Influences on Altruism. *Advances in Experimental Social Psychology*, v. 10, p.221-279. 1977.
- SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C. M.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X. Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. *Waste Manag.* v. 46, p. 557–567. 2015.
- SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL. Relatório Anual 2022. Disponível em: < <https://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2023/05/RELATORIO-ANUAL-SLU-2022.pdf> >. Acesso em: 05 de maio de 2023.
- SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL. Usina de Tratamento Mecânico-Biológico do P.sul. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=prZaLZpO4bw>>. Acesso em: 02 de fevereiro de 2023.

- SILVA, F. P.; SILVA, D.P.S.; ESPÍNDOLA, G. L.; DIONÍZIO, T. P.; SILVA, B. J. B. Prospecção e Proposição de Roadmap Tecnológico Para a Produção de Polietileno Verde. *Revista Virtual de Química*, v. 12, n. 4. 2020.
- SILVA, V. A. O. (2021). Aplicação de Avaliação de Ciclo de Vida na estimativa das emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao consumo de alimentos: estudo de caso em Brasília, DF. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 289p.
- SILVA, V.A.O.; CONTRERAS, F. Proposta de otimização do transporte de resíduos sólidos urbanos coletados no Distrito Federal. *R. Tecnol. Soc.*, Curitiba, v.16, n.41, p. 153-162, Ed. Especial. 2020. Disponível em: <<https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/11696>>. Acesso em: 09 de julho de 2023.
- SINGH, A. K. et al. Jute and kenaf carrier bags: an eco-friendly alternative to plastic bags in India. *Environmental Science and Pollution Research*, 18 mar. 2023.
- SONNEMANN, G; VALDIVIA, S. Medellin declaration on marine litterin life cycle assessment and management. *The international journal of life cycle assessment*, v. 22, n. 10, p. 1637-1639. 2017.
- STAFFORD, W.; RUSSO, V.; NAHMAN, A. A comparative cradle-to-grave life cycle assessment of single-use plastic shopping bags and various alternatives available in South Africa. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 27, n. 9–11, p. 1213–1227, nov. 2022.
- STATISTA. Global plastics industry - statistics & facts. Disponível em: <<https://www.statista.com/topics/5266/plastics-industry/#topicOverview>>. Acesso em: 20 de junho de 2023.
- STEENSGAARD, I. M.; SYBERG, K.; RIST, S.; HARTMANN, N. B.; BOLDRIN, A.; STEFFEN FOSS, H. From macro- to microplastics - Analysis of EU regulation along the life cycle of plastic bags. *Environmental Pollution*, v.224, p. 289-299, 2017.
- STEG, L.; BERG, A. E. V. D.; GROOT, J, I., M. *Environmental Psychology: An Introduction*. BPS Blackwell, 408p. 2013.
- TENÓRIO, G. S.; JÚNIOR, R. G. S. O Programa de Transporte Urbano de Brasília: discussão e especulações - uma abordagem ambiental. *Paranoá*, n. 5. 2010.

- TONGLET, M.; PHILLIPS, P. S.; BATES, M. P. Determining the drivers for householder pro-environmental behaviour: waste minimisation compared to recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 42, n. 1, p. 27–48. 2004.
- VIEUX, F.; DARMON, N; TOUAZI, D.; SOLER, L. G. Greenhouse gas emissions of self-selected individual diets in France: Changing the diet structure or consuming less?. *Ecological Economics*, v.75, p. 91-101. 2012.
- WILSON, J.; TYEDMERS, P.; SPINNEY, J. E. L. An exploration of the relationship between socioeconomic and well-being variables and household greenhouse gas emissions. *Journal of Industrial Ecology*, v. 17, n.6, p.880-891. 2013.
- WORLD ECONOMIC FORUM. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics, 2016. Disponível em <https://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf>. Acesso em: 20 de junho de 2023.
- WWF. World Wide Fund for Nature. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. 2019. Disponível em: <https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/51804/1552932397PLASTIC_REPORT_02-2019_Portugues_FINAL.pdf>. Acesso em: 10 de outubro de 2022.
- XANTHOS, D.; WALKER, T. R. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 118, n.1-2, p. 17–26. 2017.
- YAMAGUCHI Y.; TSUCHIYA M.; TSUDA T. Evaluation of the dishwashing towards the reducing environmental load. *J Home Econ Japan*, v. 58, n. 7, p. 397–406. 2007.
- YILDIZ, S.; YAMAN, C.; DEMIR, G.; OZCAN, K. H.; COBAN, A., OKTEN, H. E.; SEZER, K.; GOREN, S. Characterization of municipal solid waste in Istanbul, Turkey. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 32, n. 3, p. 734–739, out. 2013.
- ZIMMERMANN, T.; BLIKLEN. Single-use vs. reusable packaging in e-commerce: comparing carbon footprints and identifying break-even points. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, v.29, n.3, 2020, p.176-183(8), 2020.
- ZHANG, H.; XU, Y.; LAHR, M. L. The greenhouse gas footprints of China's food production and consumption (1987–2017). *Journal of Environmental Management*, v. 301. 2022.
- ZHU, J.; WANG, C. Biodegradable plastics: Green hope or greenwashing?. *Marine Pollution Bulletin*, v.161 n.111774. 2020.

