



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Roni Matheus Severis

**Sensibilidade de impactos ambientais potenciais às escolhas metodológicas na Avaliação
do Ciclo de Vida**

Florianópolis
2024

Roni Matheus Severis

**Sensibilidade de impactos ambientais potenciais às escolhas metodológicas na Avaliação
do Ciclo de Vida**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do título de doutor em
Engenharia Ambiental
Orientador: Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Florianópolis

2024

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela BU/UFSC.
Dados inseridos pelo próprio autor.

Severis, Roni Matheus

Sensibilidade de impactos ambientais potenciais às escolhas metodológicas na Avaliação do Ciclo de Vida / Roni Matheus Severis; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2024.

168 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação do Ciclo de Vida.
3. Incerteza de escolha. 4. Análise de sensibilidade. 5. Análise de cenários. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Roni Matheus Severis

**Sensibilidade de impactos ambientais potenciais às escolhas metodológicas na Avaliação
do Ciclo de Vida**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado, em 01 de março de 2024,
pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dra.

Universidade Federal de Santa Catarina (EMB/CTJ/UFSC)

Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/CTC/UFSC)

Flávio José Simioni, Dr.

Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Profª. Alexandra Finotti, Dra.

Coordenadora do Programa

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Orientador

Florianópolis, 2024.

AGRADECIMENTOS

Obrigado a todas as pessoas que fizeram parte da história que construí na UFSC e em Florianópolis. Também agradeço à vida por todos os obstáculos postos durante a realização deste trabalho, pois eu pude superá-los e obter o título de Doutor.

RESUMO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia padronizada, conduzida com uma série de definições que podem influenciar os resultados. Uma vez que essas escolhas podem influenciar a decisão final, o objetivo desta tese foi avaliar a sensibilidade nos impactos ambientais potenciais advinda de iterações em parâmetros metodológicos da modelagem de cenários de ciclo de vida. Foi realizada uma Análise de Cenários (AnC) utilizando como escopo de validação um sistema de produto da indústria petroquímica. Cada escolha metodológica recebeu a denominação de parâmetro metodológico. Um conjunto de parâmetros metodológicos foi denominado cenário. As fronteiras do sistema foram do berço até o portão de saída da unidade produtora. A unidade funcional foi a produção de 1000 kg de resina termoplástica em um ano. Foram utilizados dados primários fornecidos pela empresa-escopo. Os processos unitários secundários foram obtidos da base de dados ecoinvent. O método de avaliação de impacto na modelagem-base foi o ReCiPe 2016 *midpoint*. A análise dos resultados iniciais se deu por análise estatística descritiva, diagramas Box-Whisker e gráficos de dispersão. Os fatores que provocaram comportamentos diferentes entre os cenários metodológicos foram, então, comparados em análise multifatorial. Dentre os parâmetros metodológicos conceituados neste estudo de ACV, a Unidade funcional foi classificada como parâmetro de função. Sistema de produto, procedimento de alocação, método de AICV e modelos de caracterização das respectivas categorias de impacto e o horizonte temporal de determinadas categorias de impacto foram classificados como parâmetros de caracterização. Os procedimentos de normalização e ponderação foram classificados como parâmetros de posição. A formação dos cenários metodológicos ocorreu por um *framework* algébrico desenvolvido para análise combinatória. Isso possibilitou verificar o tamanho do conjunto de cenários e a sensibilidade dos resultados às iterações metodológicas. A ANOVA e teste de hipóteses indicaram que modelo de caracterização influenciou significativamente as categorias Depleção de ozônio, Acidificação, Formação de oxidantes, Eutrofização, Formação de particulado, Toxicidade humana (parcialmente), Depleção fóssil (parcialmente) e Depleção mineral. A categoria Aquecimento global não foi influenciada pela escolha do modelo de caracterização. O horizonte temporal sensibilizou as categorias Aquecimento global, Depleção de ozônio e Toxicidade humana. A alocação não influenciou de maneira significativa nenhuma categoria de impacto. Esta tese contribui com o aprimoramento metodológico da ACV, pois identificou e quantificou a sensibilidade de cenários de ciclo de vida a variações nos principais componentes de escolha na modelagem de sistemas. O *framework* algébrico de iteração de cenários é ajustável e expansível conforme os parâmetros de modelagem a serem analisados. Os resultados encontrados possibilitam otimizar a modelagem de um estudo completo de ACV, bem como aperfeiçoar a execução de projetos que envolvam a comparação de múltiplos cenários de ciclo de vida.

Palavras-chave: Impacto ambiental. Avaliação do Ciclo de Vida. Incerteza de escolha. Análise de sensibilidade. Análise de cenários.

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a standardized methodology conducted with a series of definitions that might influence the results. Since these choices can influence the final decision, this thesis aimed to evaluate the sensitivity on potential environmental impacts arising from methodological iterations in life cycle scenarios. A Scenario Analysis was performed using a product system from the petrochemical industry as the validation scope. Each methodological choice received the denomination of methodological parameters. A set of methodological parameters was named scenario. The system boundaries were from the cradle to the factory exit gate. The functional unit was the production of 1000 kg of a hydrocarbon in one year. Primary data provided by the scope company were used. Secondary unit processes were obtained from the ecoinvent database. The impact assessment method in the base modeling was the ReCiPe 2016 midpoint. The initial results were analyzed through descriptive statistical analysis, Box-Whisker diagrams, and scatter plots. The factors that caused different behaviors between the methodological scenarios were then compared in a multifactorial analysis. Among the methodological parameters conceptualized in this LCA study, the Functional Unit was classified as a function parameter. Product system, allocation procedure, LCIA method and characterization models of the respective impact categories and the time horizon of specific impact categories were classified as characterization parameters. The normalization and weighting procedures were classified as position parameters. The formation of methodological scenarios occurred through an algebraic framework developed for combinatorial analysis. That made it possible to determine the set of scenarios and to verify the sensitivity of the results to methodological iterations. The ANOVA and statistical hypothesis test indicated that characterization model significantly influenced the categories Ozone depletion, Acidification, Oxidant formation, Eutrophication, Particulate formation, Human toxicity (partially), Fossil depletion (partially) and Mineral depletion. The Global Warming category was not influenced by the choice of characterization model. The time horizon sensitized the categories Global warming, Ozone depletion and Human toxicity. The allocation did not significantly influence any impact category. This thesis contributes to the methodological improvement of LCA, as it identified and quantified the sensitivity of life cycle scenarios to variations in the main components of choice in systems modeling. The algebraic framework for scenario iteration is adjustable and extendable according to the modeling parameters to be analyzed. The findings make it possible to optimize the modelling of a complete LCA study, as well as to improve the execution of projects that involve the comparison of multiple life cycle scenarios.

Keywords: Environmental impact. Life Cycle Assessment. Uncertainty of choice. Sensitivity analysis. Scenario analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida	7
Figura 2 – Divisão entre a tecnosfera e a ecosfera em um sistema de produto genérico	9
Figura 3 – Elementos obrigatórios e opcionais da fase de AICV	15
Figura 4 – Agrupamento de categorias de impacto no método ReCiPe	20
Figura 5 – Níveis mais altos e mais baixos de robustez da análise de incertezas	24
Figura 6 – Tipos de incerteza e sensibilidade incidentes sobre os componentes da ACV	25
Figura 7 – Esquema geral da metodologia desta tese	35
Figura 8 – Sistema de produto de resinas termoplásticas	36
Figura 9 – Conceituação dos parâmetros metodológicos na ACV	41
Figura 10 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de combustível fóssil (F ₁)	43
Figura 11 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de biomassa residual (F ₂)	43
Figura 12 – Sistemas F ₁ e F ₂ quanto à origem dos materiais combustíveis	44
Figura 13 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de biomassa dedicada (F ₃)	45
Figura 14 – Sistemas F ₁ e F ₃ quanto à origem dos materiais combustíveis	45
Figura 15 – Árvore de cenários (combinações de escolhas metodológicas)	70
Figura 16 – Configurações dos diagramas Box-Whisker	73
Figura 17 – Impactos na categoria de Aquecimento global – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	77
Figura 18 – Impactos na categoria de Depleção de ozônio estratosférico – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	77
Figura 19 – Impactos na categoria de Radiação ionizante – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	78
Figura 20 – Impactos na categoria de Formação de material particulado – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	78
Figura 21 – Impactos na categoria de Escassez mineral – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	79
Figura 22 – Impactos na categoria de Escassez fóssil – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	79
Figura 23 – Impactos na categoria de Consumo de água – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	80
Figura 24 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade terrestre – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	80
Figura 25 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade em água doce – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	81
Figura 26 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade em água marinha – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	81

Figura 27 – Impactos na categoria de Toxicidade humana carcinogênica – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	82
Figura 28 – Impactos na categoria de Toxicidade humana não carcinogênica – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	82
Figura 29 – Impactos na categoria de Formação de ozônio troposférico com efeitos aos organismos terrestres – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	83
Figura 30 – Impactos na categoria de Formação de ozônio troposférico com efeitos à saúde humana – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	83
Figura 31 – Impactos na categoria de Eutrofização em água doce – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i> ..	84
Figura 32 – Impactos na categoria de Eutrofização em água marinha – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	84
Figura 33 – Impactos na categoria de Acidificação terrestre – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	85
Figura 34 – Impactos na categoria de Uso do solo – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	85
Figura 35 – Impactos ambientais por processo unitário/<Produto 06> – UF do cenário-base	91
Figura 36 – ASL sobre a quantidade de suportes de madeira utilizada na produção de <Produto 06>.....	92
Figura 37 – ASL sobre a quantidade de Hidrocarboneto-1 utilizada na produção de <Produto 06>.....	93
Figura 38 – ASL sobre a quantidade de Hidrocarboneto-2 utilizada na produção de <Produto 06>.....	94
Figura 39 – ASL sobre a quantidade de vapor pressurizado utilizada na produção de <Produto 06>.....	95
Figura 40 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B).....	100
Figura 41 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Toxicidade carcinogênica (A)	101
Figura 42 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Acidificação (A) e Eutrofização (B).....	101
Figura 43 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Formação de oxidantes (A) e Formação de particulado (B)	101

Figura 44 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B).....	102
Figura 45 – Resultados agregados conforme o sistema de produto e método de normalização	104
Figura 46 – Resultados de um indicador único de impactos (Pt) normalizados e ponderados conforme o sistema de produto (F ₁ , F ₂ , F ₃)	105
Figura 47 – Box-Whisker agrupado por alocação (A ₁ , A ₂ , A ₃ , A ₄) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)	110
Figura 48 – Box-Whisker agrupado por alocação (A ₁ , A ₂ , A ₃ , A ₄) para as variáveis Acidificação (A) e Formação de oxidantes (B)	110
Figura 49 – Box-Whisker agrupado por alocação (A ₁ , A ₂ , A ₃ , A ₄) para as variáveis Eutrofização (A) e Formação de particulado (B).....	111
Figura 50 – Box-Whisker agrupado por alocação (A ₁ , A ₂ , A ₃ , A ₄) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)	111
Figura 51 – Box-Whisker agrupado por alocação (A ₁ , A ₂ , A ₃ , A ₄) para as variáveis Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B).....	112
Figura 52 – Box-Whisker agrupado por modelos (M ₁ , M ₂ , M ₃ , M ₄ , M ₅ , M ₆) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)	113
Figura 53 – Box-Whisker agrupado por modelos (M ₁ , M ₂ , M ₃ , M ₄ , M ₅ , M ₆) para as variáveis Acidificação (A) e Formação de oxidantes (B).....	113
Figura 54 – Box-Whisker agrupado por modelos (M ₁ , M ₂ , M ₃ , M ₄ , M ₅ , M ₆) para as variáveis Eutrofização (A) e Formação de particulado (B)	114
Figura 55 – Box-Whisker agrupado por modelos (M ₁ , M ₂ , M ₃ , M ₄ , M ₅ , M ₆) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)	114
Figura 56 – Box-Whisker agrupado por modelos (M ₁ , M ₂ , M ₃ , M ₄ , M ₅ , M ₆) para as variáveis Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B)	115
Figura 57 – Box-Whisker agrupado por horizonte temporal (T ₁ , T ₂ , T ₃) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)	116
Figura 58 – Box-Whisker agrupado por horizonte temporal (T ₁ , T ₂ , T ₃) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)	116
Figura 59 – Relação traçada entre objetivos específicos e resultados da tese.....	121

Figura 60 – Pontuações de impacto de duas opções genéricas A e B	130
Figura 61 – Representação tabular de um teste confirmatório	131
Figura 62 – ODS apoiados pelos resultados e conclusões desta tese	134

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Definições e descrições de categorias de impacto.....	16
Quadro 2 – Descrição da incerteza e sensibilidade às escolhas em componentes da ACV	31
Quadro 3 – Incerteza e sensibilidade às escolhas propagada por AnC	34
Quadro 4 – Categorias de impacto e o respectivo indicador de categoria.....	39
Quadro 5 – Modelagem da categoria Aquecimento global	50
Quadro 6 – Modelagem da categoria Depleção de ozônio.....	50
Quadro 7 – Modelagem da categoria Acidificação	51
Quadro 8 – Modelagem da categoria Formação de oxidantes	51
Quadro 9 – Modelagem da categoria Eutrofização	52
Quadro 10 – Modelagem da categoria Depleção fóssil.....	52
Quadro 11 – Modelagem da categoria Depleção mineral	52
Quadro 12 – Modelagem da categoria Formação de particulado.....	53
Quadro 13 – Modelagem da categoria Toxicidade carcinogênica	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fatores de alocação mássica (%) dos produtos finais em cada etapa	47
Tabela 2 – Fatores de alocação entálpica (%) dos produtos finais em cada etapa	48
Tabela 3 – Fatores de alocação econômica (%) dos produtos finais em cada etapa	48
Tabela 4 – Fatores de alocação volumétrica (%) dos produtos finais em cada etapa.....	49
Tabela 5 – Fatores de conversão para as categorias em <i>midpoint</i>	56
Tabela 6 – Fatores de ponderação para P_1	62
Tabela 7 – Fatores de ponderação para P_2	63
Tabela 8 – Fatores de ponderação para P_3	64
Tabela 9 – Fatores de ponderação para P_4	65
Tabela 10 – Fatores de ponderação para P_5	66
Tabela 11 – Fatores de ponderação para P_6	66
Tabela 12 – Amplitude de cenários alternativos ao cenário-base variando o tipo de alocação	69
Tabela 13 – Apresentação de resultados comparativos de uma ACV	71
Tabela 14 – Definição do número de classes dos histogramas de frequência.....	72
Tabela 15 – Impactos ambientais totais por categoria, 1000 kg de <Produto 06> – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	76
Tabela 16 – Contribuição de cada processo ao impacto das categorias	86
Tabela 17 – Análise de incertezas de dados sobre a caracterização dos impactos	89
Tabela 18 – Processos unitários considerados na ASL	92
Tabela 19 – Variações causadas pela ASL em cada categoria de impacto	96
Tabela 20 – Impactos totais por unidade produtora – ReCiPe 2016 <i>midpoint</i>	97
Tabela 21 – Estatística descritiva das variáveis, UF_1 e F_1	107
Tabela 22 – Estatística descritiva das variáveis, UF_1 e F_2	108
Tabela 23 – Estatística descritiva das variáveis, UF_1 e F_3	108
Tabela 24 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_1).....	117
Tabela 25 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_2).....	117
Tabela 26 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_3).....	118
Tabela 27 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_1)	118

Tabela 28 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_2)	119
Tabela 29 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_3)	119
Tabela 30 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_1).....	119
Tabela 31 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_2).....	120
Tabela 32 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_3).....	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Gerais:

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de impacto do ciclo de vida
AnC	Análise de Cenários
ASL	Análise de Sensibilidade Local
CAS	<i>Chemical Abstracts Service</i>
◇	<Produto 06>
◇	<Produto 04>
◇	<Produto 05>
ICV	Inventário do ciclo de vida
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
◇	<Produto 02>
SMC	Simulação de Monte Carlo

Framework algébrico:

A	Alocação
F	Fronteira do sistema
T	Horizonte temporal
M	Modelo de caracterização
N	Normalização
P	Ponderação
UF	Unidade funcional

Categorias de impacto:

ET _M	Ecotoxicidade em água marinha
ET _T	Ecotoxicidade terrestre
ET _W	Ecotoxicidade em água doce
EU _M	Eutrofização em água marinha
EU _W	Eutrofização em água doce
FD	Depleção de recursos fósseis
GW	Aquecimento global
H ₂ O	Consumo de água
HT _C	Toxicidade humana, carcinogênica
HT _{NC}	Toxicidade humana, não carcinogênica
IR	Radiação ionizante
LU	Uso do solo
MD	Depleção de recursos minerais
OD	Depleção de ozônio troposférico
OF _H	Formação de ozônio troposférico, saúde humana
OF _T	Formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres
PM	Formação de material particulado fino
TA	Acidificação terrestre

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	OBJETIVOS	4
1.1.1	Objetivo Geral.....	4
1.1.2	Objetivos Específicos	4
1.2	ESTRUTURA DA TESE	5
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	7
2.1.1	Objetivo e escopo	8
2.1.1.1	<i>Sistema de produto</i>	8
2.1.1.2	<i>Unidade funcional</i>	10
2.1.1.3	<i>Fronteira do sistema.....</i>	11
2.1.2	Análise de inventário	12
2.1.2.1	<i>Métodos de inventário</i>	12
2.1.2.2	<i>Alocação</i>	13
2.1.3	Avaliação de impacto.....	14
2.1.3.1	<i>Normalização.....</i>	18
2.1.3.2	<i>Agrupamento.....</i>	19
2.1.3.3	<i>Ponderação.....</i>	21
2.1.3.4	<i>Análise da qualidade dos dados</i>	22
2.1.4	Interpretação.....	22
2.2	INCERTEZA NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	23
2.2.1	Incerteza dos dados de inventário	25
2.2.2	Incerteza de modelo	28
2.2.3	Incerteza e sensibilidade às escolhas	30
2.3	SENSIBILIDADE NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	32
3	METODOLOGIA.....	35
3.1	SÍNTESE DA METODOLOGIA	35
3.2	MODELAGEM DO CENÁRIO-BASE	36
3.2.1	Metodologia de ACV	36
3.2.2	Análise de sensibilidade aos dados de inventário	39

3.3	ANÁLISE DE CENÁRIOS.....	40
3.3.1	Especificação dos parâmetros metodológicos	40
3.3.1.1	<i>Parâmetros metodológicos de função</i>	41
3.3.1.2	<i>Parâmetros metodológicos de caracterização</i>	42
3.3.1.2.1	Sistema de produto (F).....	42
3.3.1.2.2	Procedimento de alocação (A).....	46
3.3.1.2.3	Modelos de caracterização (M)	49
3.3.1.2.4	Horizonte de tempo (T)	57
3.3.1.3	<i>Parâmetros metodológicos de posição.....</i>	58
3.3.1.3.1	Fatores de normalização (N).....	58
3.3.1.3.2	Fatores de ponderação (P)	62
3.3.2	Iteração dos cenários	67
3.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	71
4	RESULTADOS	76
4.1	ACV DO CENÁRIO-BASE.....	76
4.1.1	Impactos ambientais por processo unitário	76
4.1.1.1	<i>Análise de incertezas sobre os impactos do cenário-base</i>	89
4.1.1.2	<i>Análise de Sensibilidade Local (ASL) sobre os impactos ambientais</i>	90
4.1.2	Impactos ambientais por etapa produtora	97
4.2	ITERAÇÃO DOS CENÁRIOS	99
4.2.1	Avaliação dos impactos ambientais.....	100
4.2.2	Normalização e ponderação dos impactos ambientais	102
4.2.2.1	<i>Normalização dos cenários</i>	103
4.2.2.2	<i>Ponderação dos cenários</i>	104
4.2.3	Indicador único dos impactos	104
4.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA SOBRE OS CENÁRIOS.....	107
4.3.1	Estatística descritiva	107
4.3.2	Representação Box-Whisker com agrupamento por fatores.....	109
4.3.2.1	<i>Agrupamento em função da alocação</i>	109
4.3.2.2	<i>Agrupamento em função do modelo de caracterização</i>	112
4.3.2.3	<i>Agrupamento em função do horizonte temporal</i>	115

4.3.3	Determinação dos parâmetros metodológicos significativos	117
5	DISCUSSÃO	121
5.1	SENSIBILIDADE E INCERTEZA DE ESCOLHA	122
5.1.1	Sensibilidade à alocação	122
5.1.2	Sensibilidade ao modelo de caracterização	123
5.1.3	Sensibilidade ao horizonte temporal.....	127
5.1.4	Sensibilidade à normalização, ponderação e indicador único	128
5.2	IMPLICAÇÕES METODOLÓGICAS	130
5.3	IMPLICAÇÕES GERAIS	134
6	CONCLUSÃO	138
	REFERÊNCIAS	140
	APÊNDICE A – Fatores de alocação	160
	APÊNDICE B – Processos unitários	161
	APÊNDICE C – Resultados quantitativos, cenários, UF₁	162
	APÊNDICE D – Resultados quantitativos, normalizados, UF₁	163
	APÊNDICE E – Resultados quantitativos, ponderados, UF₁	164
	APÊNDICE F – ANOVA e Testes de hipóteses, UF₁	165
	APÊNDICE G – Análise quantitativa e estatística dos impactos, UF₂	166
	ANEXO A – Distribuição da incerteza no inventário – cenário-base	167
	ANEXO B – Orientações para a aplicação da Matriz Pedigree	168

1 INTRODUÇÃO

A incerteza descreve o quão distante se está da realidade ou de um valor assumido como verdadeiro e ela está presente em todo experimento científico. Ela é observada durante a etapa de coleta de amostras em campo, na análise de espécimes em laboratório ou durante o tratamento e processamento dos dados. Ela pode se originar de medições imprecisas, falta de informações, suposições de modelos, entre outros elementos, os quais são utilizados para "converter" o mundo real em um sistema modelado (Huijbregts, 1998). A incerteza pode ser quantificada e reduzida, mas jamais eliminada de um sistema (Finnveden, 2000; Rosenbaum *et al.*, 2018). Frequentemente, a incerteza é confundida com a variabilidade, a qual é inerente aos objetos do mundo natural (Huijbregts, 1998), mas diferentemente da incerteza, a variabilidade não pode ser reduzida por mensurações ou pesquisas adicionais, somente ser mais bem caracterizada (Götze *et al.*, 2019). Sendo tão comuns, as incertezas são, logicamente, também observadas na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV é um método de gestão ambiental que possibilita ao/à praticante identificar e quantificar os potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida de produto (ABNT, 2014a; 2014b). Na ACV, são comumente observadas incertezas sobre os dados de inventário, modelos e escolhas metodológicas (Huijbregts, 1998; Lacirignola *et al.*, 2017). No entanto, o quão estatisticamente sensíveis são os impactos ambientais baseados na avaliação de ciclo de vida, mais especificamente às escolhas metodológicas realizadas ao longo das quatro etapas iterativas de um estudo, ainda está em discussão no meio científico e é a pergunta de pesquisa norteadora deste estudo. Para tal pergunta de pesquisa, esta tese traz como hipótese que escolhas metodológicas influenciam de maneira estatisticamente significativa e mensurável os impactos ambientais potenciais de cenários de ciclo de vida.