APÊNDICE A

Resultado perguntas sociodemográficas do questionário

Região Administrativa	Frequência	Percentual
Candangolândia	1	0%
Fercal	1	0%
Núcleo Bandeirante	1	0%
SCIA/Estrutural	2	1%
Sobradinho II	2	1%
Lago Norte	4	1%
Sol Nascente/Pôr do Sol	4	1%
Brazlândia	5	1%
Jardim Botânico	5	1%
Riacho Fundo	5	1%
São Sebastião	5	1%
Sudoeste/Octogonal	5	1%
Varjão	5	1%
Park Way	6	2%
Lago Sul	7	2%
Riacho Fundo II	7	2%
Vicente Pires	9	2%
Cruzeiro	10	3%
Itapoã	10	3%
Recanto das Emas	11	3%
Paranoá	15	4%
Sobradinho	18	5%
Planaltina	19	5%
Santa Maria	20	5%
Águas Claras	23	6%
Samambaia	23	6%
Guará	25	6%
Ceilândia	33	8%
Gama	33	8%
Plano Piloto	38	10%
Taguatinga	39	10%

Sexo	Frequência	Porcentagem
Feminino	226	58%
Masculino	165	42%

Renda média família (salário mínimo)	Frequência	Porcentagem
até 1	56	14%
1 a 2	84	21%
2 a 5	122	31%
5 a 10	82	21%
10 a 20	37	9%
mais de 20	10	3%

Estado civil	Frequência	Porcentagem
Casado(a)	154	39%
Divorciado(a)	27	7%
Solteiro(a)	156	40%
União Estável	53	14%
Viúvo(a)	1	0%

Faixa etária	Frequência	Porcentagem
18 a 24 anos	81	21%
25 a 34 anos	110	28%
35 a 44 anos	109	28%
45 a 54 anos	60	15%
55 a 64 anos	23	6%
65 a 74 anos	6	2%
75 anos ou mais	2	1%