Em diferentes níveis, a incerteza presente na origem propaga-se sobre os resultados da ACV. Isso pode afetar a confiabilidade do estudo e a comparabilidade com sistemas alternativos (Canter *et al.*, 2002). Se a avaliação de um sistema for realizada com dados (e/ou procedimentos) incertos e a quantificação da incerteza for desconsiderada, uma decisão baseada nesse resultado poderá ser tomada numa direção (inteiramente) equivocada (Ciroth *et al.*, 2004). Assim, gerenciar a incerteza apropriadamente possibilita resultados mais robustos, com a

tomada de decisão baseada em premissas científicas (Lo *et al.*, 2005; Rosenbaum *et al.*, 2018). A padronização da ACV pelas normas ISO veio como solução às múltiplas abordagens metodológicas, mas poucos detalhes são dados sobre os procedimentos e orientações mais adequados nessas normativas internacionais (Guinée; Heijungs, 2017). Ainda assim, estudos orientados por essas normas podem gerar resultados destoantes, mesmo que os sistemas de produto sejam idênticos (Heijungs *et al.*, 2019; Henriksson *et al.*, 2014).

Além do tratamento da incerteza, um nível adicional de segurança costuma ser atribuído aos resultados de uma ACV quando se realiza análise de sensibilidade. A análise de sensibilidade descreve a extensão a qual a iteração de um modelo, dado de inventário ou escolha metodológica conduz à modificação no resultado do indicador ambiental. A análise de sensibilidade possibilita, também, apontar se algum elemento metodológico é relevante ao estudo. Isto é, ela indica se esses elementos influenciam significativamente o resultado (Rosenbaum *et al.*, 2018). Essa característica difere-a da análise de incerteza, que oferece informações sobre o afastamento do resultado em relação a um valor considerado correto (Rosenbaum *et al.*, 2018).

A literatura abrangendo incerteza e sensibilidade na ACV é vasta, sobretudo quanto à variação de dados de inventário, modelos, escolhas e cenários metodológicos. Essa grande atenção costuma ser justificada pela possibilidade de identificar oportunidades de melhoria nos sistemas modelados e na própria metodologia de ACV (Geisler *et al.*, 2005). A incerteza dos dados de inventário¹ é o tipo explorado com maior frequência, havendo, para citar alguns exemplos, estudos sobre geração de energia (Maurice *et al.*, 2000; Sonnemann *et al.*, 2003), produção de alimentos (Bojacá; Schrevens, 2010; Röös *et al.*, 2011), tratamento de resíduos (Alyaseri; Zhou, 2019) e produção industrial (Gregory *et al.*, 2013; Scrucca *et al.*, 2020). Esses estudos costumam identificar os dados responsáveis por propagar maior incerteza sobre o resultado final e, também, quantificar a grandeza de tal influência.

¹ A “incerteza dos dados de inventário” é tratada na literatura em Língua Inglesa pelo termo “*parameter uncertainty*”. Em tradução literal à Língua Portuguesa, seria “incerteza de parâmetro”. Contudo, o termo “parâmetro” é utilizado em língua vernácula também para outras situações. Com fins de discernimento e visar especificamente dados de inventário utilizados na ACV, o termo “incerteza dos dados de inventário” refere-se a “*parameter uncertainty*”.

A incerteza de modelo decorre das limitações em se representar um sistema real numa linguagem matemática, pois, para isso, muitas considerações teóricas devem ser estabelecidas (Rosenbaum *et al.*, 2018). Esse tipo de incerteza não é tão comumente estudado quanto a incerteza dos dados de inventário, mas costuma ser analisado e quantificado para a identificação de *trade-offs* (intercorrências) com outros tipos de incerteza (Hauck *et al.*, 2008; van Zelm; Huijbregts, 2013).

Além das questões relacionadas aos dados de inventário e modelos, uma ACV é conduzida com uma série de definições metodológicas que inserem a chamada incerteza de escolha², ou sensibilidade à escolha, sobre os resultados (Huijbregts, 1998; Rosenbaum *et al.*, 2018). A incerteza e sensibilidade às escolhas estão presentes em todas as fases da ACV, mas são observadas, principalmente, sobre elementos ditos discretos, tais como o procedimento de alocação (Cherubini *et al.*, 2018; Curran, 2007; Wardenaar *et al.*, 2012), fatores de normalização e ponderação (Benini; Sala, 2016; Sousa *et al.*, 2021; Hung; Ma, 2009), ou o método de avaliação de impacto e seus respectivos modelos de caracterização (Alvarenga; Prudêncio da Silva; Soares, 2012; Cherubini *et al.*, 2018; Dreyer *et al.*, 2003).

A maioria dos estudos que abordam a incerteza foca em fases específicas da ACV, como na análise de inventário ou avaliação de impacto (Hung; Ma, 2009), enquanto a incerteza e sensibilidade relacionadas às escolhas metodológicas são menos consideradas. Costumeiramente são abordadas apenas de modo qualitativo (Cherubini *et al.*, 2018). Uma vez que escolhas podem influenciar a tomada de decisão (Guinée *et al.*, 1993b), é fundamental abordar esse fator para quantificar e interpretar os seus efeitos sobre os resultados comunicados (Huijbregts *et al.*, 2003). Para os dados de inventário, isso normalmente se dá a partir de análises probabilísticas como a Simulação de Monte Carlo (Lloyd; Ries, 2007) e Análises de Sensibilidade Local e Global (Igos *et al.*, 2019). Para as escolhas metodológicas, a abordagem mais observada é a Análise de Cenários, onde as iterações metodológicas são testadas e comparadas, a fim de se quantificar a amplitude entre os resultados dos cenários testados

² A “incerteza de escolha” recebe outros nomes na literatura, tais como “incerteza de cenário”, “incerteza de regra de decisão”, ou “incerteza normativa”. Atualmente, a nomenclatura mais comum na Língua Inglesa, é “*scenario uncertainty*”, ou “incerteza de cenário” (Rosenbaum *et al.*, 2018). A presente tese utiliza Análise de Cenários como uma análise de sensibilidade. Portanto, para fins de discernimento na redação em Língua Portuguesa e para evitar dúvidas quanto à terminologia referida, o termo “*incerteza de escolha*” será o utilizado, o qual foi originalmente apresentado por Huijbregts (1998).

(Björklund, 2002). Para a obtenção de resultados ainda melhores, a incerteza e sensibilidade deveriam ser analisadas conjuntamente, pois de maneira isolada podem ocasionar interpretações imprecisas (Cherubini *et al.*, 2018). Ainda assim, muitos estudos de ACV sequer realizam alguma dessas diferentes análises (Guinée; Heijungs, 2017).

Esta tese contribui de maneira inovadora com o aprimoramento metodológico da ACV, tratando de análises de incerteza e sensibilidade sobre cenários que abordam os principais componentes de escolha na modelagem de sistemas de produto. Com a abordagem adotada, visa-se ampliar a confiabilidade da tomada de decisão e aprimorar a prática científica da metodologia de ACV. Isso, por sua vez, poderá refletir em aspectos societários, como nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) voltados às indústrias (ODS 09) e produção sustentável (ODS 12). Adicionalmente, a aplicação da ACV em sistemas reais será facilitada, com a redução do tempo necessário para conduzir um estudo de ciclo de vida completo. Dessa forma, aperfeiçoará a execução de projetos que envolvam a comparação de múltiplos cenários de ciclo de vida.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a sensibilidade de impactos ambientais potenciais advinda de iterações nos parâmetros metodológicos da modelagem de cenários de ciclo de vida.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Identificar e classificar os parâmetros metodológicos que podem influenciar os resultados de uma Avaliação do Ciclo de Vida.
- b) Representar algebricamente a iteração de múltiplos parâmetros metodológicos da Avaliação do Ciclo de Vida.
- c) Determinar a significância estatística da diferença entre os impactos ambientais de cenários metodológicos iterados em relação à modelagem de base.

1.2 ESTRUTURA DA TESE

O tema desta tese está alinhado com os objetivos do Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida (CICLOG), em paralelo à linha de pesquisa “Gestão Ambiental em Organizações”. Ambos estão ancorados no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). As pesquisas realizadas junto ao CICLOG concentram-se no desenvolvimento e aprimoramento da metodologia de ACV e de sua melhor aplicação às condições ambientais brasileiras (CICLOG, 2023).

O documento está estruturado conforme o modelo-padrão de teses acadêmicas. Está organizado nas seções previamente apresentadas, além de revisão bibliográfica, metodologia, resultados, discussão, conclusão. A seção de revisão bibliográfica aborda objetiva e didaticamente os tópicos de Avaliação do Ciclo de Vida, em que todas as fases trazidas pelas normas técnicas de ACV são descritas, problematizadas e exemplos originados da literatura científica posicionam o tópico no meio acadêmico. A bibliografia também contempla informações sobre análise de incertezas, especialmente incertezas decorrentes de escolhas metodológicas. Autores que trabalham com essa temática tiveram seus estudos explorados e posicionados conforme cada escolha metodológica abordada. Finalmente, a análise de sensibilidade na ACV foi desenvolvida em teoria, focando na análise de cenários, que é um dos principais métodos para se trabalhar as escolhas metodológicas na ACV.

Na seção de metodologia, os efeitos das diferentes escolhas metodológicas em uma ACV foram testados a partir de Análise de Cenários, utilizando como escopo de validação sistemas de produto da indústria petroquímica. Cada combinação simultânea de parâmetros metodológicos formou o que foi denominado de "cenário". Cada cenário apresentou um valor próprio de impacto ambiental em cada categoria de impacto, o qual foi comparado com o impacto dos outros cenários modelados. A comparação dos impactos ambientais dos múltiplos cenários se deu por teste estatístico, de modo que se verificou a hipótese de igualdade ou de diferença significativa entre eles.

Na seção de resultados, seguida da discussão, são apresentados os resultados do cenário-base. Esses achados são discriminados em impactos da produção por produto e em impactos por etapa do processo produtivo. Após isso, no tocante à aplicação e validação do modelo de iteração de

parâmetros metodológicos, são apresentados os resultados dos diversos cenários da análise de incerteza e sensibilidade às escolhas metodológicas. Finalmente, são apresentados os resultados da análise estatística realizada sobre os resultados de cada cenário de ciclo de vida que respondem à pergunta de pesquisa em sua totalidade.

A tese é concluída com o posicionamento e discussão dos resultados encontrados perante a literatura científica dedicada a este tópico. Nisso foram fundamentadas as conclusões e recomendações feitas à comunidade científica, empresas e tomadores de decisão, quanto à iteração de múltiplos parâmetros metodológicos através de cenários na Avaliação do Ciclo de Vida.

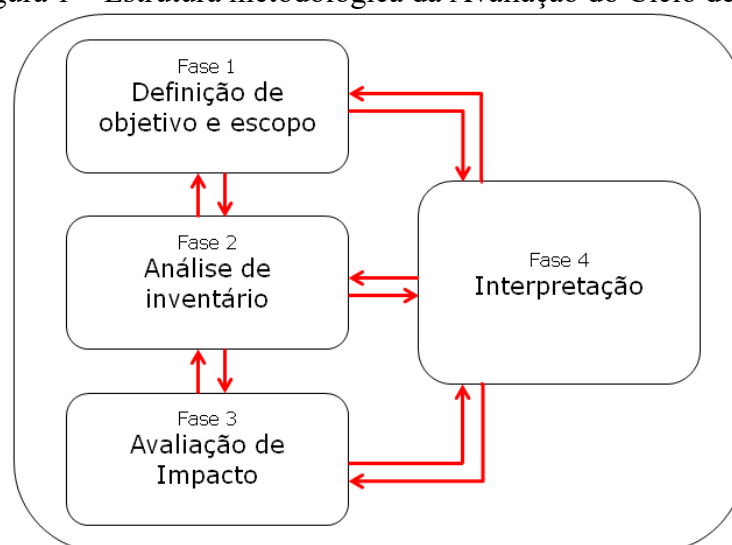
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A seção de revisão bibliográfica aborda os tópicos de Avaliação do Ciclo de Vida e informações sobre análise de incertezas, especialmente incertezas decorrentes de escolhas metodológicas. A revisão se deu a partir da consulta a normas internacionais associadas a ACV. Além disso, termos-chave foram utilizados para busca em repositórios de artigos e trabalhos científicos. As fontes bibliográficas obtidas foram analisadas e submetidas ao método bola-de-neve (*snowball*) para prospecção de outros trabalhos com temas explorados nesta tese.

2.1 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A ACV é uma metodologia científica e analítica que possibilita identificar e quantificar os potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um sistema de produto, desde a extração de matérias-primas e manufatura, até a utilização e etapas de final de vida (Hauschild *et al.*, 2018; Lloyd; Ries, 2007). As partes interessadas em um estudo de ACV podem utilizar os resultados no desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, serviços e processos, no planejamento estratégico e de mercado, na elaboração de políticas públicas, entre outras utilidades (ABNT, 2014a; 2014b; Baumann; Tillman, 2004). A estrutura de um estudo completo de ACV compreende quatro fases iterativas (Figura 1) e possíveis incertezas estão presentes em todas elas (Mendoza Beltran *et al.*, 2018).

Figura 1 – Estrutura metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida



Fonte: adaptada de ABNT (2014a)

O objetivo e escopo são definidos na primeira fase do estudo. Os aspectos ambientais³ de entrada e saída, delimitados pela fronteira do sistema, são, então, quantificados (análise de inventário) e convertidos em impactos ambientais (avaliação de impacto), sempre estando relacionados a uma unidade funcional representativa do sistema. Por fim, pontos críticos, *trade-offs*, a incerteza dos dados e a sensibilidade dos resultados são analisados, interpretados e relatados às partes interessadas (ABNT, 2014b).

2.1.1 Objetivo e escopo

Como descrito no parágrafo anterior, define-se o objetivo e o escopo do estudo ainda na primeira fase da ACV. Segundo as normas brasileiras NBR 14.040⁴ e 14.044⁵, ao se definir o objetivo de uma ACV, deve-se declarar a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, o público-alvo dos resultados e se há a intenção de divulgá-los publicamente em afirmações comparativas (comparação com outro sistema de produto de função equivalente). Já o escopo do estudo deve indicar e incluir o sistema de produto analisado, as funções do sistema, a unidade funcional, a fronteira do sistema, os procedimentos de alocação, as categorias de impacto, a metodologia de avaliação de impacto, entre outras informações relevantes. Tanto o escopo quanto o objetivo podem ser revisados posteriormente, dadas possíveis limitações e restrições não previstas ou pela obtenção de informações adicionais (ABNT, 2014a; 2014b).

2.1.1.1 Sistema de produto

O sistema de produto é o conjunto de processos elementares⁶, contendo fluxos elementares⁷ e fluxos de produto⁸, que desempenham uma ou mais funções definidas. Os processos

³ **Aspecto ambiental:** “elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente” (ABNT, 2014b, p. 2).

⁴ **ABNT NBR ISO 14040:2009:** Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.

⁵ **ABNT NBR ISO 14044:2009:** Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

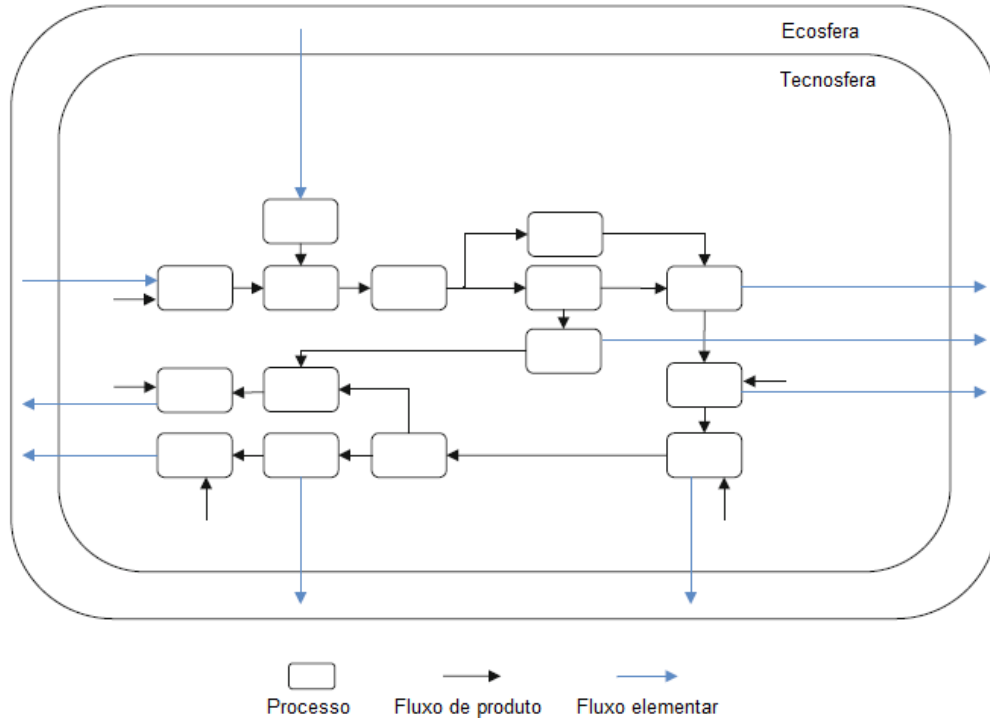
⁶ **Processo elementar:** “menor elemento considerado na análise de inventário do ciclo de vida para o qual dados de entrada e de saída são quantificados” (ABNT, 2014b, p. 5).

⁷ **Fluxo elementar:** “material ou energia retirado do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana” (ABNT, 2014b, p. 3).

⁸ **Fluxo de produto:** “entrada ou saída de produtos provenientes de ou com destino a um outro sistema de produto” (ABNT, 2014b, p. 4).

elementares conectam-se uns aos outros por fluxos intermediários; a outros sistemas de produto por fluxos de produtos; e ao meio ambiente por fluxos elementares (ABNT, 2014a; 2014b). A Figura 2 representa um modelo genérico de um sistema de produto.

Figura 2 – Divisão entre a tecnosfera e a ecosfera em um sistema de produto genérico



Fonte: Bjørn *et al.* (2018)

A ACV possibilita a modelagem de sistemas de produto do “mundo real” conforme dois meios: tecnosfera e ecosfera. A tecnosfera compreende tudo o que é intencionalmente produzido pelo ser humano ou por sua ação, também incluindo processos de origem natural, mas manipulados por ação humana, tais como a fotossíntese na agricultura ou o processamento de minérios. Logo, todos os processos unitários modelados em uma ACV pertencem à tecnosfera (Baumann; Tillman, 2004; Bjørn *et al.*, 2018). A ecosfera, por sua vez, é o que se chama de "meio ambiente" ou "natureza" e compreende, em contrapartida, tudo o que não é intencionalmente produto da ação humana. Na ecosfera, estão as áreas de proteção as quais a ACV está voltada, isto é, ecossistemas, saúde humana e recursos naturais (Bjørn *et al.*, 2018).

2.1.1.2 Unidade funcional

O desempenho da função do produto é quantificado e qualificado por uma unidade funcional (UF). A UF é a base a partir da qual os dados de entrada e saída do inventário são matematicamente normalizados. Logo, é fundamental que a UF seja uma unidade mensurável e que capture inteiramente os aspectos funcionais relevantes do sistema de produto (ABNT, 2014a; 2014b).

A definição da UF considera duas propriedades principais: propriedades obrigatórias e propriedades de posicionamento (Bjørn *et al.*, 2018). As propriedades obrigatórias são características que o produto necessita possuir para ser considerado como tal. Por exemplo, uma lâmpada, obrigatoriamente, necessita iluminar, caso contrário, não seria uma lâmpada. Já as propriedades de posicionamento são características opcionais, utilizadas para tornar o produto mais atrativo em comparação a outros produtos. Uma tinta pode ser capaz de atribuir um aspecto mais fosco a uma superfície, além de (obrigatoriamente) cobri-la após a pintura.

A partir dessas duas propriedades, a UF considera os aspectos quantitativos e qualitativos da função do produto (Bjørn *et al.*, 2018). Os aspectos quantitativos relacionam-se com o quanto que o produto deverá entregar para cumprir determinada função. Já os aspectos qualitativos abrangem a forma como a função será fornecida e, às vezes, não são fáceis de serem representados. Para facilitar formular a UF, costuma-se relacionar esses dois aspectos com questionamentos como “o que”, “o quanto”, “onde”, e “de que forma” a função é fornecida.

Esses aspectos da unidade funcional costumam ser definidos de maneira um tanto arbitrária (Tillman *et al.*, 1994), o que pode ocasionar UF incorretas e não representativas. Alguns dos erros mais comuns (exceto em casos específicos), segundo Bjørn *et al.* (2018), é considerar uma quantidade mássica como uma unidade funcional (ex., “20 kg de embalagem”) ou definir UF muito restritivas, que restrinjam os produtos que possam se enquadrar (ex., “transmitir um filme em televisão com potência de 55W, 64 milhões de cores, sob voltagem de 220V”).

Um último ponto é a representatividade da UF. Por exemplo, suponha uma operação cuja função seja gerar vapor para o movimento de turbinas. A UF dessa operação poderia ser “gerar 10 m³ de vapor, pressurizado a 500 kPa em uma caldeira industrial”. Por outro lado, representar

essa função por “exercer pressão de 500 kPa em uma caldeira industrial, a partir de 10 m³ de vapor” não seria o mais adequado funcionalmente, embora matematicamente correto perante a Lei dos Gases Ideais. Com essa UF alternativa, estar-se-ia, primariamente, analisando uma capacidade de pressurização, não de geração de vapor.

Como se nota, a escolha da UF pode influenciar fortemente o resultado do estudo, pois procedimentos de alocação, delimitação das fronteiras, regras de corte, dentre outros elementos vão estar correlacionados a essa escolha (Guinée *et al.*, 1993a). Por isso, é importante considerar o objetivo do estudo e conhecer a fundo o sistema de produto analisado, de modo a corresponder a função desse sistema com a representação mais adequada da UF.

2.1.1.3 Fronteira do sistema

A fronteira do sistema estabelece os estágios, processos elementares e fluxos a serem efetivamente incluídos no sistema, tais como: aquisição e utilização de matérias-primas; entradas e saídas na cadeia de manufatura e processamento; serviços de distribuição e transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final de resíduos; processos de reuso, reciclagem e recuperação de energia; manufatura, manutenção e desativação de equipamentos; entre outras operações adicionais (ABNT, 2014a; 2014b).