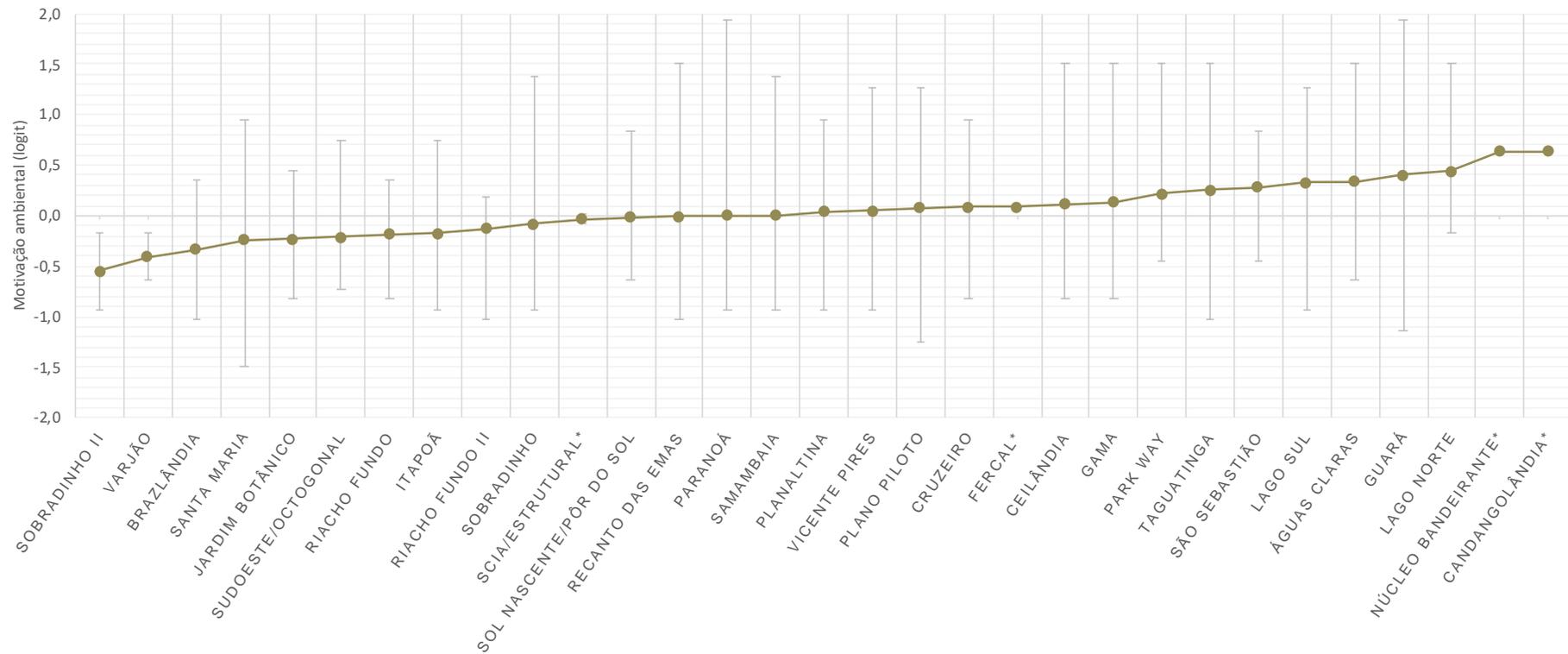
Nível de escolaridade	Frequência	Porcentagem
Sem escolaridade	4	1%
Fundamental incompleto	13	4%
Fundamental completo	6	2%
Médio incompleto	21	6%
Médio completo	93	28%
Superior incompleto	71	22%
Superior completo	121	37%
Pós graduação	62	19%

Autodeclaração étnica	Frequência	Porcentagem
Amarela	10	3%
Branca	132	34%
Indígena	3	1%
Parda	182	47%
Prefiro não responder	8	2%
Preta	56	14%

Gênero	Frequência	Porcentagem
Cisgênero	344	88%
Prefiro não responder	38	10%
Transgênero	9	2%

APÊNDICE B

Média do nível de engajamento dos indivíduos residentes das 31 Regiões Administrativas do Distrito Federal, e valores máximos e mínimos



* RA com apenas um respondente

Região Administrativa

APÊNDICE C

Modelagem no OpenLCA do gerenciamento de resíduos

- **Operação ASB**

Inputs					
Flow	Amount	Unit	Provider	Data	
diesel	$\text{consumo_diesel} * \text{resíduos} / \text{mes} * \text{densidade_diesel}$	kg	diesel production, petroleum refinery operation diesel Cutoff, U - BR		
electricity, medium voltage	$\text{consumo_eletricidade} * \text{resíduos} / \text{mes}$	kWh	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-Mid-western grid		

Outputs						
Flow	Amount	Unit	Costs/Revenues	Avoided product	Provider	Data quality entry Description
Operação ASB FF	resíduos /mes	t				
Carbon dioxide	$\text{consumo_diesel} * \text{resíduos} / \text{mes} * (\text{emissao_diesel_CO})$	kg				
Dinitrogen monoxide	$\text{consumo_diesel} * \text{resíduos} / \text{mes} * (\text{emissao_diesel_NO})$	kg				
Methane	$\text{consumo_diesel} * \text{resíduos} / \text{mes} * (\text{conv_CH} * \text{emissao_diesel_CH})$	kg				