De modo geral, a fronteira de um sistema situa-se entre a tecnosfera e a ecosfera, ou entre o ciclo de vida de um sistema sob estudo e outro/s sistema/s (Finnveden *et al.*, 2009). Ela distingue-se quanto à abrangência da área geográfica e ao horizonte de tempo do inventário e à inclusão da produção e consumo de bens de capital (Tillman *et al.*, 1994). Contudo, independentemente da localização desses limites, deve-se assegurar que o sistema de produto seja modelado tal que as entradas e saídas que cruzem as fronteiras sejam fluxos elementares (Tillman *et al.*, 1994).

A fronteira do sistema definida preliminarmente pode ser refinada após o início do estudo. Para isso, diferentes critérios de corte são utilizados para definir quais entradas serão incluídas na avaliação (ABNT, 2014a; 2014b). Basear a fronteira do sistema em um único critério pode resultar na omissão de entradas relevantes, sujeitando o resultado à influência das decisões

do/da analista. Por isso, são tantos os critérios de corte disponíveis, tais como massa, energia e significância ambiental (Baumann; Tillman, 2004).

2.1.2 Análise de inventário

A fase de análise de inventário do ciclo de vida (ICV) envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para a compilação e quantificação das entradas e saídas relevantes de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2014a; 2014b). Os dados qualitativos e quantitativos incluídos no inventário devem ser coletados para os processos elementares contidos na fronteira do sistema, obedecendo às leis de conservação de massa e energia (Boulay *et al.*, 2018). Esses dados – sejam eles medidos, calculados ou estimados – são validados e correlacionados às entradas (energia, matéria-prima, entradas auxiliares), produtos, coprodutos, resíduos e liberações (para atmosfera, água, solo) do sistema. Por fim, os dados são correlacionados a UF, gerando resultados refinados e completos (ABNT, 2014a; 2014b).

2.1.2.1 Métodos de inventário

Os métodos de ICV caracterizam-se, principalmente, pela maneira a qual os dados são utilizados na quantificação do inventário, no alcance dos dados à montante e jusante do sistema de produto e no tempo e recursos necessários para sua formulação (Islam *et al.*, 2016; Suh; Huppés, 2005). Os principais métodos de inventário são: diagrama de fluxo; matriz de representação; tabelas de insumos e produtos; e métodos híbridos.

O método de diagrama de fluxos é o mais comum entre os praticantes da ACV (Suh; Huppés, 2005). Esse método demonstra como os processos de um sistema de produto são interconectados por meio de fluxos de materiais e energia. Cada processo é representado como a razão entre um número de entradas e saídas, de onde se obtém a quantidade de materiais e energia que atendem a UF pré-determinada (Suh; Huppés, 2005).

O método das matrizes de representação utiliza um sistema de equações lineares para resolver problemas de inventário. Ele é aplicável, principalmente, a sistemas de produto com entradas ou saídas múltiplas, recirculação interna, reciclagem, etc. (Suh; Huppés, 2005).

O método de tabelas de insumos e produtos (*Input-Output*) coleta dados estatísticos de entradas e saídas de fluxos monetários disponíveis para diversos setores econômicos. Essas tabelas descrevem como diferentes setores econômicos se relacionam, produzindo e consumindo produtos intermediários. Isto é, cada setor consome produtos de outros setores para produzir seus próprios produtos (Islam *et al.*, 2016; Suh; Huppel, 2005).

Os métodos híbridos caracterizam-se pela utilização de dados de processos e dados de tabelas de insumos e produtos para a elaboração dos inventários. Isso se dá pelo estabelecimento do sistema de inventário inicial com dados baseados em processos. Em seguida, ocorre a identificação de processos e fluxos faltantes no inventário, seja devido aos critérios de corte ou devido à sua natureza. Por fim, faz-se a complementação desses fluxos ausentes com dados de tabelas de insumos e produtos (Rau, 202-; Suh; Huppel, 2005).

Como a coleta de dados costuma consumir tempo e recursos financeiros (Ugaya; Walter, 2004), definir o método de ICV mais apropriado deve considerar tais fatores. Contudo, diferentes métodos para o ICV costumam gerar resultados também diferentes (Suh; Huppel, 2005). Logo, essa etapa da ACV é fonte de incertezas sobre o resultado final.

2.1.2.2 Alocação

Muitos processos industriais não geram uma saída única ou não são baseados em uma relação linear entre entradas de insumos e saídas de resíduos e emissões. Como exemplos de sistemas com múltiplas saídas, tem-se as refinarias, que produzem gás, gasolina, querosene e nafta (Wang *et al.*, 2004), ou as empresas processadoras de grãos, que produzem farelo para ração animal e óleo vegetal (Alvarenga; Prudêncio da Silva; Soares, 2012). Em função disso, é comum na ACV a prática da alocação. A alocação é um procedimento de repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo elementar entre diferentes sistemas de produto, obedecendo às leis de conservação de massa e energia (ABNT, 2014a; 2014b).

Todavia, sempre que possível, a alocação deve ser evitada (Baumann; Tillman, 2004). Para tal, a primeira sugestão é a divisão dos processos elementares a serem alocados em dois ou mais subprocessos (partição). A segunda recomendação é a ampliação do sistema de produto

(expansão do sistema), de modo a incluir as funções adicionais relacionadas aos coprodutos (ABNT, 2014a; 2014b; Weidema; Schmidt, 2010).

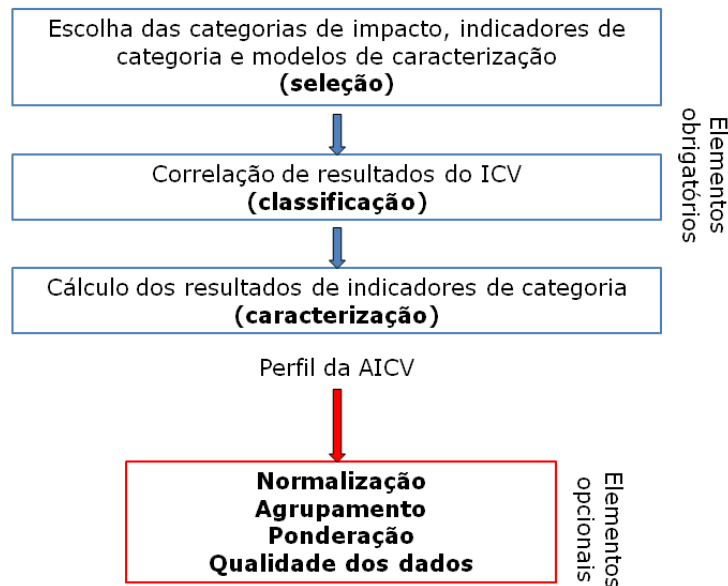
Quando a alocação não puder ser evitada, sugere-se que as entradas e saídas sejam subdivididas entre seus diferentes produtos ou funções, de maneira a refletir as relações físicas entre eles, como por propriedades mássicas (Rebitzer *et al.*, 2004). Quando uma relação física não puder ser estabelecida ou não for a maneira mais eficiente de alocar os aspectos ambientais, outras relações podem ser adotadas, como pelo conteúdo energético contido nos fluxos, o valor econômico, os usos subsequentes do material, entre outros (Alvarenga; Prudêncio da Silva; Soares, 2012; Rebitzer *et al.*, 2004). Há diversas possibilidades para realizar a alocação, conforme o caso e a adequação ao objetivo do estudo, havendo a inserção de incertezas nos resultados posteriores.

2.1.3 Avaliação de impacto

A fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) visa avaliar a magnitude e significância ambiental dos impactos potenciais⁹ de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. O conjunto dos resultados dos indicadores ambientais (resultados da AICV), também chamado de perfil da AICV, ou ainda, perfil ambiental, fornece informações sobre as questões ambientais associadas às entradas e saídas do sistema de produto (ABNT, 2014a; 2014b). A AICV é realizada a partir de elementos obrigatórios (seleção, classificação, caracterização) e opcionais (normalização, agrupamento, ponderação, análise da qualidade dos dados) (Figura 3).

⁹ Os impactos ambientais obtidos pela ACV são *impactos potenciais* porque são calculados em relação a uma unidade funcional e não preveem *impactos reais* sobre o ambiente propriamente dito (ABNT, 2014a).

Figura 3 – Elementos obrigatórios e opcionais da fase de AICV



Fonte: adaptada de ABNT (2014a)

As categorias de impacto (Quadro 1) refletem um conjunto abrangente de questões ambientais relacionadas ao sistema de produto (ABNT, 2014b). A seleção das categorias depende, principalmente, do objetivo do estudo e das fronteiras do sistema (ABNT, 2016). Em seguida, as entradas e saídas resultantes do ICV são correlacionadas qualitativamente (Guinée *et al.*, 2002) a alguma das categorias de impacto selecionadas, conforme sua capacidade de contribuir para os diferentes problemas ambientais (Finnveden *et al.*, 2009). Como exemplo, um fluxo elementar de gás óxido nitroso (número CAS 10024-97-2) é classificado na categoria “mudanças climáticas”, enquanto o composto orgânico 1,4-Diclorobenzeno (número CAS 106-46-7) correlaciona-se à categoria “ecotoxicidade marinha” (Huijbregts *et al.*, 2016). Além disso, uma mesma substância pode ser classificada a mais de uma categoria de impacto (ABNT, 2014b). Por exemplo, o haloalcano HCFC-123 (número CAS 306-83-2) é classificado tanto para “mudanças climáticas”, como para “depleção de ozônio” (Huijbregts *et al.*, 2016).

Quadro 1 – Definições e descrições de categorias de impacto

Categoria de impacto	Resultados do ICV	Modelo de caracterização	Indicador de categoria	Fator de caracterização	Resultado do indicador	Ponto final de categoria
Mudanças climáticas	Emissões antropogênicas de gases de efeito estufa	Define o potencial do aquecimento global dos diferentes gases de efeito estufa. Ex.: IPCC (2013); Joos <i>et al.</i> (2013)	Aumento do forçamento radiativo infravermelho (W/m ²)	Potencial de aquecimento global para um horizonte de tempo de 100 anos (PAG ₁₀₀) para cada emissão de gases de efeito estufa	kg CO ₂ eq.	Anos de vida perdidos; recifes de corais; colheitas; construções
Formação de material particulado	Emissões antropogênicas de substâncias NO _x , NH ₃ , SO ₂ e partículas com diâmetro < 2,5 µm	Descreve a mudança na concentração ambiental de material particulado após a emissão de uma substância precursora. Ex.: van Zelm <i>et al.</i> (2016)	Ingestão de material particulado fino pela população	Potencial de formação de material particulado representado pela da mudança na fração ingerida em uma região devido à emissão de um precursor	kg PM _{2.5} eq.	Danos respiratórios; mortalidade
Ocupação de solo	Ocupação do solo para alguma atividade, como agricultura, estradas, indústria	A perda relativa de espécies em função do tipo de ocupação do solo, seguida pelo tempo para recuperar a riqueza de espécies da área. Ex.: De Baan <i>et al.</i> (2013); Curran <i>et al.</i> (2014)	Ocupação do solo durante um período de tempo	Potencial de ocupação do solo representado pela perda relativa de espécies causada por um tipo específico de uso do solo em relação ao estado natural	m ² .ano	Perda de hábitat; mudança no solo; desaparecimento de espécies
Nutrição	Emissões antropogênicas dos nutrientes N e P	Identifica a equivalência entre N e P para sistemas terrestres e aquáticos. Ex.: Helmes <i>et al.</i> (2012); Azevedo <i>et al.</i> (2013b)	Aumento do depósito em relação a N/P equivalentes de biomassa	Potencial de nutrição (NP) para cada emissão de eutrofização ao ar, à água e ao solo	kg P eq.	Biodiversidade; vegetação natural; floração de algas
Depleção de recursos de energia fóssil	Extração de diferentes recursos fósseis	Define demandas de energia acumulada. Ex.: Vieira <i>et al.</i> (2016)	Índice de energia dos recursos de energia	Valor calorífico inferior por unidade de massa	kg petróleo eq.	Aquecimento; mobilidade
Depleção de recursos minerais	Extração dos recursos, expressos como material útil	Representa modelo estático de escassez. Ex.: Vieira <i>et al.</i> (2017)	Extração de material nas jazidas pelo horizonte do suprimento da base da reserva estimado	A extração atual do material nas jazidas dividida pelo horizonte estimado do suprimento da reserva	kg Cu eq.	Disponibilidade dos recursos
Depleção de água	Quantidade consumida de água da bacia hidrográfica	Representa a quantidade de água extraída, consumida e repostada aos corpos hídricos de uma bacia. Ex.: Pfister <i>et al.</i> (2009);	Aumento na quantidade de água consumida	Potencial de consumo de água; quantidade de água consumida em relação à quantidade extraída	m ³ .H ₂ O eq.	Vulnerabilidade; diversidade de plantas; vazão de rios

Fonte: adaptado de ABNT (2016) e Huijbregts *et al.* (2016)

Quadro 1 – Definições e de descrições de categorias de impacto (continuação)

Categoria de impacto	Resultados do ICV	Modelo de caracterização	Indicador de categoria	Fator de caracterização	Resultado do indicador	Ponto final de categoria
Destruição de ozônio estratosférico	Emissões antropogênicas de gases que destroem o ozônio	Define o potencial da destruição de ozônio para diferentes gases. Ex.: OMM (2011); Hayashi <i>et al.</i> (2006)	Aumento da divisão estratosférica do ozônio	Potencial da depleção de ozônio no estado estacionário para cada quantidade de emissão	kg CFC-11 eq.	Dias com doença; produtividade marinha; colheitas
Ecotoxicidade	Emissões antropogênicas de subst. orgânicas para ar, água e solo	Descreve destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas. Ex.: van Zelm <i>et al.</i> (2009)	Aumento da conce. ambiental sobre a conc. na ausência de efeitos	Potencial da ecotoxicidade para cada emissão de uma substância tóxica ao ar, à água e ao solo	kg 1,4-Diclorobenzeno eq.	Biodiversidade
Toxicidade humana	Emissões antropogênicas das subst. orgânicas para ar, água e solo	Descreve a persistência, acumul. na cadeia alimentar e toxic. de uma subst. química. Ex.: van Zelm <i>et al.</i> (2009)	Aumento no risco de incidência de doenças	Potencial de toxic. humana dado pelo impacto de uma subst. em relação ao impacto de 1,4-DCB emitido pelo ar em amb. urbano	kg 1,4-Diclorobenzeno eq.	Doenças
Acidificação do solo	Emissões antropogênicas de subst. inorgânicas, como sulfatos, nitratos e fosfatos	Descreve a mudança na acidez do solo decorrente da mudança na deposição ácida. Ex.: Roy <i>et al.</i> (2014a)	Incremento de prótons em solos naturais	Potencial de acidificação terrestre representado pela acidez do solo em relação ao estado natural	kg SO ₂ eq.	Perda de espécies vegetais; dano ao ecossistema
Radiação ionizante	Emissões antropogênicas de substâncias com potencial radioativo através do ar e água	Descreve a quant. de radiação (dose coletiva efetiva) que a população recebe. Ex.: Frischknecht <i>et al.</i> (2000); De Schryver <i>et al.</i> (2011)	Aumento na dose absorvida por humanos	Potencial de radiação ionizante representado pela dose coletiva da liberação de dada substância em relação à dose da liberação de 1 kBq Co-60 para o ar	kg Co-60 eq.	Efeitos hereditários; casos fatais e não fatais de câncer
Formação de foto-oxidantes	Emissões antropogênicas de substâncias NO _x e compostos orgânicos voláteis não-metanos	Descreve a mudança na concentração ambiental de ozônio após a emissão de uma substância precursora. Ex.: van Zelm <i>et al.</i> (2016)	Aumento na concentração do ozônio troposférico	Potencial de formação de foto-oxidantes pela concentração de O ₃ numa região após a emissão de um precursor e reações de aerossóis primários e secundários	kg NO _x eq.	Danos respiratórios; mortalidade; desaparecimento de vegetais

Fonte: adaptado de ABNT (2016) e Huijbregts *et al.* (2016)

Uma vez feita a classificação dos resultados de ICV quanto às categorias de impacto, segue-se para a caracterização, que representa a conversão dessas entradas e saídas em unidades comuns (Quadro 1, coluna “Resultado do indicador”), seguida do somatório de todos os resultados convertidos dentro da mesma categoria de impacto (Hauschild *et al.*, 2013). Para tal conversão, fatores de caracterização são utilizados. O fator de caracterização é um valor que torna a emissão de uma substância equivalente a uma unidade de referência da categoria de impacto (ABNT, 2014b). Por exemplo, a emissão de 1 kg de gás metano de origem fóssil (número CAS 74-82-8) equivaleria na categoria de impacto “aquecimento global” tanto quanto a emissão de 30 kg de gás dióxido de carbono (número CAS 124-38-9) (Myhre *et al.*, 2013, p. 731). Os conjuntos de modelos de caracterização individuais, isto é, de cada categoria de impacto, são chamados de métodos de AICV (Hauschild *et al.*, 2013).

Após a caracterização, pode-se adotar os elementos opcionais da AICV: normalização, agrupamento, ponderação e análise da qualidade dos dados (ABNT, 2014b). Embora sejam não obrigatórios, os elementos opcionais podem apresentar ao/à analista uma perspectiva diferente sobre os resultados e são comumente realizados em estudos de ACV.

2.1.3.1 Normalização

A normalização é o cálculo da magnitude relativa dos impactos ambientais em relação a alguma informação de referência. Esse procedimento costuma ser utilizado para verificar inconsistências nos resultados e para comunicar melhor a significância relativa dos impactos (ABNT, 2014b; Benini; Sala, 2016). A normalização é uma etapa que precede outros elementos opcionais da ACV, como agrupamento e ponderação (ABNT, 2016) e há diferentes maneiras de realizá-la.

De maneira geral, ocorre a transformação de um impacto ambiental por meio da divisão deste por um valor de referência, ou fator de normalização. A escala é a mesma para todas as categorias de impacto (Finnveden *et al.*, 2009). Esse valor de referência pode seguir alguma escala geográfica, algum parâmetro financeiro, entre outros (Laurent *et al.*, 2011).

A normalização é comumente classificada como sendo de abordagem interna ou externa (Norris, 2001). A normalização interna consiste na comparação de alternativas a partir da relação entre o resultado de impacto ambiental de uma delas com o valor máximo do conjunto, um valor de base, a soma dos resultados de todas as alternativas, etc. (Sousa *et al.*, 2021). Já a normalização externa consiste na relação entre o resultado de impacto ambiental e alguma referência externa. Por exemplo, numa normalização externa os impactos de um dado produto são relacionados aos impactos totais numa categoria de impacto em uma região inteira (Baumann; Tillman, 2004).

Como se percebe, considerações e escolhas metodológicas são necessárias para gerar os fatores de normalização, o que implica na inserção de incertezas adicionais nos resultados finais (Benini; Sala, 2016). Dependendo da normalização interna escolhida, por exemplo, variações no ordenamento das alternativas são observadas (Sousa *et al.*, 2021). Outro aspecto, desta vez relativo à normalização externa, é que muitos métodos de AICV utilizam dados nacionais ou regionais para representar os fatores de normalização. Fatores de normalização dinamarqueses, por exemplo, não são os mais adequados para o ambiente de algum país com características distintas (Brent, 2004). Dessa limitação, surge a importância em escolher o procedimento de normalização mais adequado, visando reduzir as incertezas sobre os resultados normalizados.

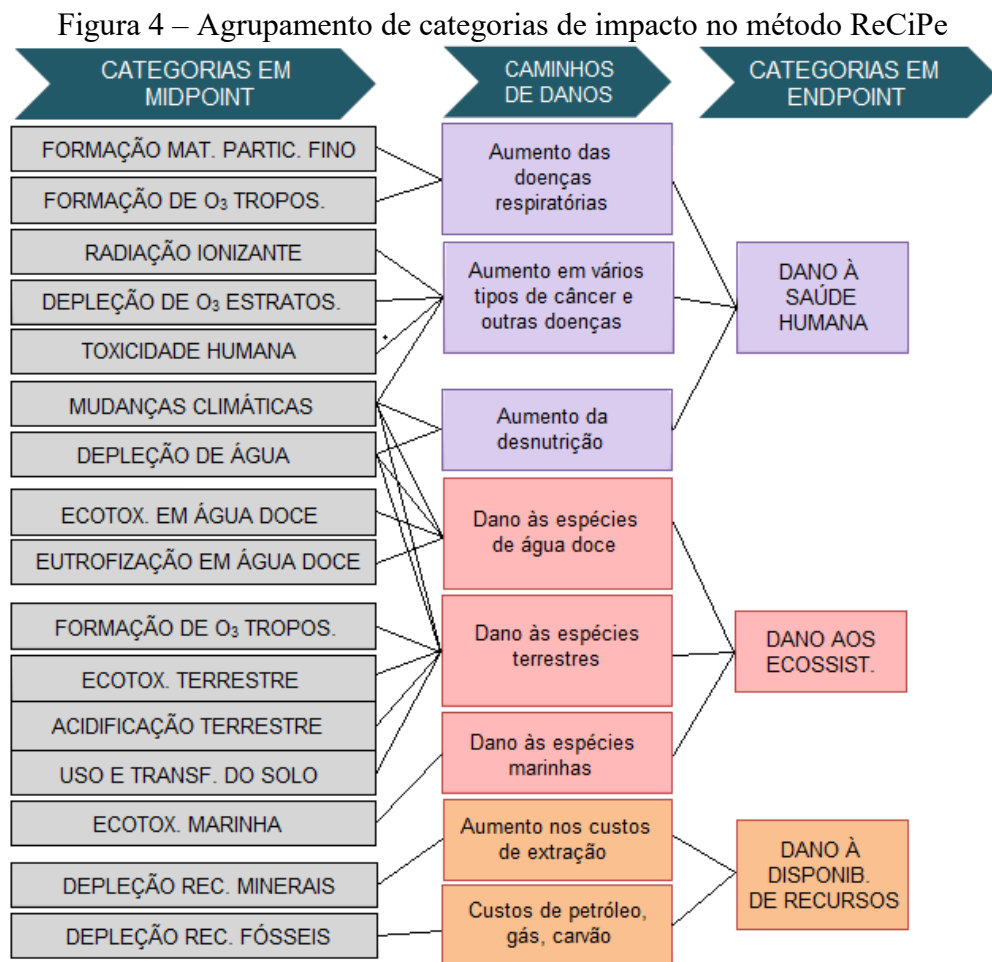
2.1.3.2 Agrupamento

Na ACV, a etapa de agrupamento corresponde à classificação e possível hierarquização das categorias de impacto (ABNT, 2014b). Esse procedimento é realizado após a normalização dos resultados dos indicadores e pode ser realizado de duas maneiras: classificação (que é descritiva) e ordenação (que é normativa).

A classificação dos valores dos indicadores é feita de acordo com a escala espacial da categoria de impacto (global, regional e local); quanto à área de proteção (saúde humana, ecossistemas e recursos naturais); ou de acordo com o quanto o modelo da categoria de impacto é baseado em elementos científicos e escolha de valores.

Já o tipo de agrupamento por ordenação baseia-se em critérios como o grau de reversibilidade dos impactos; o grau de certeza de ocorrência; ou pela prioridade política (hierarquia) dada a determinado tipo de impacto (ABNT, 2016). Ambos os tipos de agrupamento podem melhorar a interpretação dos resultados de impacto ambiental (ABNT, 2016).

A Figura 4 representa como as categorias de impacto são agrupadas no método de caracterização “ReCiPe” (Huijbregts *et al.*, 2017), iniciando pelas categorias de impacto em ponto médio¹⁰ (*midpoint*) até o ponto final da cadeia de causa e efeito¹¹ (*endpoint*).



Fonte: adaptada de Huijbregts *et al.* (2017)

¹⁰ **Ponto médio (*midpoint*):** nível de categorias cujos impactos localizam-se ao longo da cadeia de causa e efeito. Apresentam menor incerteza do que indicadores *endpoint*, mas são mais difíceis de interpretar quanto aos efeitos ambientais (Dreyer *et al.*, 2003; Goedkoop *et al.*, 2009). Exemplos: toxicidade humana, acidificação do solo.

¹¹ **Ponto final (*endpoint*):** nível de categorias que refletem o dano às três áreas de proteção consideradas na ACV: saúde humana, qualidade dos ecossistemas, escassez de recursos. Apresenta maior incerteza do que indicadores *midpoint*, mas são de mais fácil interpretação quanto à relevância ambiental dos fluxos (Bare *et al.*, 2000).

O agrupamento das categorias *midpoint* em indicadores *endpoint* é comumente justificado pela melhoria na interpretação dos resultados (Weidema, 2009). Em contrapartida, a subjetividade inserida na agregação dos indicadores *midpoint* é apontada por alguns pesquisadores como mais importante do que a própria compreensão mais simplificada dos resultados a partir das categorias *endpoint* (Bare *et al.*, 2000).

2.1.3.3 Ponderação

A ponderação é a atribuição de importância a um determinado critério, determinando o seu peso relativo perante outro/s critério/s, tais como as categorias de impacto (Bare *et al.*, 2000). A ponderação também mostra utilidade quando se observa uma situação de ganha-perde nos resultados, isto é, o resultado em uma categoria de impacto aponta benefício, enquanto noutra indica o contrário (Finnveden *et al.*, 2009).

Embora contribua no apoio à tomada de decisões, não há embasamento científico na redução dos resultados de ACV a um número parcial ou valor total (índice de desempenho ambiental), dado que para tal redução, escolhas de valor são necessárias (Guinée *et al.*, 2002; Soares; Toffoletto; Deschênes, 2006). Todavia, não há consenso social nem mesmo sobre os valores mais fundamentais. Então, não há razões para esperar consenso total sobre os fatores de ponderação ou mesmo sobre a escolha de usar um ou outro método para ponderar (Finnveden, 2000). As incertezas associadas a este elemento opcional da ACV emanam dessa subjetividade.

Dentre os tipos de ponderação, os mais comuns são a ponderação do painel social, utilizando o julgamento de especialistas ou partes interessadas; a ponderação monetária, baseada na intenção de pagar ou em abordagens de preferências reveladas; e a ponderação da distância à meta, usando normas políticas (ABNT, 2016). Diversas metodologias foram desenvolvidas para aplicar a ponderação. Soares, Toffoletto e Deschênes (2006), por exemplo, desenvolveram um método para identificar pesos de categorias de impacto usando uma abordagem de painel e uma multicritério (MCDA) para uso na etapa de ponderação da AICV.

2.1.3.4 Análise da qualidade dos dados

A descrição da qualidade dos dados é importante para se entender a confiabilidade dos resultados de um estudo de ACV e para interpretá-los adequadamente. Essa análise sobre a qualidade dos dados é feita considerando a capacidade desses números satisfazerem os requisitos de qualidade pré-estabelecidos (ABNT, 2016). Algumas das formas de análise da qualidade de dados mais comuns são a análise de incerteza e a análise de sensibilidade. Ambas são apenas introduzidas nesta subseção, mas são detalhadamente abordadas em seções adiante.

A análise de incerteza é um procedimento sistemático para quantificar como as incertezas (desvios não intencionais) nos dados, modelos e escolhas se propagam nos resultados do estudo de ACV e afetam a confiabilidade dos resultados da AICV (Heijungs, 1996; Björklund, 2002). Essa análise pode ser realizada pela estimação da incerteza de cada componente da ACV, expressando-a de diferentes maneiras, como por distribuições probabilísticas e cenários, os quais propagam-nas até o resultado final do modelo (Björklund, 2002).

A análise de sensibilidade captura a mudança nos resultados de impacto ambiental devido a mudanças induzidas em diferentes parâmetros (Cucurachi *et al.*, 2016; Kennedy *et al.*, 1996). Costuma-se analisar de maneira sistemática a sensibilidade de resultados de AICV, fatores de caracterização, normalização e ponderação, entre outros (ABNT, 2016; Björklund, 2002).

2.1.4 Interpretação

A interpretação do ciclo de vida é a fase final da ACV. Nesta fase, os resultados da AICV são discutidos como base para conclusões, recomendações e tomada de decisão, sempre conforme o objetivo e escopo definidos (ABNT, 2014a). A interpretação inclui alguns elementos: a identificação de questões significativas, tais como dados de inventário e categorias de impacto; a análise do estudo; verificações de completeza (disponibilidade de todos os dados e informações relevantes), sensibilidade (confiabilidade dos resultados e conclusões) e consistência (se pressupostos, métodos e dados são consistentes); além das conclusões, limitações e recomendações (ABNT, 2014b).

2.2 INCERTEZA NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

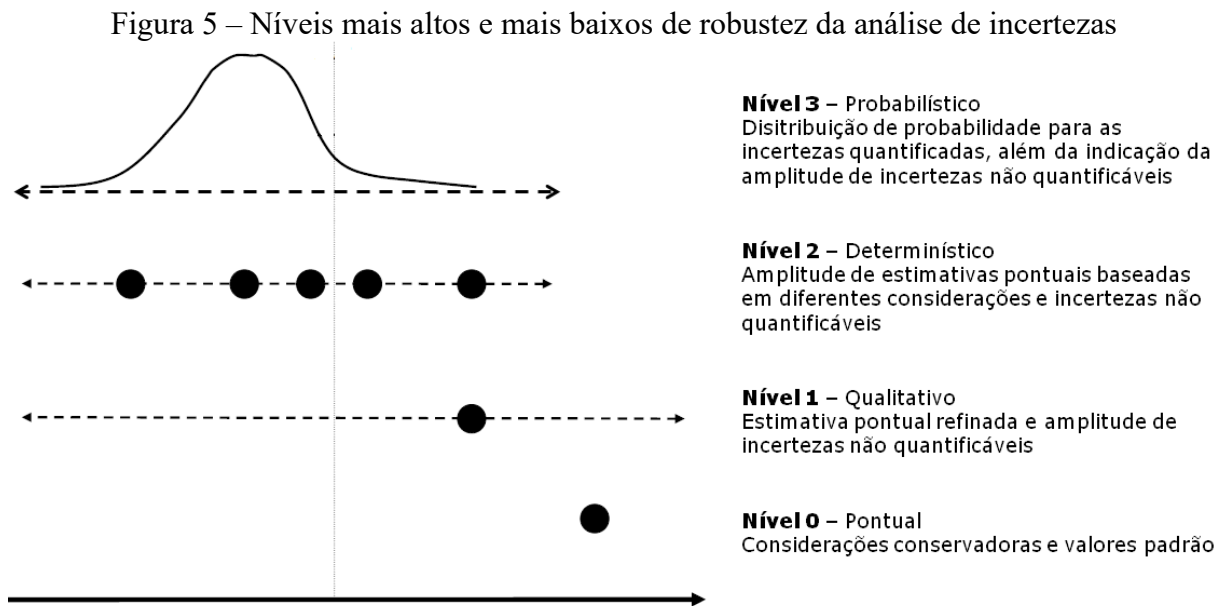
A incerteza descreve o quão distante se está da realidade, ou de um ponto de referência que é assumido como verdadeiro (Rosenbaum *et al.*, 2018). A incerteza pode se originar de medições imprecisas, falta de dados, suposições dos modelos, do próprio procedimento de análise, etc., todos os quais são utilizados para converter sistemas reais em virtuais (Huijbregts, 1998).

É comum a incerteza ser confundida com variabilidade, a qual é inerente à diferença entre os objetos do mundo natural (Huijbregts, 1998). Rosenbaum *et al.* (2018) usam a altura das pessoas como exemplo para diferenciar a variabilidade de incerteza. Há, naturalmente, pessoas com diferentes alturas (variabilidade). No entanto, uma mesma pessoa mensurada por instrumentos diferentes pode apresentar alturas também diferentes (incerteza). Em linhas gerais, embora a variabilidade não possa ser reduzida por mensurações ou pesquisas adicionais ela pode ser mais bem caracterizada (Götze *et al.*, 2019). A incerteza, por sua vez, pode tanto ser quantificada quanto reduzida (Rosenbaum *et al.*, 2018), mas nunca eliminada (Finnveden, 2000). Um limite tolerável de incertezas sobre os dados de um estudo pode até ser previamente estabelecido (Rebitzer *et al.*, 2004), ainda assim, sempre haverá algum grau de incerteza (Rosenbaum *et al.*, 2018).

A confiabilidade dos resultados e a comparabilidade de sistemas alternativos podem ser comprometidas se houver um grau muito elevado de incerteza (Canter *et al.*, 2002). Se uma ACV for realizada com dados incertos e o cálculo da incerteza for ignorado, uma decisão baseada nesse resultado poderá ser tomada numa direção completamente equivocada (Ciroth *et al.*, 2004). Poucos detalhes são dados sobre os procedimentos e orientações para a análise de incertezas nas normas ISO 14.040 e 14.044 (Guinée; Heijungs, 2017). Ainda assim, manejar apropriadamente a incerteza possibilita resultados mais robustos para uma tomada de decisão baseada em evidências científicas (Rosenbaum *et al.*, 2018). A Figura 5 demonstra os diferentes níveis de robustez para a análise de incerteza sobre os resultados da ACV.

Utilizar somente estimativas pontuais ou de abordagens determinísticas para esboçar recomendações e conclusões a partir da AICV, sem mencionar quaisquer incertezas associadas a elas, impõe um alto risco de interpretações equivocadas por parte do/da analista (Rosenbaum

et al., 2018). Algumas das origens mais prevalentes da incerteza na ACV são mensurações imprecisas, lacunas e falta de representatividade dos dados de inventário, escolhas metodológicas feitas pelo/pela analista e as relações matemáticas dos modelos (Mendoza Beltran *et al.*, 2018).



Fonte: adaptada de EFSA (2006) apud Rosenbaum *et al.* (2018)

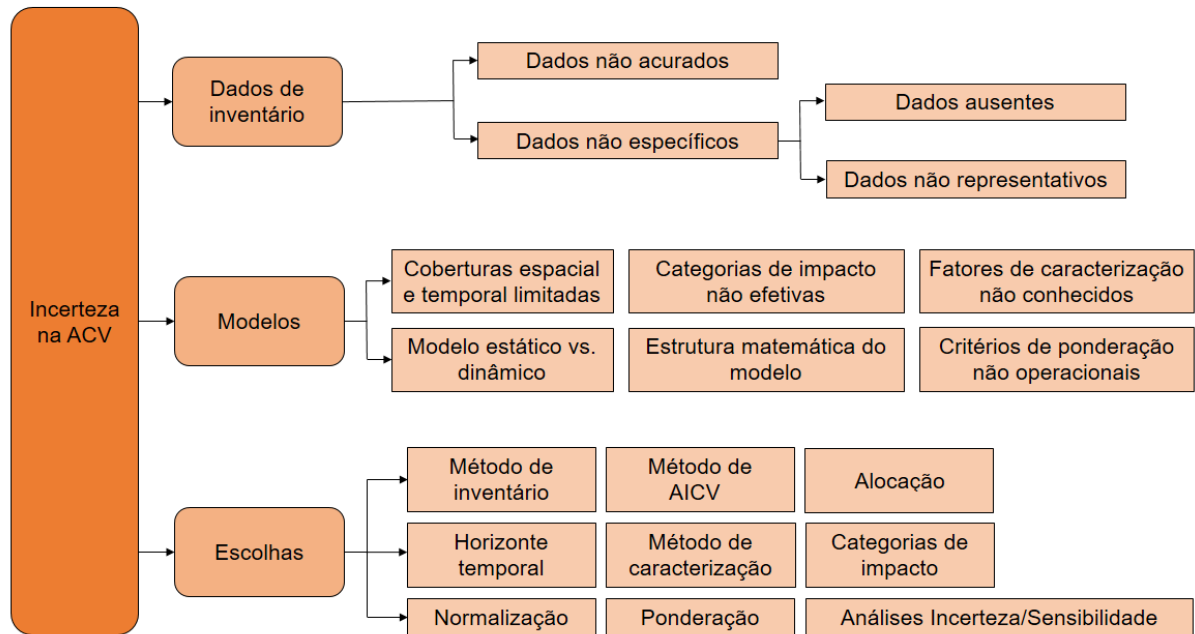
Nota: os círculos representam estimativas pontuais. As linhas tracejadas representam a indicação de amplitude da estimativa. Quanto mais alto o nível, mais robusta a análise de incerteza.

As incertezas na avaliação do impacto do ciclo de vida (terceira fase da ACV) tendem a ser maiores do que na fase de análise de inventário (segunda fase da ACV) devido à complexa e incerta natureza dos processos ambientais tratados na AICV. Além disso, mais considerações e julgamentos de valor, ambos subjetivos, podem ser necessários para avaliar os impactos ambientais na ACV (Lloyd; Ries, 2007). Não obstante, diferentes estudos sobre o mesmo tipo de produto e dentro dos mesmos contextos geográficos, temporais e tecnológicos podem produzir resultados muito diferentes, devido, eventualmente, à determinação dos diversos elementos de modelagem (Heijungs *et al.*, 2019).

Na comunidade científica que estuda a ACV, a incerteza tem sido extensivamente observada e explorada sobre dados de inventário (entradas de processos, emissões ambientais, etc.); escolhas metodológicas e cenários (fatores de ponderação, procedimentos de alocação, etc.); e sobre a estrutura e matemática dos modelos (fatores de caracterização e emissão, etc.)

(Funtowicz; Ravetz, 1990; Huijbregts, 1998; Lloyd; Ries, 2007; Mendoza Beltran *et al.*, 2018; Rosenbaum *et al.*, 2018). Esses componentes da incerteza e sensibilidade na ACV são ilustrados na Figura 6.

Figura 6 – Tipos de incerteza e sensibilidade incidentes sobre os componentes da ACV



Fonte: autoria própria, 2022

Alguns autores consideram um quarto componente de incerteza associado à tomada de decisão em si, onde se analisa se os indicadores utilizados são os mais representativos e relevantes. Esse componente é tratado como incerteza de relevância (Funtowicz; Ravetz, 1990; Rosenbaum *et al.*, 2018). Quanto mais representativo for um indicador para um problema ambiental, menor a incerteza em sua interpretação (Rosenbaum *et al.*, 2018). A incerteza de relevância, contudo, é considerada de maneira transversal no presente trabalho.

2.2.1 Incerteza dos dados de inventário

Um estudo de ACV requer uma grande quantidade de dados de entrada relativos ao sistema de produto em análise (Steen, 1997; van Zelm; Huijbregts, 2013). Contudo, não é possível excluir completamente as incertezas inseridas nos valores mensurados desses processos, dado que todo instrumento, por maior que seja sua precisão, apresentará algum erro sobre o valor observado

(Rosenbaum *et al.*, 2018). Logicamente, essa imprecisão que ocorre com os dados quantitativos utilizados nos ICV propagar-se-á sobre os resultados da AICV (Ciroth *et al.*, 2004). À consequência dessa imprecisão observada sobre os dados, dá-se o nome de incerteza dos dados de inventário (Huijbregts, 1998).

A incerteza dos dados de inventário compreende a incerteza relacionada às características tecnológicas, entradas de processos e descargas ambientais de um sistema (Rosenbaum *et al.*, 2018; Wei *et al.*, 2016). Esse tipo de incerteza ocorre quando os dados de inventário utilizados podem possuir, verdadeiramente, mais de um valor para representá-los (Götze *et al.*, 2019). Também é observada devido à falta de conhecimento do/da analista sobre o real valor de um determinado dado de entrada, como suas propriedades físico-químicas ou a forma e quantidade de emissões (Hauck *et al.*, 2008).

Normalmente, os dados de entrada são valores médios e amostrais que representam uma população ou, às vezes, são valores únicos (Steen, 1997). Um olhar mais detalhado sobre a incerteza dos dados de inventário permite distingui-la quanto à incerteza originada na inacurácia dos dados (mensurações imprecisas) e incerteza quanto à lacuna de dados específicos (ausência de dados ou dados não representativos) (Huijbregts, 1998; Huijbregts *et al.*, 2001). Nesses casos, a solução passa pela utilização de instrumentos de medição mais precisos e por um maior número de observações.

A incerteza quanto à inacurácia dos dados remete à imprecisão empírica das mensurações utilizadas para calcular os valores dos dados de inventário (Huijbregts, 1998; Wei *et al.*, 2016). Essas mensurações podem ser suscetíveis a erros ou desvios aleatórios, resultantes de limitações nas técnicas observacionais e da imprecisão dos instrumentos de medição utilizados para a coleta dos dados (Björklund, 2002; van Zelm; Huijbregts, 2013).

Quanto à lacuna de dados específicos a um determinado sistema de produto, é comum que dados de inventário relativos aos processos significativos para a modelagem sejam coletados, tratados e disponibilizados ao/à analista (Björklund, 2002). No entanto, esses mesmos dados podem estar ausentes ou sequer terem sido coletados. Nesses casos, costuma-se estimá-los a

partir de processos similares, ou substituí-los por suas substâncias principais, considerando propriedades físico-químicas e respeitando regras de estequiometria (Huijbregts *et al.*, 2001).

Já os dados não representativos, tipicamente, são dados de inventário de processos similares, mas de escala geográfica ou abrangência tecnológica e temporal distintas. Também são relacionados a uma amostragem de dados com tamanho limitado (van Zelm; Huijbregts, 2013). Dados não representativos são detectados, principalmente, na fase de ICV (Björklund, 2002). Para reduzir essa fonte de incerteza, recomenda-se a coleta de dados de processos específicos considerados importantes perante os critérios de corte (Rebitzer *et al.*, 2004).

Para determinar a incerteza sobre os dados de inventário, diversas abordagens podem ser utilizadas, como análise de variância (dispersão dos dados), intervalos (limite superior e inferior), distribuições de possibilidades (conjunto de possíveis valores) e distribuições de probabilidades (probabilidade de ocorrência de uma variável aleatória), analisadas por técnicas de amostragem como a Simulação de Monte Carlo (SMC) (Igos *et al.*, 2019).

Como se nota, há diversas maneiras de analisar a incerteza dos dados de inventário; e uma utilizada com grande frequência na ACV é a probabilística. Dentre alguns dos trabalhos com esse viés, Sonnemann *et al.* (2003) avaliaram as incertezas dos parâmetros mais relevantes do ICV da eletricidade produzida em um incinerador. Maurice *et al.* (2000) realizaram análise semelhante sobre o ICV da produção de eletricidade em uma termoelétrica a carvão. No setor industrial, Gregory *et al.* (2013) avaliaram a incerteza dos dados de inventário ao comparar diferentes secadores de mãos. Já Alyaseri e Zhou (2019) analisaram a incerteza dos dados de inventário de sistemas de tratamento de efluentes. No setor primário, Rööös *et al.* (2011) analisaram a incerteza dos dados de inventário sobre a pegada de carbono de derivados de trigo, enquanto Bojacá e Schrevens (2010) avaliaram essa incerteza na produção de tubérculos, considerando a correlação entre os dados.

Estudos que abordam a incerteza dos dados de inventário são os mais frequentes na literatura de ACV (Lloyd; Ries, 2007). Em comum aos trabalhos citados no parágrafo anterior, todos abordaram a incerteza de maneira probabilística. Isso ressalta a relevância da SMC na quantificação da incerteza dos dados de inventário. Ressalva-se que, quando o/a analista optar

por uma abordagem probabilística, a incerteza dos dados de inventário somente poderá ser analisada se ela puder ser descrita por funções estatísticas. Noutros casos, outras abordagens são requeridas, como a Análise de Cenários (Björklund, 2002).

2.2.2 Incerteza de modelo

Incertezas de modelagem surgem da compreensão incompleta do/da analista sobre os fenômenos modelados, bem como das aproximações numéricas utilizadas na representação matemática desses processos (Funtowicz; Ravetz, 1990). Por consequência disso, as previsões de modelos costumam apresentar diferentes graus de incerteza. Essa incerteza é especialmente observável em modelos ambientais, devido às complexidades dos mecanismos naturais e interações entre os processos ambientais (Ragas *et al.*, 1999). Na estrutura matemática da ACV, por trás da interface dos programas de computador, alguns aspectos acabam não sendo modelados, seja pela dificuldade em obter determinados parâmetros ou pela necessidade de evitar a construção de modelos muito complexos, de difícil compreensão. Aos efeitos desses aspectos na modelagem da ACV dá-se o nome de incerteza de modelo (Huijbregts, 1998).

A incerteza de modelo surge da utilização de dados aproximados (como ao utilizar a velocidade do vento de algum aeroporto próximo como um *proxy* para a velocidade do vento no local do estudo), da agregação de vários aspectos em um único indicador, exclusão de variáveis e da incorporação de elementos passíveis de diferentes interpretações (Götze *et al.*, 2019).

Como se percebe, são diversas as limitações apontadas nos modelos que atualmente são utilizados para traçar o perfil ambiental dos sistemas de produto, com base na metodologia de ACV. Tome-se como exemplo a representatividade das unidades das categorias de impacto (Curran *et al.*, 2011). Um dos casos mais lembrados é o da categoria em *endpoint* “saúde humana”, representada pela unidade “DALY”. Em inglês, DALY significa “*Disability-Adjusted Life Years*”. Na prática, a unidade DALY representa a quantificação, em anos, do tempo de vida perdido ou incapacitado de um indivíduo devido à interação dele com agentes ambientais prejudiciais, doenças e acidentes (Hofstetter; Hammitt, 2002; Huijbregts *et al.*, 2016). Embora matematicamente convincente, DALY é uma unidade de compreensão nada

trivial, especialmente na comunicação dos resultados de um estudo de ACV às partes interessadas (Bare *et al.*, 2000).