Input parameters		
Name	Value	Description
consumo_diesel	0.293	L/t
consumo_eletricidade	0.618	kwh/t
conv_CH	28.0	kgCO2eq
conv_NO	265.0	kgCO2eq
densidade_diesel	0.84	kg/L
emissao_diesel_CH	2.09	kgCO2eq/L
emissao_diesel_CO	2.86	kgCO2eq/L
emissao_diesel_NO	1.05E-4	kgCO2eq/L
emissao_EE	0.5882	kgCO2eq/kWh
mes	12.0	mes/ano
resíduos	691814.22	tonelada/ano

- **Operação IRR**

Inputs					
Flow	Amount	Unit	Provider	Data quality entry D	
electricity, medium voltage	$\text{consumo_eletricidade}$	kWh	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-Mid-western grid		

Outputs								
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenues	Uncertainty	Avoided product	Provider	Data quality entry Description
Operação IRR FF	A: Ecobalance	resíduos /mes	t		none			

Input parameters		
Name	Value	Description
consumo_eletricidade	15017.0	kwh/mes
emissao_EE	0.5882	kgCO2eq/kWh
mes	12.0	mes/ano
resíduos	33761.43	tonelada/ano

- **Operação transbordo**

Inputs

Flow	Amount Unit	Costs/Revenues	Provider	Data quality entry
diesel	consumo_diesel *residuos /mes *densidade_diesel		diesel production, petroleum refinery operation diesel Cutoff, U - BR	
electricity, medium voltage	consumo_eletricidade *residuos /mes		market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-Mid-western grid	

Outputs

Flow	Category	Amount Unit	Costs/Revenues	Avoided product	Provider	Data quality entry
Carbon dioxide	Emission to air/unspecified	consumo_diesel *residuos/mes *(emissao_diesel_CO)				
Dinitrogen monoxide	Emission to air/unspecified	consumo_diesel *residuos/mes *(emissao_diesel_NO)				
Methane	Emission to air/unspecified	consumo_diesel *residuos/mes *(emissao_diesel_CH)				
Operação_transbordo FF	A: Ecobalance	residuos /mes				

Input parameters

Name	Value	Description
consumo_diesel	3.4	L/t
consumo_eletricidade	25.0	kwh/t
conv_CH	28.0	kgCO2eq
conv_NO	265.0	kgCO2eq
densidade_diesel	0.84	kg/L
emissao_diesel_CH	2.09	kgCO2eq/L
emissao_diesel_CO	2.86	kgCO2eq/L
emissao_diesel_NO	1.05E-4	kgCO2eq/L
emissao_EE	0.5882	kgCO2eq/kWh
mes	12.0	mes/ano
residuos	379380.49	tonelada/ano

- **Operação UTMB**

Inputs

Flow	Amount Unit	Provider	Data quality entry
diesel	consumo_diesel *(rs_as +rs_ps)*(emissao_diesel_CO2)	diesel production, petroleum refinery operation diesel Cutoff, U - BR	
electricity, medium voltage	consumo_ele_as+consumo_ele_ps	market for electricity, medium voltage electricity, medium voltage Cutoff, U - BR-Mid-western grid	

Outputs

Flow	Amount Unit	Costs/Revenues	Avoided product	Provider	Data quality entry	Description
Carbon dioxide	consumo_diesel *(rs_as +rs_ps)*(emissao_diesel_CO2)					
Dinitrogen monoxide	consumo_diesel *(rs_as +rs_ps)*(emissao_diesel_NO)					
Methane	consumo_diesel *(rs_as +rs_ps)*(emissao_diesel_CH)					
Operação_UTMB FF	(rs_as +rs_ps)					

Input parameters

Name	Value	Description
consumo_diesel	3.4	L/t
consumo_ele_as	3185.28	kwh/mes
consumo_ele_ps	2000000.0	kwh/mes
conv_CH	28.0	kgCO2eq
conv_NO	265.0	kgCO2eq
dens_diesel	0.84	kg/L
emissao_diesel_CH	2.09	kg/L
emissao_diesel_CO2	2.86	kg/L
emissao_diesel_NO	1.05E-4	kg/L
emissao_EE	0.5882	kg CO2eq/kwh
rs_as	7503.02	t/mes
rs_ps	15385.26	t/mes