Em outros casos, determinadas características espaciais também são perdidas pela agregação das emissões ambientais na fase de análise de inventário e a consequente omissão nos modelos de caracterização (Huijbregts, 1998; Wei *et al.*, 2016). A escala dos impactos ambientais (local, regional, global) e a cobertura geográfica dos modelos (falta de regionalização) também acrescentam incerteza ao resultado de um estudo sobre algum sistema específico, não abrangido pelo alcance espacial dos modelos (Curran *et al.*, 2011).

Outro aspecto importante é a consideração do tempo nos modelos de impacto ambiental. Na ACV, costuma-se assumir como linear o comportamento dos processos ecológicos, quando na realidade, eles interagem de maneira dinâmica, conforme as liberações de um sistema de produto (Huijbregts, 1998; van Zelm; Huijbregts, 2013). Por exemplo, alguns impactos estão sujeitos a variações sazonais, como a eutrofização aquática, que é mais alta no verão do que no inverno (Udo de Haes *et al.*, 2002 *apud* Collet *et al.*, 2014). Esses modelos genéricos que assumem a condição de estado estacionário e utilizam valores médios podem superestimar ou subestimar as concentrações ambientais em local e momento específicos (Hauck *et al.*, 2008).

A incerteza dos dados de inventário e a incerteza de modelo apresentam uma correlação negativa na AICV. Modelos matematicamente simples e com um número baixo de dados de entrada, geralmente, têm incerteza dos dados de inventário menor, mas incerteza de modelo mais alta. Para modelos com estrutura mais complexa e com um grande número de parâmetros, a situação se inverte. Isso significa que há um ponto de complexidade ideal (*balanced accuracy*) alcançável nos modelos de ACV (van Zelm; Huijbregts, 2013).

Por fim, incertezas podem ocorrer sobre a estrutura, formulação e racionalização das equações matemáticas usadas para elaborar um modelo (Morgan *et al.*, 1985). Ainda, a derivação e ponderação dos fatores de caracterização são aspectos que acarretam em incertezas de modelo adicionais (Huijbregts, 1998; Wei *et al.*, 2016). Dadas essas fontes de incerteza, há de se compatibilizar a busca pela incerteza mínima em um modelo, ao tempo em que um sistema seja modelado da maneira mais completa e realista possível (van Zelm; Huijbregts, 2013).

2.2.3 Incerteza e sensibilidade às escolhas

Uma ACV pode ser conduzida por diferentes caminhos até a fase final de interpretação do ciclo de vida. Essas possíveis escolhas metodológicas passam desde a unidade funcional, para a qual os dados do inventário serão correlacionados, até os elementos considerados nas análises de incerteza e sensibilidade. A partir daí, a natureza iterativa da ACV poderia, por exemplo, direcionar à redefinição de critérios de corte (ex., ignorar todos os ingredientes do produto abaixo de 1% do total), fronteiras do sistema (ex., inclusão ou exclusão de etapas *upstream* e *downstream*), etc. (De Smet; Stalmans, 1996).

Pragmaticamente, todas as fases de uma ACV requererão que o/a analista faça escolhas (Huijbregts, 1998), sejam baseadas no conhecimento individual, nas preferências, ou na suscetibilidade aos riscos (Götze *et al.*, 2019). Apesar dessa flexibilidade, o praticante de ACV deve ter como norte que todas as escolhas metodológicas sejam feitas em relação ao objetivo e escopo do estudo (Tillman, 2000), pois elas, certamente, afetarão o resultado final. Como não se pode afirmar que uma única escolha metodológica é a correta, imprecisões existem na modelagem e são chamadas de incerteza e sensibilidade às escolhas (Björklund, 2002; Huijbregts, 1998). Essa ocorrência é descrita no Quadro 2.

Quadro 2 – Descrição da incerteza e sensibilidade às escolhas em componentes da ACV

Elemento	Ocorrência da incerteza ou sensibilidade	Literatura
Método de inventário	Incerteza quanto ao grau de especificidade dos dados de cada processo elementar. Métodos baseados em processos individuais costumam apresentar menor incerteza do que métodos baseados em processos agregados.	Suh; Huppés (2005)
Procedimento de alocação	Incerteza sobre a alocação em sistemas de produto com processos de entrada e produção múltiplas, processos de resíduos múltiplos e reciclagem em ciclo aberto, etc.	Huijbregts (1998)
Método de caracterização	Diferentes métodos de caracterização podem ser utilizados para a mesma categoria de impacto, ocasionando incerteza sobre a escolha de um método em detrimento de outro.	Huijbregts (1998)
Categoria de impacto	Incerteza se um determinado grupo de categorias representa suficientemente o perfil ambiental de um produto. Também pode haver incerteza na preferência por indicadores <i>endpoint</i> (ex., incidência de malária) em vez dos <i>midpoint</i> (ex., aquecimento global).	Bare <i>et al.</i> (2000) Pennington <i>et al.</i> (2004)
Método de avaliação de impacto	Diversos métodos de AICV estão disponíveis. Embora os resultados possam ser iguais em sentido, a incerteza reside na diferença de magnitude, às vezes de várias ordens, especialmente nas categorias de toxicidade.	Dreyer <i>et al.</i> (2003) Finnveden <i>et al.</i> (2009)
Horizonte de tempo	Incerteza sobre a sensibilidade dos impactos ambientais a um horizonte temporal finito ou infinito e sobre a compatibilidade desse período com o tempo de vida de um produto.	Levasseur <i>et al.</i> (2010) Rosenbaum <i>et al.</i> (2018)
Procedimento de normalização	Incerteza quanto a escala dos valores de referência ou sobre a utilização de cálculos de normalização interna e externa.	Sousa <i>et al.</i> (2021) Benini; Sala (2016)
Fator de ponderação	Embora existam muitos métodos de ponderação, não há consenso sobre qual seja o ideal. Um conjunto de fatores de ponderação pode se basear em metas de redução, limites ambientais, custos de danos, em análise multicritério, etc.	Huijbregts (1998) Soares <i>et al.</i> (2006)
Análise de incerteza e sensibilidade	Incerteza sobre a metodologia utilizada para analisar as incertezas e a sensibilidade.	Slob (1994) Björklund (2002)

Fonte: autoria própria, 2022

O estudo da ocorrência de incerteza de escolha e sensibilidade às escolhas é o componente central desta tese. As escolhas levam à incerteza ou provocam sensibilidade porque elas podem gerar um resultado de ACV distinto. Os estudos citados no Quadro 2 demonstram alguns dos possíveis efeitos da seleção de determinados métodos e procedimentos associados a cada elemento de escolha na ACV, isto é, das escolhas ou definições metodológicas. Na subseção 2.3 a seguir é apresentada a análise de outros estudos que relacionaram simultaneamente diversos elementos de escolha metodológica, avaliando a sensibilidade dos resultados através de cenários.

2.3 SENSIBILIDADE NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A sensibilidade também descreve a extensão cuja variação de um modelo, dado de inventário ou escolha metodológica leva à modificação do resultado (Kennedy *et al.*, 1996). Um resultado é sensível a um parâmetro se uma pequena alteração nele resultar em uma grande modificação no resultado, enquanto não é sensível se a alteração gerar efeitos negligenciáveis (Rosenbaum *et al.*, 2018).

Variáveis de entrada na ACV são, por exemplo, os valores dos dados de inventário (variáveis de entrada contínuas), enquanto regra de alocação e escolha do modelo de caracterização são exemplos de parâmetros metodológicos discretos. Já as variáveis de saída dependentes são os valores resultantes da análise (variáveis de saída contínuas) (Björklund, 2002). Então, a análise de sensibilidade permite estimar os efeitos de dados e escolhas selecionados sobre os resultados de um estudo.

Raynolds *et al.* (1998) apontam três motivos que revelam a importância de analisar a sensibilidade: destacar *datasets* que afetam mais os resultados da ACV; testar os efeitos das considerações feitas, por exemplo, o tipo de alocação escolhido; e reconhecer a significância relativa das mudanças potenciais na eficiência de um sistema. Benini e Sala (2016) acrescentam a esse rol a redução da incerteza na comunicação aos tomadores de decisão e o aumento do entendimento sobre a relação entre as variáveis de entrada e saída do sistema. Os resultados da sensibilidade podem ser utilizados para priorizar esforços futuros visando ampliar a confiabilidade de modelos e dados de inventário através do refinamento dos elementos mais críticos (Igos *et al.*, 2019).

Embora semelhantes sob alguns aspectos, análise de sensibilidade e análise de incerteza são procedimentos conceitualmente distintos. O primeiro aponta para aqueles parâmetros que tenham maior influência sobre o resultado, enquanto a análise de incerteza oferece informações sobre como o resultado torna-se impreciso devido à dispersão dos dados de entrada e de outras fontes de incerteza (propagação da incerteza) (Rosenbaum *et al.*, 2018). A sensibilidade pode ser analisada de diversas maneiras. No contexto da ACV, as abordagens mais comuns são a Análise de Sensibilidade Local (ASL) e a Análise de Cenários. Existem outras abordagens para

tratar a sensibilidade, como a análise racional, fatorial multivariada, sensibilidade global, etc. (Pannier *et al.*, 2018), que não são abordadas neste trabalho.

A ASL costuma ser executada variando-se um parâmetro de entrada (um fator) de cada vez, enquanto os demais parâmetros são mantidos constantes (Rosenbaum *et al.*, 2018). A ASL também é associada à análise de perturbação. Na análise de perturbação, a medida da sensibilidade de um dado de inventário é a razão entre as variações dos resultados do modelo e a variação do dado estudado (Rosenbaum *et al.*, 2018). Por exemplo, pode-se investigar um sistema para o qual uma pequena mudança de processo levará a uma grande alteração nas emissões de dióxido de carbono (Heijungs *et al.*, 2005).

Contudo, quando os elementos para as quais se quer conhecer a sensibilidade do modelo são parâmetros metodológicos discretos (não contínuos), como exemplo, o procedimento de alocação, o método de caracterização, etc., a abordagem recomendada – e trazida nesta tese – é a Análise de Cenários (Björklund, 2002; Igos *et al.*, 2019).

O termo “cenário” remete a uma configuração predefinida de condições e parâmetros metodológicos relevantes ou referentes à descrição de um sistema. Dentre as diferentes metodologias para formação de cenários, esta tese traz a formulação de cenários de hipóteses (*what-if scenarios*). O cenário de hipóteses é formulado para a comparação de alternativas em uma situação em que o pesquisador está familiarizado com o problema e as hipóteses são bem definidas. Os resultados de um estudo baseado em cenários de hipóteses costumam comparar quantitativamente as opções analisadas (Pesonen *et al.*, 2000).

Nesse sentido, a Análise de Cenários (AnC) é utilizada para testar escolhas metodológicas na ACV. A amplitude da diferença dos resultados em relação ao cenário-base demonstra a sensibilidade dos resultados a cada escolha testada (Rosenbaum *et al.*, 2018). Também pode ser observado se ocorrem alterações na ordem de classificação das alternativas, dadas as variações entre os cenários (Igos *et al.*, 2019). Alguns estudos de ACV realizados a partir da AnC para propagar os efeitos das diferentes escolhas metodológicas são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3 – Incerteza e sensibilidade às escolhas propagada por AnC

Estudo	Elementos	Escopo	Resultados
Huijbregts <i>et al.</i> (2003)	Alocação Horizonte de tempo Escala geográfica	Isolamento térmico de uma residência unifamiliar (Holanda)	Escolhas influenciaram o resultado do estudo, embora isso tenha sido mais notável em categorias de impacto como ecotoxicidade marinha e em água doce. O ordenamento das alternativas não foi alterado.
Gnansounou <i>et al.</i> (2008)	Alocação	Produção de bioetanol de trigo (Suíça)	Alta sensibilidade dos resultados ao tipo de alocação dos impactos entre os coprodutos do sistema.
Hung; Ma (2009)	Método de caracterização Normalização Ponderação	Gerenciamento de resíduos (Taiwan)	A ponderação produziu incertezas mais elevadas do que a normalização. A seleção do método de caracterização foi uma importante fonte de incertezas.
Clavreul <i>et al.</i> (2012)	Alocação Método de caracterização Horizonte de tempo	Gerenciamento de resíduos (Dinamarca)	Horizonte de tempo de 500 anos favoreceu sistemas com menor emissão de CO ₂ , pois os fatores de caracterização dos outros GEE são menos influentes em modelos de maior horizonte temporal. Os resultados não foram influenciados pelo método de caracterização. O tipo de alocação afetou o resultado dos cenários.
Mendoza Beltran <i>et al.</i> (2016)	Alocação	Produção de óleo de canola (União Europeia)	Houve sensibilidade dos resultados em função do tipo de alocação selecionado, em especial pelo procedimento de partição.
Bai <i>et al.</i> (2017)	Método de caracterização Normalização Ponderação	Planta de tratamento de efluentes (China)	Os fatores de ponderação provocaram diferenças importantes nos resultados. Houve forte discrepância entre os métodos de AICV testados, devido a algumas categorias de impacto serem consideradas por um método e não pelo outro. Os fatores de normalização pouco afetaram a interpretação dos resultados.
Cherubini <i>et al.</i> (2018)	Alocação Método de caracterização	Suinocultura (Brasil)	Não foi encontrada diferença significativa entre os métodos de AICV na maioria das categorias de impacto. Não foram observadas alterações no ordenamento geral das alternativas tecnológicas, dados os tipos de alocação.
AzariJafari <i>et al.</i> (2018)	Alocação	Pavimentos de asfalto e concreto (Canadá)	Alocação alterou o cenário mais benéfico em quatro categorias <i>midpoint</i> , as quais são mais atreladas à cadeia de suprimento de petróleo bruto.

Fonte: autoria própria, 2022

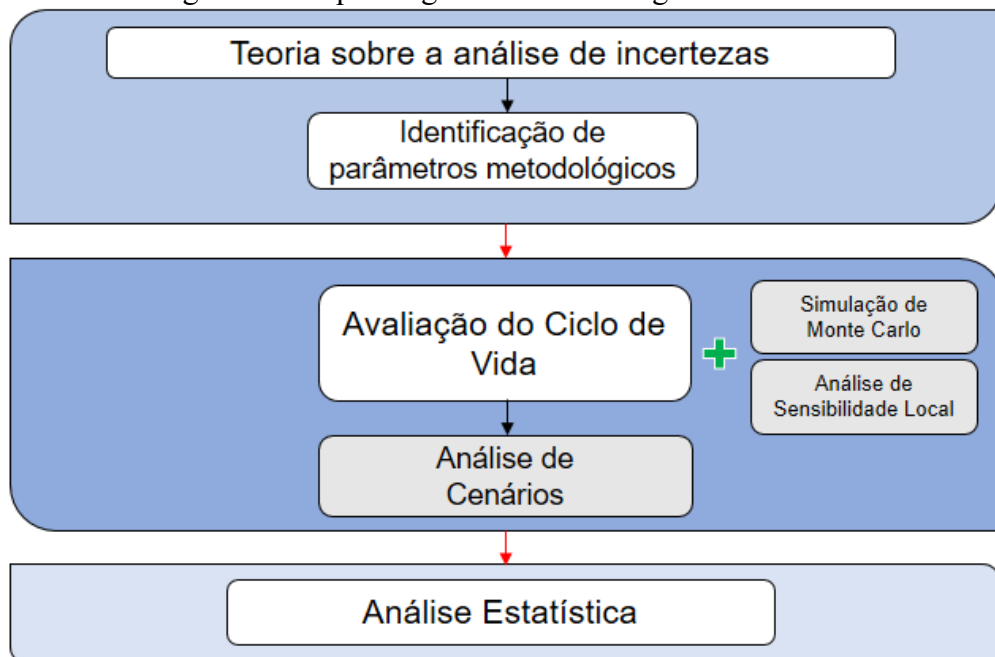
A partir do Quadro 3, observa-se que os procedimentos de alocação, o modelo de caracterização e o horizonte temporal são elementos abordados frequência nas AnC. Os estudos apresentados indicam diferenças quantitativas entre as modelagens escolhidas, em função das escolhas metodológicas. Contudo, divergem ao identificar os elementos de escolha decisivos, ou mais significativos para os resultados da ACV.

3 METODOLOGIA

3.1 SÍNTESE DA METODOLOGIA

Como ilustrado na Figura 7, os efeitos das diferentes escolhas metodológicas sobre os resultados de uma ACV atribucional foram testados a partir de Análise de Cenários (AnC), utilizando como escopo de validação um sistema de produto da indústria petroquímica. Neste trabalho, cada escolha metodológica recebeu a denominação de parâmetro metodológico. Um conjunto de parâmetros metodológicos foi denominado cenário. Tais parâmetros metodológicos foram selecionados com embasamento na revisão bibliográfica e na aplicabilidade ao sistema de produto. Com isso, cada cenário apresentou um valor próprio de impacto ambiental em cada categoria de impacto, o qual foi comparado com o impacto dos outros cenários modelados. A comparação dos impactos ambientais dos múltiplos cenários se deu por análises estatísticas, de modo que se verificou a hipótese de igualdade ou de diferença significativa entre eles.

Figura 7 – Esquema geral da metodologia desta tese



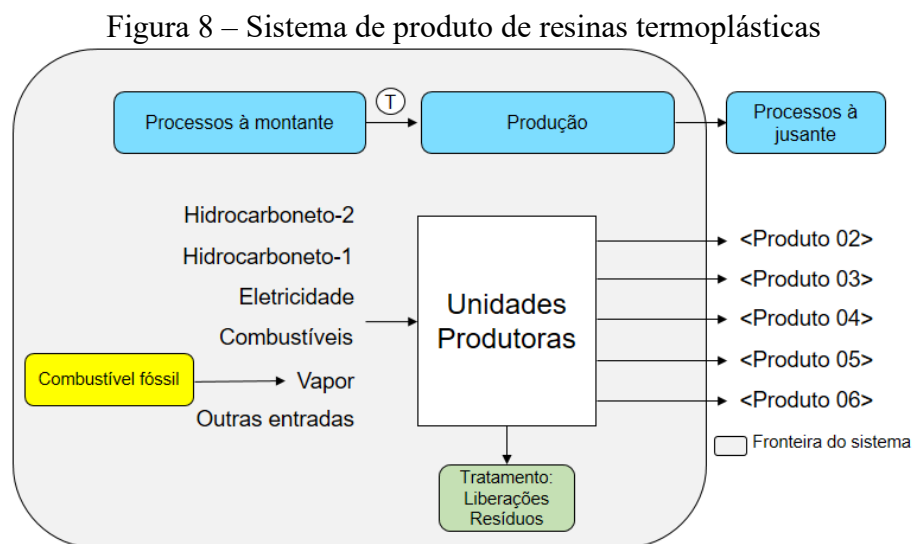
Fonte: autoria própria, 2022

3.2 MODELAGEM DO CENÁRIO-BASE

As especificações da modelagem no *software* de ACV para analisar o cenário-base, da Simulação de Monte Carlo e da Análise de Sensibilidade Local são apresentadas a seguir.

3.2.1 Metodologia de ACV

Este estudo foi conduzido por meio de uma ACV atribucional do berço ao portão de saída (*cradle-to-exit gate*). Logo, o sistema incluiu a obtenção dos insumos, transporte e processamento, tratamento de fim de vida dos resíduos originados no parque industrial, até o produto estar finalizado no portão da fábrica, disponível para posterior consumo (Figura 8). As etapas pós-produção não foram consideradas porque os produtos finais são comercializados como insumo para outras indústrias, passando por usos e transformações subsequentes. Nesta tese, o programa SimaPro versão 9.4.0.1 (PRé Sustainability, 2022) foi a interface utilizada para a modelagem computacional. A unidade funcional (UF) foi a produção de 1000 kg de <Produto 06>¹² em um ano. Essa UF refere-se aos impactos da produção de uma substância que serve de matéria-prima para outras indústrias, por isso é mensurada em unidade mássica (kg). Ao todo, seis diferentes produtos são gerados em diferentes estágios das unidades produtoras (Figura 8).



Fonte: autoria própria, 2022

Nota: **T**: processos de transporte. <Produto 01> é intermediário.

¹² Por questões de sigilo industrial, determinados elementos do sistema de produto tiveram sua nomenclatura omitida, sendo substituída por termos genéricos.

Dados de inventário primários das etapas controladas diretamente pela empresa foram coletados, validados e reportados conforme recomenda o Guia Qualidata (IBICT, 2016). O método de inventário utilizado para a coleta de dados foi o de diagrama de fluxos (Suh; Huppel, 2005). Bens de capital não foram considerados na coleta dos dados primários, somente em *datasets* de dados secundários, quando disponíveis. A relação de entradas e saídas, bem como os processos unitários utilizados na modelagem no programa, está disponível no Apêndice B. Os fluxos de referência e outras informações sensíveis foram omitidos devido ao sigilo industrial. Embora as incertezas básicas e adicionais não tenham sido computadas durante a modelagem do sistema de produto, a qualidade dos dados foi observada pela aplicação da Matriz Pedigree (Apêndice B). A Matriz Pedigree é utilizada para gestão da qualidade dos dados de ICV (orientações para aplicação da Matriz Pedigree estão disponíveis no Anexo B). Esses dados são avaliados com base nos indicadores de confiabilidade, completeza, correlação temporal, geográfica e tecnológica (Weidema; Wesnaes, 1996; Weidema *et al.* 2013).

Para a modelagem computacional, foram utilizados dados primários (*foreground*) fornecidos pela empresa-escopo. Os processos unitários e fluxos de referência secundários (*background*) foram obtidos de conjuntos de dados (*datasets*) da base de dadosecoinvent® versão 3.8 (Moreno-Ruiz *et al.*, 2021), modelagem *cut-off* para a alocação do sistema. Na modelagem *cut-off*, os impactos da destinação final de resíduos são atribuídos à atividade que os produziu originalmente (princípio do poluidor-pagador). Já os impactos da reciclagem desses materiais são atribuídos à atividade que utilizará os materiais reciclados, enquanto cargas ambientais da produção primária são alocadas ao utilizador original (Wernet *et al.*, 2016).

Os *datasets* utilizados na primeira camada da modelagem foram da região geográfica “restante do mundo” (RoW). O processo unitário da eletricidade utilizado foi baseado na matriz energética brasileira, mais especificamente da rede elétrica da região Sul, mesmo que a rede brasileira seja interligada. O processo de geração de vapor foi adaptado até a terceira camada interna dos *datasets*, de modo a utilizar a água de origem brasileira, a eletricidade da rede sul-BR e o calor para geração de vapor resultante da queima de combustível fóssil. A capacidade de carga dos veículos de transporte foi estabelecida conforme a quantidade total de cada insumo utilizado no processo produtivo.

Os dados de inventário de resíduos são quantitativos globais do parque industrial, havendo detalhamento somente quanto ao tipo de resíduo, mas não sobre as unidades produtoras específicas de origem. Então, a quantidade gerada de resíduos foi distribuída para cada etapa da operação de maneira proporcional à massa (kg) de produtos finais. Os dados inventariados de emissões atmosféricas são os relativos à operação de três câmaras térmicas. A primeira câmara opera exclusivamente para a etapa “U-II”, logo não foi necessário distribuir suas emissões. No entanto, a segunda e terceira câmaras operam para três subunidades produtoras de resinas, não sendo controladas de forma exclusiva por cada uma das subunidades. Assim, a massa (kg) das emissões atmosféricas foi distribuída entre as diferentes etapas produtoras de maneira proporcional a um determinado óleo combustível que é consumido nelas.

Algumas entradas necessitaram ser adaptadas ao *dataset* mais semelhante ao real. Em outros casos, a composição química e/ou estequiométrica da entrada foi modelada, de modo a aproximar-se do insumo real. Essas relações foram pontuais, observadas majoritariamente em processos unitários com baixa contribuição em massa ($\ll 2\%$ kg/kg). Não foram definidos critérios de corte com base em massa, energia ou significância ambiental por serem desconhecidos, *a priori*, eventuais efeitos de tais substâncias sobre as categorias de impacto analisadas e por haver disponibilidade adequada de dados prospectados para esses processos unitários.

O método de avaliação de impacto empregado na modelagem-base foi o ReCiPe 2016 *midpoint* (H) versão 1.12 (Huijbregts *et al.*, 2017). Todas as categorias de impacto do método ReCiPe 2016 foram analisadas (Quadro 4). Os impactos ambientais foram alocados por massa no cenário-base, quando necessário, pois diferentes produtos foram gerados em várias etapas do processo produtivo.

Quadro 4 – Categorias de impacto e o respectivo indicador de categoria

Categoria de impacto	Sigla	Unidade
Acidificação terrestre	TA	kg SO ₂ eq. para o ar
Aquecimento global	GW	kg CO ₂ eq. para o ar
Consumo de água	H ₂ O	m ³ água eq. consumido
Depleção de ozônio estratosférico	OD	kg CFC-11 eq. para o ar
Ecotoxicidade (água doce)	ET _W	kg 1,4-DCB eq. para água doce
Ecotoxicidade (marinha)	ET _M	kg 1,4-DCB eq. para água marinha
Ecotoxicidade (terrestre)	ET _T	kg 1,4-DCB eq. para solo industrial
Escassez de recursos fósseis	FD	kg óleo eq.
Escassez de recursos minerais	MD	kg cobre eq.
Eutrofização (água doce)	EU _W	kg P eq. para água doce
Eutrofização (marinha)	EU _M	kg N eq. para água marinha
Formação de material particulado fino	PM	kg PM _{2.5} eq. para o ar
Formação de ozônio (saúde humana)	OF _H	kg NO _x eq. para o ar
Formação de ozônio (ecossistemas terrestres)	OF _T	kg NO _x eq. para o ar
Radiação ionizante	IR	kBq Co-60 eq. para o ar
Toxicidade humana, carcinogênica	HT _C	kg 1,4-DCB eq. para o ar urbano
Toxicidade humana, não carcinogênica	HT _{NC}	kg 1,4-DCB eq. para o ar urbano
Uso do solo	LU	m ² de área de cultivo anual eq.

Fonte: autoria própria, 2022

3.2.2 Análise de sensibilidade aos dados de inventário

Sendo necessário identificar os dados que contribuem mais para o resultado final e para os quais o resultado é mais sensível, aplicou-se uma Análise de Sensibilidade Local (ASL) a partir dos seguintes passos:

- i. Identificar as categorias de impacto com um coeficiente de variação (CV) inferior a 20%, considerado não alto, segundo escala de Gomes (1990). Logo, categorias de impacto com o CV <20% (Tabela 17) indicam incerteza menor sobre a propagação da variação induzida pela ASL nos processos unitários nos resultados.
- ii. Realizar a Análise de Contribuição sobre os impactos da produção de <Produto 06> (produto-alvo da unidade funcional) para identificar os processos que contribuem mais para o impacto ambiental nas categorias selecionadas no passo anterior. A análise de contribuição decompõe os resultados da análise de inventário e rastreia, por exemplo, a emissão de dióxido de carbono em todo o sistema em direção aos processos responsáveis por tal liberação (Heijungs *et al.*, 2005).

- iii. Realizar a ASL para verificar o incremento ou redução do resultado das categorias de impacto (Heijungs *et al.*, 2005) nos processos mais significativos apontados no passo anterior. A ASL realizada considerou variações redutoras de 25, 50 e 75% sobre o dado de inventário original (quartis) e de 10 e 90% (decis). Isto é, dada a quantidade real de insumo (100%), qual seria o efeito observado havendo uma redução virtual (isto é, da abordagem de alocação) e linear a 10, 25, 50, 75 ou 90% da quantidade originalmente consumida, sem prejuízo da quantidade de produto gerada.

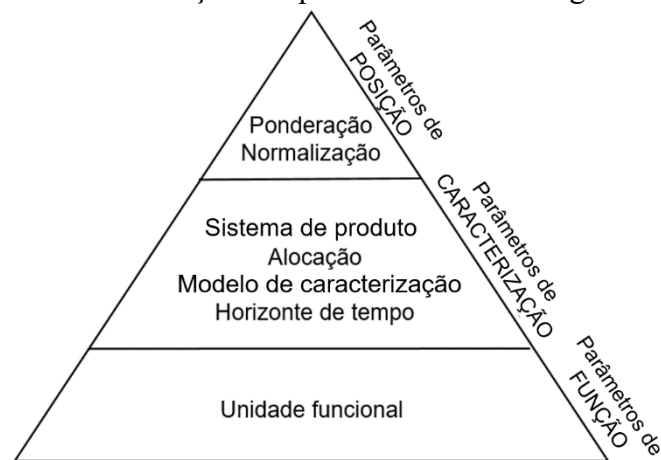
3.3 ANÁLISE DE CENÁRIOS

Após a identificação dos parâmetros metodológicos que podem influenciar os resultados de uma ACV (seção 2.2.3 – Incerteza e sensibilidade às escolhas), foi possível esquematizar a iteração de múltiplos parâmetros metodológicos na ACV através da Análise de Cenários. Dentre os parâmetros metodológicos identificados, a unidade funcional foi iterada, mas não comparada. Por outro lado, cenários que alternaram procedimentos de alocação, modelos de caracterização, horizonte temporal, sistema de produto, fatores de normalização e de ponderação puderam tanto ser iterados quanto comparados.

3.3.1 Especificação dos parâmetros metodológicos

A Figura 9 é conceitual e apresenta os parâmetros metodológicos citados sob três dimensões: função, caracterização, posição.

Figura 9 – Conceituação dos parâmetros metodológicos na ACV



Fonte: autoria própria, 2022

3.3.1.1 Parâmetros metodológicos de função

Os parâmetros metodológicos de função são associados à descrição e quantificação da função desempenhada pelo produto. A unidade funcional foi o único parâmetro de função conceituado neste estudo. Para ampliar a precisão da AnC, os cenários foram analisados sob unidades funcionais distintas (UF_1 ; UF_2 ; UF_n^{13}), mas que foram tratadas separadamente. Isto é, os resultados de cada UF não foram comparados uns com os outros porque somente sistemas com UF idênticas podem ser comparados (ABNT, 2014b). O sistema foi analisado sob as seguintes UF:

UF₁: Produção de 1000 kg de <Produto 06> em um ano.

A UF_1 foi associada à produção de <Produto 06> porque o processo produtivo global culmina na produção de <Produto 06> (Figura 8). Isto é, todas as etapas anteriores são necessárias para que se tenha a fabricação desse produto final, mesmo que outros produtos finais e intermediários sejam gerados ao longo das seis etapas que constituem o processo por completo.

UF₂: Produção total da empresa, em massa, em um ano, considerando os produtos finais.

¹³ O subscrito n indica que alternativas adicionais para um mesmo parâmetro metodológico poderiam ser adotadas. Essa lógica vale para os demais parâmetros metodológicos deste estudo.

A UF₂ foi associada à produção (*output*) total de produtos finais do processo produtivo analisado. Esses produtos são comercializados para fora da fronteira do sistema, por isso somente os produtos finais foram abrangidos por essa UF. As substâncias produzidas são o <Produto 02>, o <Produto 04>, o <Produto 05> e o <Produto 06>. O solvente <Produto 03> também é um produto final gerado ao longo do processo, embora não se caracterize físico-quimicamente como uma resina. O perfil ambiental do sistema de produto analisado pôde ser adequadamente avaliado sob as duas UF definidas, embora, reforce-se, os resultados não tenham sido comparados entre si.

3.3.1.2 Parâmetros metodológicos de caracterização

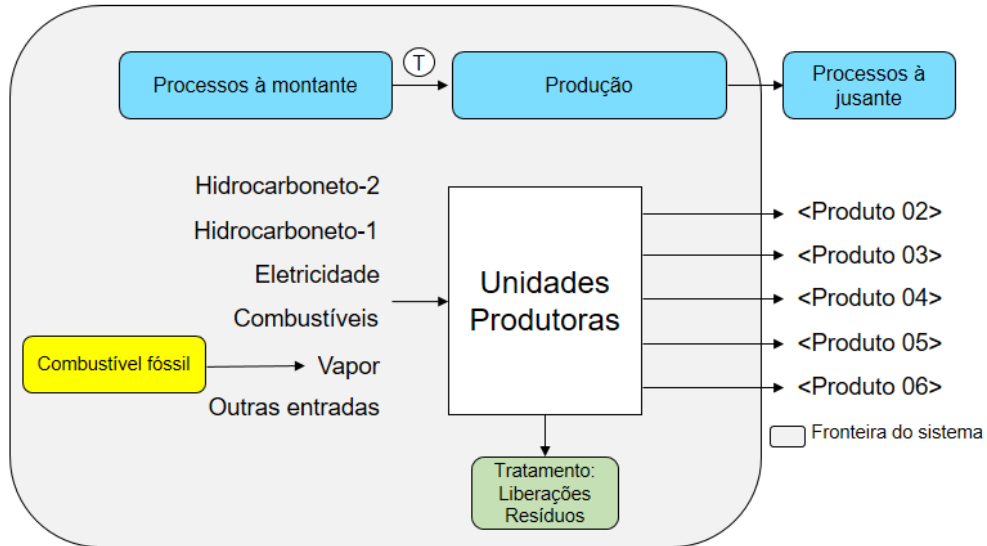
São parâmetros metodológicos de caracterização aqueles que potencialmente interfiram no resultado quantitativo da modelagem, indicando um valor maior ou menor em uma categoria de impacto. Por exemplo, o resultado de um cenário que adota o procedimento de alocação “A” é 400 kg CO₂ eq., enquanto um que adota a alocação “B” totaliza 340 kg CO₂ eq., embora o sistema de produto seja o mesmo. Neste estudo, os parâmetros metodológicos de caracterização iterados e comparados foram: o sistema de produto (F), o tipo de alocação (A); o modelo de caracterização (M); e o horizonte de tempo de determinadas categorias de impacto (T).

3.3.1.2.1 Sistema de produto (F)

Conforme mencionado na revisão (2.1.1.1), o sistema de produto caracteriza-se como o conjunto de processos elementares, contendo fluxos elementares e fluxos de produto, que desempenham uma ou mais funções definidas. Para a presente análise de cenários, os sistemas de produto foram modificados, essencialmente, quanto ao combustível utilizado para geração de vapor, mantendo a abordagem “berço ao portão de saída”. O primeiro dos três sistemas (F₁) foi concebido conforme apresentado na Figura 10 e foi considerado o cenário-base.

F₁: Geração de vapor a partir da queima de combustível fóssil:

Figura 10 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de combustível fóssil (F₁)



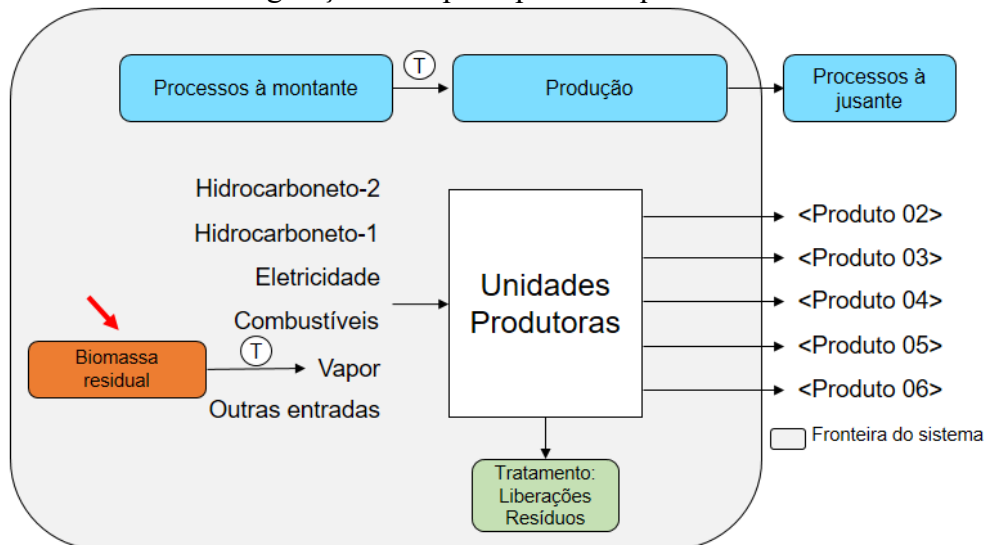
Fonte: autoria própria, 2022

Nota: **T**: processos de transporte. <Produto 01> é intermediário.

O sistema F₂ foi concebido conforme apresentado na Figura 11.

F₂: Geração de vapor a partir da queima de biomassa residual:

Figura 11 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de biomassa residual (F₂)

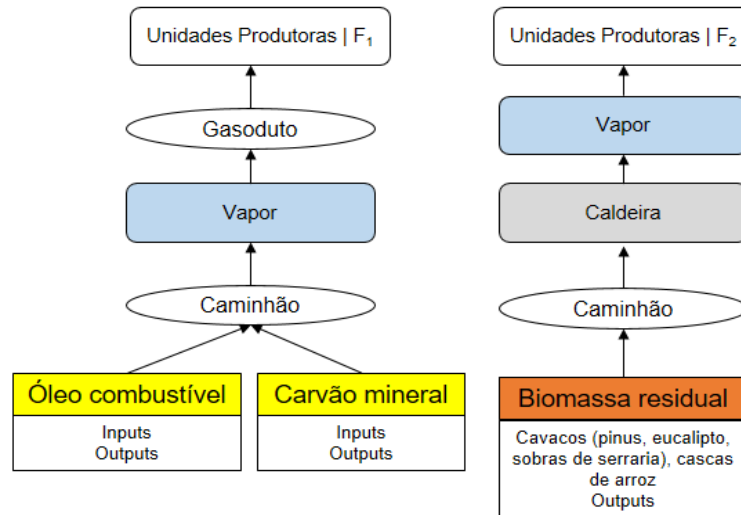


Fonte: autoria própria, 2022

Nota: **T**: processos de transporte. <Produto 01> é intermediário.

A Figura 12 apresenta a modificação efetiva dos sistemas de produto entre F_1 e F_2 .

Figura 12 – Sistemas F_1 e F_2 quanto à origem dos materiais combustíveis



Fonte: autoria própria, 2022.

A partir dos sistemas F_1 e F_2 mostrados da Figura 10 à Figura 12, o modelo elaborado no programa de ACV abordou as seguintes características:

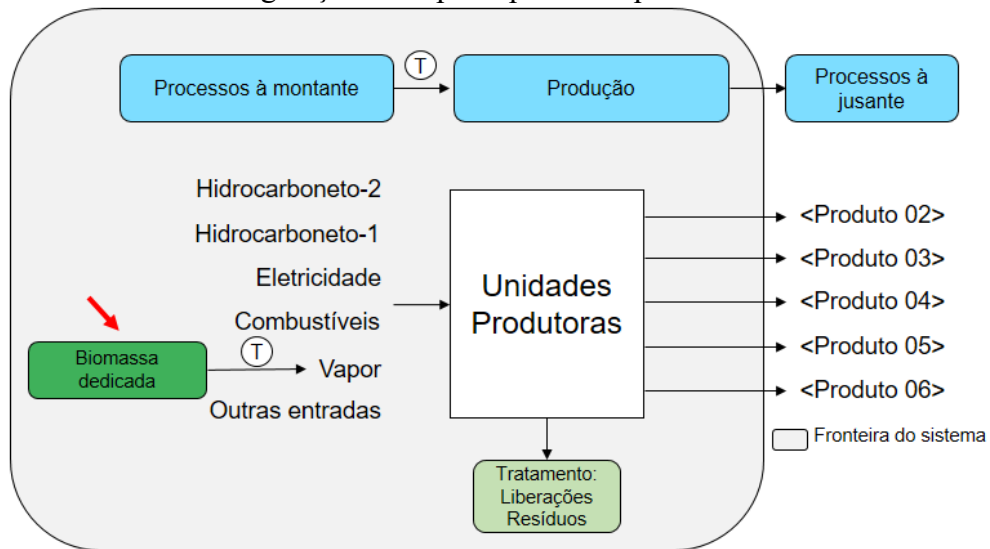
- i. Exclusão dos *datasets* de vapor com origem fóssil: construção de uma nova caldeira a vapor, operada a partir da queima de biomassa residual. A empresa torna-se independente do fornecedor de vapor da cadeia de suprimentos à montante (*upstream*) e os aspectos ambientais originais puderam ser desconsiderados. A biomassa residual consistiu em um misto entre resíduos de pinus, eucalipto, sobras de serrarias sob a forma de cavacos e/ou cascas de arroz. Como esses resíduos seriam descartados no meio ambiente após sua geração, sem utilização subsequente, foram modelados como carga neutra no sistema. A quantidade de água necessária para geração de vapor foi considerada.
- ii. Redução da eletricidade obtida da rede interligada: 66% da demanda por eletricidade é gerada na própria empresa, sendo assim, a demanda advinda da rede elétrica Sul-BR é reduzida para 34%.
- iii. Acréscimo de transporte: foram acrescentados *datasets* de transporte para representar o acréscimo do deslocamento da biomassa residual até a caldeira de geração de vapor. A

distância média entre os fornecedores e a empresa foi fixada em 210 km baseado na média dos fornecedores.

O sistema F₃ foi concebido conforme apresentado na Figura 13.

F₃: Geração de vapor a partir da queima de biomassa dedicada:

Figura 13 – Sistema com geração de vapor a partir da queima de biomassa dedicada (F₃)

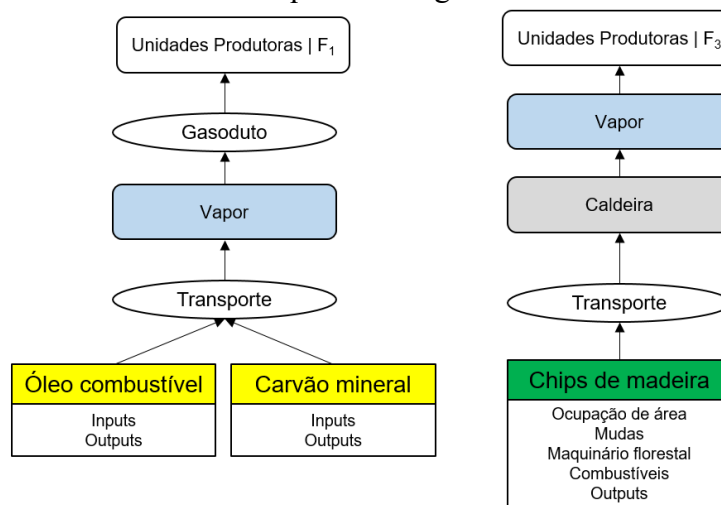


Fonte: autoria própria, 2022

Nota: T: processos de transporte. <Produto 01> é intermediário.

Modificação efetiva dos sistemas de produto entre F₁ e F₃ (Figura 14):

Figura 14 – Sistemas F₁ e F₃ quanto à origem dos materiais combustíveis



Fonte: autoria própria, 2022

A partir dos sistemas F_1 e F_3 mostrados na Figura 10, Figura 13 e Figura 14, o modelo elaborado no programa de ACV abordou as seguintes características:

- i. Exclusão dos *datasets* de vapor com origem fóssil: construção de uma nova caldeira a vapor, operada a partir da queima de biomassa florestal dedicada. A empresa torna-se independente do fornecedor de vapor da cadeia de suprimentos e os aspectos ambientais originais puderam ser desconsiderados. A biomassa provém de madeira florestal cultivada com o propósito combustível. Diferenças de rendimento térmico e densidade energética entre a biomassa dedicada e a biomassa residual foram desconsideradas. A quantidade de água necessária para geração de vapor foi considerada.
- ii. Redução da eletricidade obtida da rede interligada: 66% da demanda por eletricidade é gerada na própria empresa, sendo assim, a demanda advinda da rede elétrica Sul-BR é reduzida para 34%.
- iii. Acréscimo de transporte: foram acrescentados *datasets* de transporte para representar o acréscimo do deslocamento da biomassa dedicada até a caldeira de geração de vapor. A distância entre a origem e destino dos veículos de transporte foi fixada em 210 km, com base na distância entre produtores e consumidor da biomassa residual (F_2).

Sobre os sistemas de produto F_2 e F_3 , considerou-se que as emissões de carbono biogênico a partir da biomassa residual e dedicada foram equivalentes a zero, embora estudos tenham demonstrado que essas emissões não sejam necessariamente neutras e podem envolver metano e monóxido de carbono (Muench; Guenther, 2013). O rendimento médio assumido das caldeiras de geração de vapor foi de 2,973 ton vapor/ton biomassa (Carvalho Junior *et al.*, 2022), independentemente da biomassa ser residual ou dedicada. A geração de cinzas de combustão na caldeira não foi levantada no inventário de liberações. Os insumos para a construção da caldeira (infraestrutura) não foram contabilizados na análise de inventário.

3.3.1.2.2 Procedimento de alocação (A)

A partir da necessidade de realizar-se alocação na análise de cenários, foram selecionados diferentes tipos de alocação que abordaram o perfil quantitativo (massa), energético (entalpia de combustão), econômico (preço de mercado) e espacial (volumétrico) dos produtos gerados

no processo produtivo. As tabelas a seguir apresentam os fatores de alocação somente para os seis produtos principais do processo produtivo. Dado que um único produto final é gerado nas etapas U-III, U-IV e U-VI, os mesmos fatores foram mantidos em todos os tipos de alocação analisados. Essas etapas não receberam nominalmente alocação de 100% dos impactos porque o valor restante é relativo a mesma substância reprocessada, mas separada matematicamente na fase de ICV (ex., 99% de b' + 1% de b''). A relação completa dos fatores de alocação, parâmetros e cálculos está disponível no Apêndice A.