- Transporte carreta

Inputs						
Flow	Category	Amount	Unit	Provider	Data quality entry	Description
F ₂ diesel	192:Manufacture of refined pet...	1.5*(rendimento_carreta*dens_diesel)*(cpd_carreta *peso_esp_RS /1000)*km	kg	P market for diesel diesel Cutoff, U - BR		

Outputs						
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenues	Avoided product	Provider
F ₂ Carbon monoxide	Emission to air/unspecified	emissao_CO2 *rendimento_carreta *(cpd_carreta *peso_esp_RS /1000) *km	kg			
F ₂ Dinitrogen monoxide	Emission to air/unspecified	emissao_N2O *rendimento_carreta *(cpd_carreta *peso_esp_RS /1000) *km	kg			
F ₂ Methane	Emission to air/unspecified	emissao_CH4 *rendimento_carreta *(cpd_carreta *peso_esp_RS /1000) *km	kg			
F ₂ transporte carreta utmb p/ ASB FF	A: Ecobalance	km*cpd_carreta *peso_esp_RS /1000	t*km			

Input parameters		
Name	Value	Description
cpd_carreta	27.0	T
dens_diesel	0.84	kg diesel/L diesel
emissao_CH4	2.09	kg/L; Fator de emissão diesel
emissao_CO2	2.86	kg/L; Fator de emissão diesel
emissao_N2O	1.05E-4	kg/L; Fator de emissão diesel
km	1.0	km/viagem
peso_esp_RS	136.2	kg/m3
rendimento_carreta	0.03	L/km.t

- Transporte compactador

Inputs						
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenues	Avoided waste	Provider
F ₂ diesel		1.5*(rendimento_compact*dens_diesel) *cpd_compactador *km	kg			P market for diesel diesel Cutoff, U - BR

Outputs						
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenues	Uncertainty	Avoided product
F ₂ Carbon monoxide		emissao_CO2 *rendimento_compact *km*cpd_compactador	kg		none	
F ₂ Dinitrogen monoxide		emissao_N2O *rendimento_compact *km*cpd_compactador	kg		none	
F ₂ Methane		emissao_CH4 *rendimento_compact *km*cpd_compactador	kg		none	
F ₂ transporte seletiva FF		km*cpd_compactador	t*km		none	

Input parameters		
Name	Value	Description
cpd_compactador	5.0	T
dens_diesel	0.84	kg diesel/L diesel
emissao_CH4	2.09	kg/L; Fator de emissão diesel
emissao_CO2	2.86	kg/L; Fator de emissão diesel
emissao_N2O	1.05E-4	kg/L; Fator de emissão diesel
km	1.0	km/mes
rendimento_compact	0.08	L/(t*km); MARQUES
RS_CC_trasbordo	31615.04083	t/mes CC

- **Processo sacolas de uso único**

Inputs				
Flow	Amount	Unit	Costs/Revenu	Uncert
Operação ASB FF	$num_itens * peso_saco * ((perc_asb + perc_utmb + perc_trans) * perc_pead_cc) + perc_pead_rej * perc_utmb_asb$	kg		none
Operação IRR FF	$num_itens * peso_saco * perc_irr * perc_pead_cs$	kg		none
Operação_transbordo FF	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc$	kg		none
Operação_UTMB FF	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_cc$	kg		none
transporte carreta utmb p/ A...	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc * KM_TRANS_ASB / 1000$	t*km		none
transporte carreta utmb p/ A...	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_rej * KM_UTMB_ASB / 1000$	t*km		none
transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_irr * perc_pead_cs * KM_CS_IRR / 1000$	t*km		none
transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc * KM_CC_TRANSBORDO / 1000$	t*km		none
transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_cc * KM_CC_UTMB / 1000$	t*km		none
transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_asb * perc_pead_cc * KM_CC_ASB / 1000$	t*km		none

Outputs								
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenu	Uncertainty	Avoided prod	Provider	Data quality e Description
Saco_PEAD		num_itens	Item(s)		none			