A1: Alocação por massa:

Os fatores de alocação mássica foram definidos com base nos dados de inventário levantados junto à empresa produtora. Conhecendo-se a quantidade (kg) produzida em cada etapa do processo, fez-se a proporção que cada produto tem em relação ao montante total (Tabela 1).

Tabela 1 – Fatores de alocação mássica (%) dos produtos finais em cada etapa

Produto final	Etapa					
	U-I	U-II	U-III	U-IV	U-V	U-VI
<Produto 01>	51,08					
<Produto 02>		46,33				
<Produto 03>		2,41				
<Produto 04>			92,16		31,77	
<Produto 05>				99,44		
<Produto 06>						99,06

Fonte: autoria própria, 2022

Notas:

^[1] Produtos finais não são gerados na etapa U-I.

^[2] Outros produtos são gerados nas diversas etapas, mas são produtos intermediários.

^[3] A relação completa dos fatores de alocação, parâmetros e cálculos está disponível no Apêndice A.

^[4] As etapas estão numeradas em sequência, mas codificadas devido ao sigilo solicitado pela fonte primária.

A2: Alocação por entalpia de combustão:

A alocação entálpica foi baseada no valor de entalpia de combustão das resinas (Tabela 2). A entalpia de combustão (kJ.kg^{-1}) é o aumento líquido no conteúdo de calor quando uma substância em condições ambientais padrão sofre oxidação completa, liberando calor em uma reação exotérmica (Yaws *et al.*, 1997).

Tabela 2 – Fatores de alocação entálpica (%) dos produtos finais em cada etapa

Produto final	Etapa					
	U-I	U-II	U-III	U-IV	U-V	U-VI
<Produto 01>	94,96					
<Produto 02>		46,34				
<Produto 03>		2,41				
<Produto 04>			92,16		31,77	
<Produto 05>				99,44		
<Produto 06>						99,06

Fonte: autoria própria, 2022

Notas:

^[1] Produtos finais não são gerados na etapa U-I.^[2] Outros produtos são gerados nas diversas etapas, mas são produtos intermediários.^[3] A relação completa dos fatores de alocação, parâmetros e cálculos está disponível no Apêndice A.^[4] As etapas estão numeradas em sequência, mas codificadas devido ao sigilo solicitado pela fonte primária.

No caso dos produtos intermediários relacionados ao vapor (vapor de alta, média, baixa pressão), não é possível calcular a entalpia de combustão. Nesses casos, adotou-se como *proxy* o calor latente de vaporização (cal.g^{-1}), que é a quantidade de calor que uma unidade de massa de determinada substância deve receber ou ceder para mudar de fase (Yaws *et al.*, 1997).

A₃: Alocação por valor econômico:

A alocação por valor econômico foi baseada, de maneira conservadora, em 1% do preço cobrado comercialmente por uma empresa por 1.000 mL de cada um desses produtos (Sigma-Aldrich, 2022). Esse percentual se deve à redução do custo dos produtos quando vendidos em grandes volumes (*bulk*) na modalidade B2B (*business-to-business*). Além disso, não foi obtido acesso aos valores exatos comercializados entre a empresa produtora e as indústrias utilizadoras dos produtos químicos à jusante (*downstream*) da fronteira do sistema. Os fatores de alocação encontrados são relativos à proporção de cada produto quanto ao total gerado (Tabela 3).

Tabela 3 – Fatores de alocação econômica (%) dos produtos finais em cada etapa

Produto final	Etapa					
	U-I	U-II	U-III	U-IV	U-V	U-VI
<Produto 01>	99,89					
<Produto 02>		44,16				
<Produto 03>		3,43				
<Produto 04>			92,16		31,77	
<Produto 05>				99,44		
<Produto 06>						99,06

Fonte: autoria própria, 2022

Notas:

- [1] Produtos finais não são gerados na etapa U-I.
 [2] Outros produtos são gerados nas diversas etapas, mas são produtos intermediários.
 [3] A relação completa dos fatores de alocação, parâmetros e cálculos está disponível no Apêndice A.
 [4] As etapas estão numeradas em sequência, mas codificadas devido ao sigilo solicitado pela fonte primária.

A4: Alocação por volume:

A alocação volumétrica foi baseada na densidade relativa ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) de cada um dos produtos gerados no processo. Essa informação foi disponibilizada pela própria empresa. A partir do total (kg) de cada produto, foi obtido o volume virtual ocupado pela substância (Tabela 4).

Tabela 4 – Fatores de alocação volumétrica (%) dos produtos finais em cada etapa

Produto final	Etapa					
	U-I	U-II	U-III	U-IV	U-V	U-VI
<Produto 01>	1,12					
<Produto 02>		46,26				
<Produto 03>		2,51				
<Produto 04>			92,16		31,77	
<Produto 05>				99,44		
<Produto 06>						99,06

Fonte: autoria própria, 2022

Notas:

- [1] Produtos finais não são gerados na etapa U-I.
 [2] Outros produtos são gerados nas diversas etapas, mas são produtos intermediários.
 [3] A relação completa dos fatores de alocação, parâmetros e cálculos está disponível no Apêndice A.
 [4] As etapas estão numeradas em sequência, mas codificadas devido ao sigilo solicitado pela fonte primária.

No caso do vapor pressurizado, o fator de alocação volumétrico foi calculado dado o volume específico do vapor saturado sob média pressão (4.119 kPa ou $\sim 42 \text{ kgf}\cdot\text{cm}^{-2}$) e baixa pressão (1.765 kPa ou $\sim 18 \text{ kgf}\cdot\text{cm}^{-2}$). Os volumes específicos tabelados do vapor de média e baixa foram, respectivamente, 0,0497 e 0,1100 $\text{m}^3\cdot\text{kg}^{-1}$ (Engineering Toolbox, 2003).

3.3.1.2.3 Modelos de caracterização (M)

Os métodos de caracterização, ou métodos de AICV, são concebidos sob diferentes escalas, quanto às categorias de impacto incluídas e modelos de caracterização para cada uma dessas categorias. Uma vez que a escolha do modelo de caracterização mais pertinente pode influenciar os resultados da ACV, bem como de sua interpretação, é cabível analisar um sistema de produto sob diferentes modelos para verificar sua influência. Neste estudo, foram explorados os seguintes métodos de AICV, que contêm modelos de caracterização:

- a) ReCiPe 2016 *midpoint* (H), v. 1.12 (Huijbregts *et al.*, 2017);
- b) EPD (2018), v. 1.02 (EPD System, 2017);
- c) TRACI 2.1, v. 1.05 (Bare, 2011);
- d) Impact World+, v. 2.12 (Bulle *et al.*, 2019);
- e) CML-IA *baseline/non-baseline*, v. 3.03/3.04 (Guinée *et al.*, 2002);
- f) EF 3.0 Method, v.1.01 (Fazio *et al.*, 2018).

Embora cada método de AICV inclua um conjunto particular de categorias de impacto, as mesmas podem ser baseadas em um mesmo modelo de caracterização e serem facilmente comparáveis perante outros métodos ou, às vezes, serem diferentes na concepção e mensuração dos resultados. De modo a selecionar as categorias de impacto dentre os diversos métodos de AICV, foi seguida a recomendação do padrão europeu EN 15804+A1^{14,15} para Declarações Ambientais de Produto (CEN, 2013). A relação das nove categorias de impacto selecionadas, métodos de AICV e modelos de caracterização está apresentada do Quadro 5 ao Quadro 13.

Quadro 5 – Modelagem da categoria Aquecimento global

Aquecimento global			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Global warming)	IPCC report 5 (2013); Joos <i>et al.</i> (2013)	kg CO2 eq
EPD	(Global warming)	IPCC report 3 (2001)	kg CO2 eq
TRACI	(Global warming)	IPCC report 4 (2007)	kg CO2 eq
Impact World	(Climate change – short term)	IPCC report 5 (2013); Joos <i>et al.</i> (2013)	kg CO2 eq
CML	(Global warming)	IPCC report 3 (2001)	kg CO2 eq
EF	(Climate change)	IPCC report 5 (2013)	kg CO2 eq

Fonte: autoria própria, 2022

Quadro 6 – Modelagem da categoria Depleção de ozônio

Depleção de ozônio			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Stratospheric ozone depletion)	World Meteorol. Org. (WMO, 2011)	kg CFC11 eq
EPD	(Ozone layer depletion)	World Meteorol. Org. (WMO, 1999)	kg CFC-11 eq
TRACI	(Ozone depletion)	World Meteorol. Org. (WMO, 2003)	kg CFC-11 eq
Impact World	(Ozone layer depletion)	Margni <i>et al.</i> (2008); Struijs <i>et al.</i> (2010)	kg CFC-11 eq
CML	(Ozone layer depletion)	World Meteorol. Org. (WMO, 1999)	kg CFC-11 eq
EF	(Ozone depletion)	World Meteorol. Org. (WMO, 2014)	kg CFC11 eq

Fonte: autoria própria, 2022

¹⁴ BS EN 15804:2012+A1:2013: Sustainability of construction works. Environmental product declarations.

¹⁵ BS EN 15804:2012+A2:2019 tornou-se o padrão vigente a partir de julho de 2022, após esta etapa da tese ter sido finalizada.

Quadro 7 – Modelagem da categoria Acidificação

Acidificação terrestre			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Terrestrial acidification)	Roy <i>et al.</i> (2014a)	kg SO ₂ eq
EPD	(Acidification)	RAINS-LCA (Huijbregts, 1999)	kg SO ₂ eq
TRACI	(Acidification)	Norris (2002)	kg SO ₂ eq
Impact World	(Terrestrial acidification)	Roy <i>et al.</i> (2014a); Roy <i>et al.</i> (2014b)	kg SO ₂ eq
CML	(Acidification)	RAINS-LCA (Huijbregts, 1999)	kg SO ₂ eq
EF	(Acidification)	Seppälä <i>et al.</i> (2006); Posch <i>et al.</i> (2008)	mol H ⁺ eq

Fonte: autoria própria, 2022

O método ReCiPe 2016 aborda a Formação de ozônio fotoquímico com base em seus efeitos, separadamente, sobre Ecossistemas terrestres e a Saúde humana, diferentemente dos demais métodos, cuja abordagem é única sobre todos os compartimentos ambientais. Para possibilitar a comparação entre os resultados de todos os métodos, os impactos obtidos com o ReCiPe 2016 foram agregados. Isso foi feito porque ambos são modelados em uma mesma unidade (kg NO_x eq.) e destinados a um mesmo compartimento ambiental, isto é, a atmosfera (Quadro 4). Para a agregação foram considerados fatores de conversão, apresentados na Tabela 5.

Quadro 8 – Modelagem da categoria Formação de oxidantes

Formação de ozônio fotoquímico			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Ozone formation – human/ecos.)	Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	kg NO _x eq
EPD	(Photochemical oxidation)	Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	kg NMVOC
TRACI	(Smog)	Carter (2007)	kg O ₃ eq
Impact World	(Photochemical oxidant formation)	European Commission (2011)	kg NMVOC eq
CML	(Photochemical oxidation)	Derwent <i>et al.</i> (1998); Jenkin; Hayman (1999)	kg C ₂ H ₄ eq
EF	(Photochemical ozone formation)	Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	kg NMVOC eq

Fonte: autoria própria, 2022

O padrão EN 15804+A1 traz “Eutrofização” como uma categoria de impacto única. Contudo, alguns métodos de AICV analisados diferenciam a eutrofização que ocorre em água doce daquela que ocorre em água marinha (Quadro 9). Nesses casos, as categorias dissociadas foram agregadas com base na razão de conversão de Redfield para fosfato e nitrogênio, conforme Cherubini *et al.* (2018). Nessa técnica, as emissões de N (nitrogênio) ou P (fósforo) podem ser convertidas em biomassa com base na composição molecular de fitoplâncton aquático (Redfield *et al.*, 1963 *apud* Goedkoop *et al.*, 2009).

Quadro 9 – Modelagem da categoria Eutrofização

Eutrofização em água doce			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Freshwater eutrophication)	Helmes <i>et al.</i> (2012); Azevedo <i>et al.</i> (2013a)	kg P eq
	(Marine eutrophication)	Cosme <i>et al.</i> (2018); Cosme <i>et al.</i> (2015)	kg N eq
EPD	(Eutrophication)	RAINS-LCA (Huijbregts, 1999)	kg PO4--- eq
TRACI	(Eutrophication)	Norris (2002)	kg N eq
Impact World	(Freshwater eutrophication)	Helmes <i>et al.</i> (2012); Tirado-Seco (2005)	kg PO4 eq
	(Marine eutrophication)	Roy <i>et al.</i> (2012)	kg N eq
CML	(Eutrophication)	RAINS-LCA (Huijbregts, 1999)	kg PO4--- eq
EF	(Eutrophication, freshwater)	EUTREND (Struijs <i>et al.</i> , 2009)	kg P eq
	(Eutrophication, marine)	EUTREND (Struijs <i>et al.</i> , 2009)	kg N eq

Fonte: autoria própria, 2022

Os métodos Impact World+ e EF 3.0 caracterizam a utilização de recursos nucleares, como o urânio, dentro do modelo de privação de recursos fósseis. Os demais métodos caracterizam-nos no modelo de privação de recursos minerais. Essa distinção não foi considerada na avaliação dessas categorias de impacto.

Quadro 10 – Modelagem da categoria Depleção fóssil

Depleção de recursos fósseis			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Fossil resource scarcity)	Ponsioen <i>et al.</i> (2014)	kg oil eq
EPD	(Abiotic depletion, fossil fuels)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	MJ
TRACI	(Fossil fuel depletion)	Goedkoop; Spriensma (2001)	MJ surplus
Impact World	(Fossil and nuclear energy use)	Fatemi (2012)	MJ deprived
CML	(Abiotic depletion - fossil fuels)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	MJ
EF	(Resource use, fossils)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	MJ

Fonte: autoria própria, 2022

Quadro 11 – Modelagem da categoria Depleção mineral

Depleção de recursos fósseis			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Mineral resource scarcity)	Vieira <i>et al.</i> (2016; 2017)	kg Cu eq
EPD	(Abiotic depletion, elements)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	kg Sb eq
TRACI	(-) ^[1]	(-) ^[1]	(-)
Impact World	(Mineral resources use)	De Bruille (2014)	kg deprived
CML	(Abiotic depletion)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	kg Sb eq
EF	(Resource use, minerals and metals)	Van Oers <i>et al.</i> (2002)	kg Sb eq

Fonte: autoria própria, 2022

^[1] método não aborda categoria ou modelo relacionado a este *midpoint*.

Além das categorias indicadas no padrão EN 15804+A1, foram trabalhadas na AnC as categorias Formação de particulado e Toxicidade carcinogênica, pois tais categorias já foram analisadas em outro projeto desenvolvido no CICLOG com escopo semelhante. Guinée *et al.*

(2002) conceituam categorias de impacto selecionadas sob esse critério como categorias de impacto específicas ao estudo (*study-specific*).

Quadro 12 – Modelagem da categoria Formação de particulado

Formação de material particulado			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Fine particulate matter formation)	Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	kg PM2.5 eq
EPD	(-) ^[1]	(-) ^[1]	(-)
TRACI	(Respiratory effects)	Bare <i>et al.</i> (2003)	kg PM2.5 eq
Impact World	(Particulate matter formation)	Fantke <i>et al.</i> (2015); Humbert <i>et al.</i> (2011); Gronlund <i>et al.</i> (2015)	kg PM2.5 eq
CML	(-) ^[1]	(-) ^[1]	(-)
EF	(Particulate matter)	Fantke <i>et al.</i> (2016)	disease inc.

Fonte: autoria própria, 2022

^[1] método não aborda categoria ou modelo relacionado a este *midpoint*.

Quadro 13 – Modelagem da categoria Toxicidade carcinogênica

Toxicidade humana carcinogênica			
Método	Nome da categoria	Modelo de caracterização/Referência	Unidade
ReCiPe	(Human toxicity – carcinogenic/non-carcinogenic)	USES-LCA 3.0 (Huijbregts <i>et al.</i> , 2017)	kg 1,4-DCB
EPD	(-) ^[1]	(-) ^[1]	(-)
TRACI	(Carcinogenics/non carcinogenics)	USEtox 2.1 (Rosenbaum <i>et al.</i> , 2008)	CTUh
Impact World	(Human toxicity cancer/non-cancer)	USEtox 2.1 (Rosenbaum <i>et al.</i> , 2008); entre outros	CTUh
CML	(-) ^[2]	(-) ^[2]	(-)
EF	(Human toxicity, cancer/non-cancer)	USEtox 2.1 (Rosenbaum <i>et al.</i> , 2008)	CTUh

Fonte: autoria própria, 2022

^[1] método não aborda categoria ou modelo relacionado a este *midpoint*.

^[2] O método CML traz a categoria “toxicidade humana” sem distinguir entre efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos, por isso esse modelo de caracterização agregado foi desconsiderado nas análises posteriores.

Nota-se nos quadros apresentados acima que o método TRACI 2.1 não possui modelo de caracterização para a categoria “Depleção mineral” (Quadro 11). Já os métodos CML-IA e EPD (2018) não possuem modelo para as categorias “Formação de particulado” e “Toxicidade carcinogênica” (Quadro 12 e Quadro 13). Portanto, os cenários cujos parâmetros metodológicos envolveram tais categorias de impacto e tais métodos de AICV foram desconsiderados das análises posteriores.

3.2.1.2.3.1 Comparação entre categorias de impacto de métodos de caracterização alternativos

Para se comparar resultados através de modelos de caracterização distintos é necessário traduzir todos os indicadores para uma mesma unidade. Tal premissa é, na realidade, assumida em diversas outras situações, como ao comparar temperaturas, distâncias, massas, etc. Por exemplo, 32 °C (Celsius) de temperatura jamais causarão os mesmos efeitos ambientais que 32 °F (Fahrenheit) (0 °C). Similarmente na ACV, não faria sentido comparar 30 kg C₂H₄ eq. (etileno equivalente) com algum valor em kg O₃ eq. (ozônio equivalente) na categoria de impacto Formação de oxidantes, assim como em qualquer outra categoria. Então, fatores de conversão (Tabela 5) foram obtidos para fazer adequadamente essa “tradução” de impactos, com base na metodologia apresentada por Owsianiak *et al.* (2014)¹⁶. Dado que:

$$IS_j = IS_i \times UCF_{i \rightarrow j} \quad (1)$$

IS_j é o valor do impacto expresso em uma unidade de uma nova substância de referência para uma determinada categoria de impacto;

IS_i é o valor do impacto nas unidades de medida anteriores para essa categoria de impacto;

$UCF_{i \rightarrow j}$ é o fator de conversão específico para o método e categoria de impacto, definido como o inverso do fator de caracterização para uma nova substância de referência. Sendo:

$$UCF_{i \rightarrow j} = \frac{1}{CF_i} \quad (2)$$

CF_i o fator de caracterização para a nova substância de referência, expresso nas unidades originais de i (ex.: kg NO_x eq./kg fluxo elementar).

Owsianiak *et al.* (2014) recomendam como critérios para a seleção de uma substância de referência a (1) disponibilidade de um fator de caracterização para tal substância em todos os modelos comparados e que (2) ao menos um dos modelos de caracterização tenha essa

¹⁶ [...] recommended practice for characterization modelling in [LCA]: a case study-based comparison. *Int. J. Life Cycle Assess.* (2014) 19:1007–1021. DOI 10.1007/s11367-014-0708-3

substância como referencial na unidade de medida (ex.: kg C₂H₄ eq. para Formação de oxidantes). Exceção ao critério 2 foi feita para o impacto de Acidificação, pois os fatores de caracterização dos métodos se diferenciavam em até três ordens de grandeza, o que tornaria, logicamente, os resultados do método Impact World+ *outliers*. Owsianiak *et al.* (2014) também consideraram exceções em sua própria metodologia, mas por motivos distintos.

Tabela 5 – Fatores de conversão para as categorias em *midpoint*

Categoria de impacto	Método de caracterização e unidade original (eq.)						Nova unidade de referência (NUR)	Fator de conversão					
	ReCiPe	EPD	TRACI	Impact World	CML	EF		ReCiPe	EPD	TRACI	Impact World	CML	EF
Aquecimento global	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂ eq.	1	1	1	1	1	1
Depleção de ozônio	kg CFC-11	kg CFC-11	kg CFC-11	kg CFC-11	kg CFC-11	kg CFC-11	kg CFC-11 eq.	1	1	1	1	1	1
Acidificação	kg SO ₂	kg SO ₂	kg SO ₂	kg SO ₂	kg SO ₂	mol H ⁺	kg NH ₃ eq.	1/1,96	1/1,88	1/1,88	1/0,0037	1/1,6	1/3,2
Formação de oxidantes (H, E)	kg NO _x	kg NMVOC	kg O ₃	kg NMVOC	kg C ₂ H ₄	kg NMVOC	kg C ₂ H ₄ eq.	1/0,363	1/1,69	1/8,995	1/1,69	1	1/1,69
	kg NO _x							1/0,585					
Eutrofização (F, M)	kg P	kg PO ₄	kg N	kg PO ₄	kg PO ₄	kg P	kg PO ₄ eq.	3,03 ^[1]	1	0,424 ^[1]	1	1	3,03 ^[1]
	kg N			kg N		kg N		0,424 ^[1]			0,424 ^[1]		0,424 ^[1]
Formação de particulado	kg PM _{2,5}	-	kg PM _{2,5}	kg PM _{2,5}	-	disease inc.	kg PM _{2,5} eq.	1	-	1	1	-	1/0,0002385
Toxicidade carcinogênica	kg 1,4-DCB	-	CTUh	CTUh	-	CTUh	kg 1,4-DCB eq.	1	-	4.650.000 ^[1]	4.650.000 ^[1]	-	4.650.000 ^[1]
Depleção fóssil	kg oil	MJ	MJ surplus	MJ deprived	MJ	MJ	kg oil eq.	1	1/43,2	1/6,6	1/45,8	1/43,2	1/43,2
Depleção mineral	kg Cu eq	kg Sb eq	-	kg deprived	kg Sb eq	kg Sb eq	kg Sb eq.	1/0,572	1	-	1/0,850	1	1

Fonte: autoria própria, 2022

^[1] Owsianiak *et al.* (2014).