Input parameters			
Name	Value	Uncertainty	Description
KM_CC_ASB	23.76	none	km/viagem
KM_CC_TRANSBORDO	209.87	none	km/viagem
KM_CC_UTMB	151.94	none	km/viagem
KM_CS_IRR	37.71	none	km/viagem
KM_TRANS_ASB	36.32	none	km/viagem
KM_UTMB_ASB	25.85	none	km/viagem
num_itens	1.0	none	
perc_asb	0.0588	none	
perc_irr	0.0462	none	
perc_pead_cc	0.0567	none	
perc_pead_cs	0.0504	none	
perc_pead_rej	0.079	none	
perc_trans	0.5192	none	
perc_utmb	0.3759	none	
perc_utmb_asb	0.3377	none	
peso_saco	0.0025	none	kg

- **Processo sacolas reutilizáveis**

Inputs						
Flow	Amount	Unit	C	Uncertainty	Avo	
F ₂ Operação ASB FF	$num_itens * peso_saco * ((perc_asb + perc_utmb + perc_trans) * perc_pead_cc) + perc_pead_rej * perc_utmb_asb$	kg		none		
F ₂ Operação IRR FF	$num_itens * peso_saco * perc_irr * perc_pead_cs$	kg		none		
F ₂ Operação_transbordo FF	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc$	kg		none		
F ₂ Operação_UTMB FF	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_cc$	kg		none		
F ₂ transporte carreta utmb p/ A...	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_rej * KM_UTMB_ASB / 1000$	t*km		none		
F ₂ transporte carreta utmb p/ A...	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc * KM_TRANS_ASB / 1000$	t*km		none		
F ₂ transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_asb * perc_pead_cc * KM_CC_ASB / 1000$	t*km		none		
F ₂ transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_irr * perc_pead_cs * KM_CS_IRR / 1000$	t*km		none		
F ₂ transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_utmb * perc_pead_cc * KM_CC_UTMB / 1000$	t*km		none		
F ₂ transporte seletiva FF	$num_itens * peso_saco * perc_trans * perc_pead_cc * KM_CC_TRANSBORDO / 1000$	t*km		none		

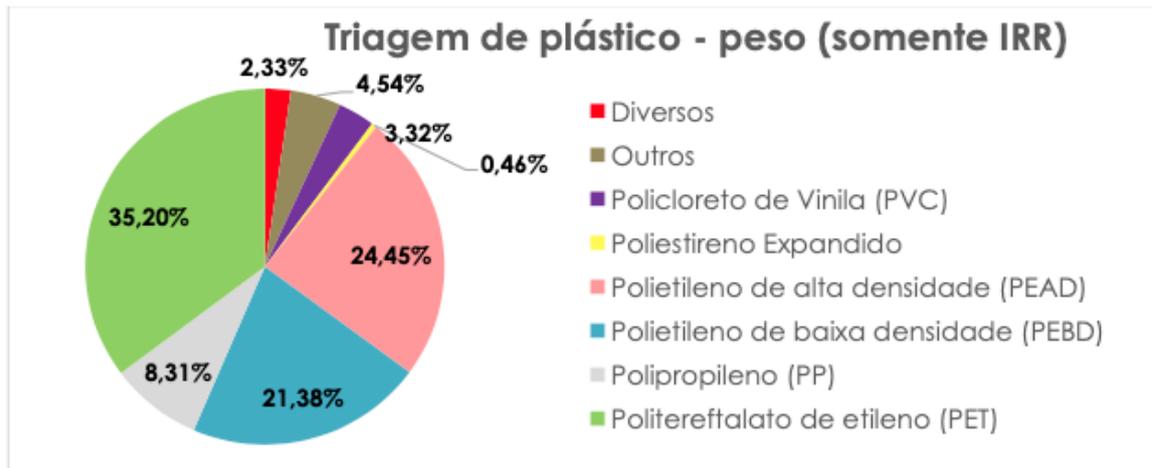
Outputs									
Flow	Category	Amount	Unit	Costs/Revenu	Uncertainty	Avoided prod	Provider	Data quality e	Description
F ₂ Saco_PEAD		num_itens	Item(s)		none				

Input parameters			
Name	Value	Uncertainty	Description
KM_CC_ASB	23.76	none	km/viagem
KM_CC_TRANSBORDO	209.87	none	km/viagem
KM_CC_UTMB	151.94	none	km/viagem
KM_CS_IRR	37.71	none	km/viagem
KM_TRANS_ASB	36.32	none	km/viagem
KM_UTMB_ASB	25.85	none	km/viagem
num_itens	1.0	none	
perc_asb	0.0588	none	
perc_irr	0.0462	none	
perc_pead_cc	0.0488	none	
perc_pead_cs	0.0726	none	
perc_pead_rej	0.0501	none	
perc_trans	0.5192	none	
perc_utmb	0.3759	none	
perc_utmb_asb	0.3377	none	
peso_saco	0.068	none	kg

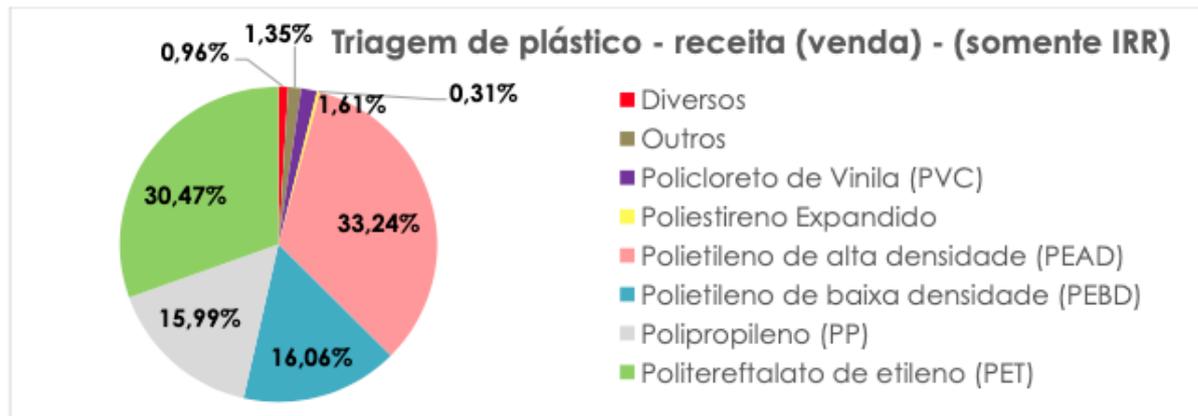
ANEXO A

Dados de triagem de materiais recicláveis apresentados por Santos (2022).

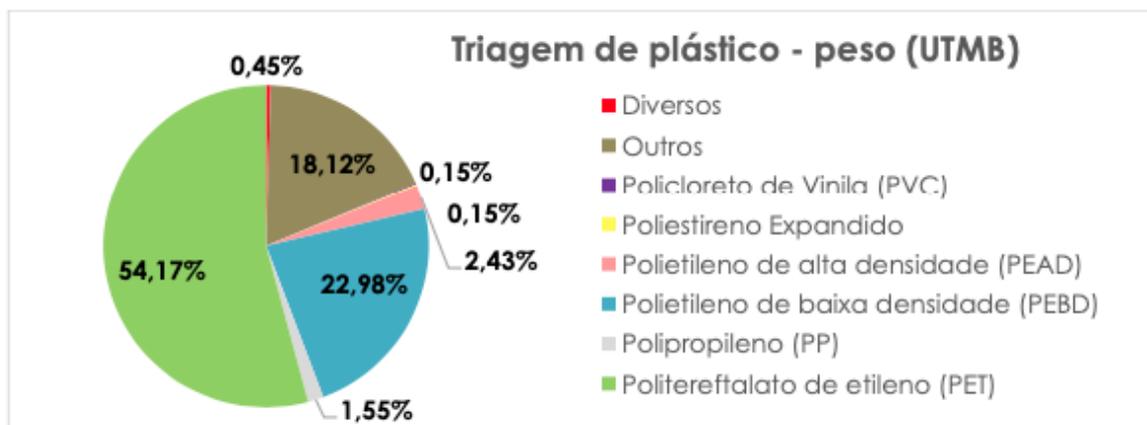
Triagem de plásticos, percentual por peso (IRR)



Triagem de plásticos, percentual por receita (IRR)



Triagem de plásticos, percentual por peso (UTMB)



Triagem de plásticos, percentual por receita (UTMB)