3.3.1.2.4 Horizonte de tempo (T)

Em função da disponibilidade de dados de inventário lineares (não dinâmicos) do ciclo de vida do sistema de produto em estudo, a incerteza temporal sobre os dados de inventário não foi considerada neste estudo. Entretanto, o horizonte temporal de modelos de caracterização de determinadas categorias de impacto podem não bem representar o tempo de vida de um produto ou as interações químicas mais intensas de certos fluxos elementares na natureza. Portanto, a incerteza de escolha do horizonte temporal dos modelos de caracterização foi considerada. Três categorias de impacto que apresentavam essa consideração temporal foram inspecionadas com base no horizonte, semelhante a Guo e Murphy (2012):

Horizonte temporal padrão:

T_{1A}: Aquecimento global: 100 anos

T_{1B}: Depleção de ozônio estratosférico: 100 anos

T_{1C}: Toxicidade humana carcinogênica: 100 anos

Horizonte temporal inferior:

T_{2A}: Aquecimento global: 20 anos

T_{2B}: Depleção de ozônio estratosférico: 20 anos

T_{2C}: Toxicidade humana carcinogênica: 20 anos

Horizonte temporal superior (maior que 100 anos):

T_{3A}: Aquecimento global: 1000 anos

T_{3B}: Depleção de ozônio estratosférico: ∞ (infinitos) anos

T_{3C}: Toxicidade humana carcinogênica: ∞ (infinitos) anos

Para a categoria Aquecimento global o horizonte de tempo de 1000 anos foi definido por ser o mais longo horizonte relatado na literatura para as funções de resposta de CO₂ na atmosfera. Os demais horizontes de tempo (20 e ∞ anos) também são convencionais para as demais categorias de impacto (Huijbregts *et al.*, 2016).

Os três diferentes níveis de horizontes temporais (inferior, padrão e superior) também estão associados no método ReCiPe a três perspectivas: individualista (I), hierarquista (H) e igualitária (E), respectivamente (Huijbregts *et al.*, 2016). Combinações de múltiplos horizontes temporais para diferentes categorias de impacto não foram analisadas, isto é, um horizonte de 20 anos para a categoria Aquecimento global não foi combinado com um horizonte de 100 anos para Toxicidade humana, ou ∞ anos para Depleção de ozônio.

3.3.1.3 Parâmetros metodológicos de posição

São considerados parâmetros metodológicos de posição aqueles que, quando utilizados, não alteram a caracterização dos impactos ambientais, isto é, um resultado da multiplicação entre um dado de inventário e seu respectivo fator de caracterização. São elementos opcionais (não obrigatórios) em uma ACV, mas que têm o potencial de alterar o *ranking* dos cenários, embora não o resultado do indicador em si. Neste estudo, referem-se a fatores de normalização (N) e fatores de ponderação (P).

3.3.1.3.1 Fatores de normalização (N)

Para realizar a análise de cenários, iterações dos procedimentos de normalização interna baseados em Sousa *et al.* (2021)¹⁷ foram adotados. Fatores de normalização externa não foram abordados neste trabalho por não terem sido identificados valores referenciais à contribuição das resinas termoplásticas analisadas em relação ao impacto total desses produtos no contexto brasileiro.

N₁: Normalização interna Simples

Neste procedimento de normalização interna, o valor absoluto máximo do impacto ambiental é utilizado como referencial para normalizar os demais valores de impactos (Eq. 3).

¹⁷ Internal Normalization Procedures in the Context of LCA: A Simulation-Based Comparative Analysis. *Environ. Model. Assess.* (2021) 26:271–281. DOI 10.1007/s10666-021-09767-5.

$$n_{ij} = \frac{S_{ij}}{S_j^*} \quad (3)$$

Onde:

n_{ij} é o valor normalizado do impacto i para um cenário j ;

S_{ij} é o valor do impacto i para um cenário j antes da normalização;

S_j^* é o valor máximo do impacto i , selecionado dentre os valores S_{ij} (referencial).

Diferentemente da Eq. 3, o valor absoluto mínimo do impacto ambiental aplica-se da seguinte maneira (Eq. 4):

$$n_{ij} = \frac{S_j^-}{S_{ij}} \quad (4)$$

Onde:

n_{ij} é o valor normalizado do impacto i para um cenário j ;

S_{ij} é o valor do impacto i para um cenário j antes da normalização;

S_j^- é o valor mínimo do impacto i , selecionado dentre os valores S_{ij} (referencial).

Outras referências comumente adotadas neste procedimento são a soma dos valores dos impactos e um valor *baseline* selecionado dentre as alternativas. Neste procedimento é que todos os resultados são convertidos de maneira proporcional, permanecendo a mesma ordem relativa dos resultados.

N₂: Normalização interna Linear

Este procedimento de normalização (Eq. 5 e Eq. 6) considera simultaneamente os valores máximos e mínimos obtidos dentre os impactos ambientais, onde para impactos positivos:

$$n_{ij} = \frac{S_{ij} - S_j^-}{S_j^* - S_j^-} \quad (5)$$

Já para impactos negativos:

$$n_{ij} = \frac{S_j^* - S_{ij}}{S_j^* - S_j^-} \quad (6)$$

Onde:

n_{ij} é o valor normalizado do impacto i para um cenário j ;

s_{ij} é o valor do impacto i para um cenário j antes da normalização;

s_j^* é o valor máximo do impacto i , selecionado dentre os valores s_{ij} ;

s_j^- é o valor mínimo do impacto i , selecionado dentre os valores s_{ij} .

Dado que a Normalização Linear normaliza os dados linearmente, possibilita-se a comparação direta dos cenários alternativos, a variação de escalas é entre 0 e 1 para cada categoria de impacto.

N₃: Normalização interna Vetorial

O valor referencial neste procedimento é obtido pelo cálculo da distância Euclidiana entre os impactos positivos (Eq. 7) e negativos (Eq. 8). Cada coluna j de uma matriz de referência é dividida pelo seu valor de referência das categorias de impacto m , dado $i = 1, \dots, m$, onde:

$$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m s_{ij}^2}} \quad (7)$$

Ainda:

$$n_{ij} = \frac{\frac{1}{s_{ij}}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m \left(\frac{1}{s_{ij}^2}\right)}} \quad (8)$$

A Normalização Vetorial considera apenas os valores absolutos como divisores, ou seja, o valor em módulo dos números reais. Assim, elimina-se a possibilidade de obter-se zero como o valor de referência.

N4: Normalização interna Padrão

Este procedimento normaliza os dados utilizando um valor médio e o desvio padrão do conjunto, de acordo com a Eq. 9:

$$n_{ij} = \frac{S_{ij} - \mu_{S_{ij}}}{\sigma_{S_{ij}}} \quad (9)$$

Onde:

S_{ij} é o valor do impacto i para um cenário j antes da normalização;

$\mu_{S_{ij}}$ é a média aritmética;

$\sigma_{S_{ij}}$ é o desvio padrão dos valores S_{ij} .

A Normalização interna Padrão apresenta um intervalo dinâmico, isto é, os valores normalizados não são limitados a um intervalo específico. Este procedimento é recomendado para quando os valores mostram um comportamento normal.

N5: Normalização interna Sigmoide

Este procedimento de normalização requer a média e o desvio padrão do conjunto de dados, além da normalização padrão do conjunto (Eq. 10). Os dados de entrada na equação são convertidos de maneira não linear, com base em uma função Sigmoide:

$$n_{ij} = \frac{1}{1 + e^{-\frac{S_{ij} - \mu_{S_{ij}}}{\sigma_{S_{ij}}}}} \quad (10)$$

Os dados dentro do desvio padrão da média são mapeados à região quase linear da curva sigmoide. Os *outliers*, por sua vez, são comprimidos ao longo das caudas da curva S . Este procedimento é apropriado quando há *outliers* extremos no conjunto de dados e que se deseja manter no estudo.

N6: Normalização interna Decimal

Neste procedimento de normalização, os dados são transformados a partir do deslocamento do ponto decimal, que depende do valor absoluto máximo do impacto ambiental (Eq. 11):

$$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{10^k} \quad (11)$$

Onde:

k é o menor número inteiro tal que máx. ($|n_{ij}|$) ≤ 1 .

A Normalização interna Decimal converte os dados em uma escala entre (-1, 1). Este procedimento é mais recomendado quando os valores absolutos são representados por números maiores do que 1.

3.3.1.3.2 Fatores de ponderação (P)

Para a análise de cenários, diferentes fatores de ponderação foram adotados. Os requisitos dos pesos foram que alcançassem um valor de 100% quando totalizados e que nenhuma categoria representasse mais do que 25% do total, conforme apresentado a seguir.

P1: Igualitária

Todos os resultados normalizados das nove categorias de impacto são igualmente ponderados (Tabela 6).

Tabela 6 – Fatores de ponderação para P_1

Categoria de impacto	Fator de ponderação ($\sum \rho_{ij} \rho$) $\times 100\%$
Aquecimento global	
Depleção de ozônio	
Acidificação	
Formação de oxidantes	
Eutrofização	(100 \div 9) $\times 100\%$
Formação de particulado	= 11,1111%
Toxicidade carcinogênica	
Depleção fóssil	
Depleção mineral	
Σ	100% $\pm 0,0001$

Fonte: autoria própria, 2022

P₂: Hierarquista/média, baseada em ReCiPe *endpoint* 2016

As categorias de impacto são ponderadas conforme seja sua contribuição em nível *endpoint* para determinada área de proteção (AoP). Se a categoria contribuiu para Saúde humana (DALY.kg⁻¹), recebeu pontuação 400. Se a contribuição da categoria foi para Ecossistemas (species.yr.kg⁻¹), também recebeu pontuação 400. Pontuou 200 quando a categoria contribuiu para Recursos naturais (USD.kg⁻¹) (Tabela 7).

Tabela 7 – Fatores de ponderação para P₂

Categoria de impacto	Área de Proteção	Ponderação $\rho_{i \rightarrow j}$	Fator de ponderação $(\rho / \sum \rho_{ij}) \times 100\%$		
Aquecimento global	Saúde humana Ecossistemas (terrestres) Ecossistemas (aquáticos)	400	$(400 \div 3200) \times 100\%$ = 12,5000%		
Depleção de ozônio	Saúde humana				
Acidificação	Ecossistemas				
Formação oxidantes	Saúde humana Ecossistemas				
Eutrofização	Ecossistemas				
Formação de particulado	Saúde humana				
Toxicidade carcinogênica	Saúde humana				
Depleção fóssil	Recursos naturais			200	$= (200 \div 3200) \times 100\%$ = 6,2500%
Depleção mineral	Recursos naturais				
				Σ	100% ± 0,0000

Fonte: autoria própria, 2022

P₃: Hierarquista/hierarquista, baseada em ReCiPe *endpoint* 2016

As categorias de impacto são ponderadas conforme seja sua contribuição em nível *endpoint* para determinada área de proteção (AoP). Se a categoria contribuiu para Saúde humana (DALY.kg⁻¹), recebeu pontuação 300. Se a contribuição da categoria foi para Ecossistemas (species.yr.kg⁻¹), recebeu pontuação 400. Pontuou 300 quando a categoria contribuiu para Recursos naturais (USD.kg⁻¹). Algumas categorias de impacto contribuíram tanto para Saúde humana quanto para Ecossistemas. Isso também ocorreu na P₂, mas naquele caso a ponderação para ambas as AoP era a mesma (400). Em P₃, um ajuste foi realizado para atribuir a ponderação em diferentes AoP que compartilham uma categoria em *midpoint* (Tabela 8).

Tabela 8 – Fatores de ponderação para P_3

Categoria de impacto	Área de Proteção	Ponderação $\rho_{i \rightarrow j}$	Fator de ponderação $(\rho/\sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$
Aquecimento global	Saúde humana	300	$\{[(300+400+400) \div 3] \div \sum\rho_{ij}^{[1]}\} \times 100\%$ = 12,1547%
	Ecosistemas (terrestres)	400	
	Ecosistemas (aquáticos)	400	
Depleção de ozônio	Saúde humana	300	$(300 \div \sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$ = 9,9448%
Acidificação	Ecosistemas	400	$(400 \div \sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$ = 13,2597%
Formação de oxidantes	Saúde humana	300	$\{[(300+400) \div 2] \div \sum\rho_{ij}^{[1]}\} \times 100\%$ = 11,6022%
	Ecosistemas	400	
Eutrofização	Ecosistemas	400	$(400 \div \sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$ = 13,2597%
Formação de particulado	Saúde humana	300	$(300 \div \sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$ = 9,9448% cada
Toxicidade carcinogênica	Saúde humana	300	
Depleção fóssil	Recursos naturais	300	$(300 \div \sum\rho_{ij}^{[1]}) \times 100\%$ = 9,9448% cada
Depleção mineral	Recursos naturais	300	
Σ			100% \pm 0,0003

Fonte: autoria própria, 2022

[1] $\sum\rho_{ij}^{[1]} (100\%) = \sum\rho_1/3 + \rho_2 + \rho_3 + \sum\rho_4/2 + \rho_5 + \rho_6 + \rho_7 + \rho_8 + \rho_9 = 3016,6667$.

P4: Adaptação de Zanghelini (2018)

Zanghelini (2018) desenvolveu fatores de ponderação de categorias de impacto ambiental em nível *midpoint*. As categorias de impacto consideradas pelo autor foram: Aquecimento global, Depleção de ozônio, Depleção abiótica, Toxicidade humana, Uso de superfície de terra, Acidificação, Formação de ozônio fotoquímico e Eutrofização. Diferentemente de Zanghelini, este trabalho considerou a categoria de Depleção abiótica através da dissociação entre recursos fósseis e minerais (Tabela 9). Em função disso, o fator de Depleção abiótica do trabalho supracitado foi dividido em duas frações iguais. Outro *proxy* adotado neste trabalho foi a associação direta da categoria Toxicidade carcinogênica com o fator de ponderação para Toxicidade humana, considerado por Zanghelini. O presente trabalho não analisou a categoria uso de superfície de terra, mas Formação de particulado. Assim, foi atribuído à última o percentual remanescente na escala de 0 a 100%.

Tabela 9 – Fatores de ponderação para P_4

Categoria de impacto	Zanghelini (2018)	Fator de ponderação $\rho_i \times 100\%$
Aquecimento global	0,185	18,5000
Depleção de ozônio	0,155	15,5000
Acidificação	0,105	10,5000
Formação de oxidantes	0,086	8,6000
Eutrofização	0,083	8,3000
Formação de particulado	-	10,6000
Toxicidade carcinogênica	0,129	12,9000
Depleção fóssil	0,150	7,5000
Depleção mineral		7,5000
	Σ	100% \pm 0,0001

Fonte: autoria própria, 2022

P5: Adaptação de Soares, Toffoletto, Deschênes (2006)

Soares, Toffoletto e Deschênes (2006) desenvolveram um método para identificar pesos de categorias de impacto usando uma abordagem de painel e uma multicritério (MCDA) para uso na etapa de ponderação da AICV. As categorias de impacto citadas pelos autores foram: Aquecimento global, Depleção de ozônio, Recursos abióticos, Uso de superfície de terra, Acidificação, Formação de ozônio fotoquímico, Ecotoxicidade, Substâncias tóxicas, Eutrofização aquática e terrestre. A abordagem dada à categoria de Recursos abióticos e Formação de particulado foi a mesma que na ponderação P_4 . Os fatores de ponderação para Eutrofização aquática e terrestre trazidos por Soares *et al.* foram agregados para representar a categoria “Eutrofização”. Procedimento similar foi adotado para Toxicidade carcinogênica como um *proxy* de Substâncias tóxicas. Como o presente trabalho não abordou Ecotoxicidade, o percentual de ponderação atribuído por Soares *et al.* foi proporcionalmente distribuído entre as categorias de impacto ora analisadas (Tabela 10).

Tabela 10 – Fatores de ponderação para P_5

Categoria de impacto	Soares <i>et al.</i> (2006)	Fator de ponderação
		$\rho_i \times 100\%$
Aquecimento global	0,182	19,9125
Depleção de ozônio	0,131	14,3326
Acidificação	0,092	10,0656
Formação de oxidantes	0,068	7,4398
Eutrofização	0,079 (aquática) 0,061 (terrestre)	15,3173
Formação de particulado	-	11,5974
Toxicidade carcinogênica	-	7,2210
Depleção fóssil	0,129	7,0569
Depleção mineral		7,0569
	Σ	100% \pm 0,0000

Fonte: autoria própria, 2022

P₆: Escolhas do autor

A definição de pesos para as categorias de impacto é dependente do julgamento de valor dos proponentes, ou seja, é subjetiva. Métodos envolvendo painelistas, por exemplo, dependem do número de participantes, sua *expertise*, origem, etc. (Soares; Toffoletto; Deschênes, 2006). Frequentemente, acadêmicos, industriais, e outros segmentos da sociedade (*stakeholders*) são consultados a respeito de suas preferências e opiniões (Zanghelini *et al.*, 2018). Com base nisso, o autor desta tese proferiu suas próprias considerações através de ponderações (Tabela 11).

Tabela 11 – Fatores de ponderação para P_6

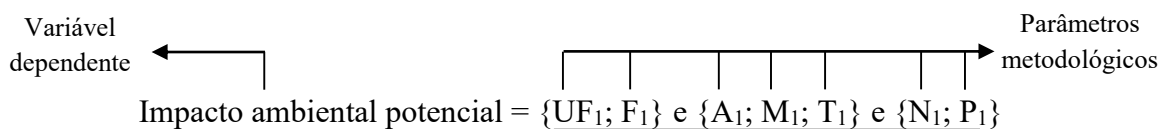
Categoria de impacto	Ponderação	Fator de ponderação
	ρ_i	$\rho_i \times 100\%$
Aquecimento global	0,225	22,5000
Depleção de ozônio	0,150	15,0000
Acidificação	0,050	5,0000
Formação de oxidantes	0,100	10,0000
Eutrofização	0,075	7,5000
Formação de particulado	0,100	10,0000
Toxicidade carcinogênica	0,175	17,5000
Depleção fóssil	0,050	5,0000
Depleção mineral	0,075	7,5000
	Σ	100% \pm 0,0000

Fonte: autoria própria, 2022

3.3.2 Iteração dos cenários

A AnC possibilita avaliar a amplitude entre o resultado de um cenário-base (C_{BASE} ou C_{01}) e de cenários alternativos (C_N), demonstrando o nível de sensibilidade do resultado original a cada escolha experimentada. Neste trabalho, o cenário-base foi modelado a partir da metodologia destacada na subseção 3.2.1 (Metodologia de ACV). A condução prática da AnC está descrita a seguir.

O cenário-base foi analisado considerando um parâmetro metodológico diferente para cada tipo de escolha. Os parâmetros metodológicos estão descritos na subseção 3.3.1 (Definição dos parâmetros metodológicos). Observa-se abaixo a configuração ilustrativa de uma coleção de parâmetros, isto é, do cenário-base.



Nota: o número “1” após cada parâmetro metodológico re-se ao cenário-base ($i = 1$).

Onde:

UF_1 : Produção de 1000 kg de <Produto 06> em um ano

F_1 : Sistema de produto que compreende a geração de vapor a partir da queima de combustível fóssil

A_1 : alocação por massa

M_1 : modelos de caracterização considerados no ReCiPe 2016

T_1 : horizonte de tempo padrão

N_1 : normalização interna simples

P_1 : ponderação do tipo igualitária

A UF é estabelecida previamente à modelagem do sistema de produto, ainda na fase de definição de objetivo e escopo. Em seguida, os dados de inventário são correlacionados a essa UF, encerrando a fase de ICV. A UF_i é um dos parâmetros metodológicos que compõem o

cenário, mas como sistemas com UF diferentes não podem ser comparados, ela foi iterada, mas UF₁ não foi comparada com UF₂.

No programa SimaPro, apenas os parâmetros metodológicos de função e caracterização (Figura 9) foram modelados: unidade funcional, sistema de produto, alocação, modelo de caracterização, horizonte de tempo. Os parâmetros metodológicos de caracterização influenciam quantitativamente o resultado da categoria de impacto. Os parâmetros metodológicos de posição (normalização e ponderação) não alteram o resultado do impacto potencial de um produto, apenas transformam-no. Portanto, esses dois parâmetros de posição foram iterados *a posteriori*, isto é, após a modelagem dos parâmetros metodológicos de caracterização ser concluída no programa.

Uma vez modelado o cenário-base conforme descrito na seção 3.2.1 (Metodologia de ACV), há a primeira iteração discreta dos parâmetros metodológicos. Por exemplo, o parâmetro metodológico “A₁”, que representa a alocação por massa no cenário-base é substituído pelo parâmetro metodológico “A₂”, que representa alocação por entalpia. Os demais parâmetros metodológicos permanecem constantes. Essa modificação foi realizada dentro da interface do programa de ACV. Esse cenário iterado apresenta a seguinte configuração ilustrativa:

$$\text{Impacto ambiental potencial} = \{UF_1; F_1\} \text{ e } \boxed{A_2}; M_1; T_1\} \text{ e } \{N_1; P_1\}$$

Onde:

UF₁: Produção de 1000 kg de <Produto 06> em um ano

F₁: sistema de produto que compreende a geração de vapor a partir da queima de combustível fóssil

$\boxed{A_2}$: alocação por entalpia

M₁: modelos de caracterização considerados no ReCiPe 2016

T₁: horizonte de tempo padrão

N₁: normalização interna simples

P₁: ponderação do tipo igualitária

Feita a iteração do parâmetro metodológico “alocação” na modelagem, há um resultado diferente do original em cada categoria de impacto. No exemplo da Tabela 12, baseado na

categoria “Aquecimento global”, trabalha-se com a iteração do parâmetro metodológico “alocação”, em que são calculados índices de amplitude ($\Delta\text{CO}_2 \text{ eq.}/C_{\text{BASE}}$) para a relação $\Delta A = \{A_i; A_{i+1}, A_{i+2}, A_{i+3}, \dots, A_{i+n}\}$ (Eq. 12), isto é, a mudança efetiva no valor de impacto ambiental:

$$\Delta A = (A_{i+n} - A_i) \quad (12)$$

Onde:

A_i : tipo de alocação do cenário-base. Neste exemplo, $A_i = A1$

A_{i+n} : tipo de alocação do cenário iterado. Neste exemplo, $A_{i+n} = A2$

ΔA = amplitude do resultado ao comparar A_{i+n} com A_i

Tabela 12 – Amplitude de cenários alternativos ao cenário-base variando o tipo de alocação

Cenário	Modelagem no programa ^[1]				Resultado (kg CO ₂ eq.) ^[2]	ΔCO_2 eq./C _{BASE}
	Sistema de produto	Alocação	Modelo de caract.	Horiz. tempo		
Cenário-base	F1	A1	M1	T1	120	-
C _{N+1}	F1	A2	M1	T1	145	+25
C _{N+2}	F1	A3	M1	T1	108	-12
C _{N+3}	F1	A4	M1	T1	120	0

Fonte: autoria própria, 2022

^[1] Um único grupo de parâmetros metodológicos é modificado de cada vez, enquanto os demais permanecem constantes. Isso permite identificar a sensibilidade de um cenário a uma escolha metodológica específica. No caso desta tabela, varia-se a escolha do tipo de alocação.

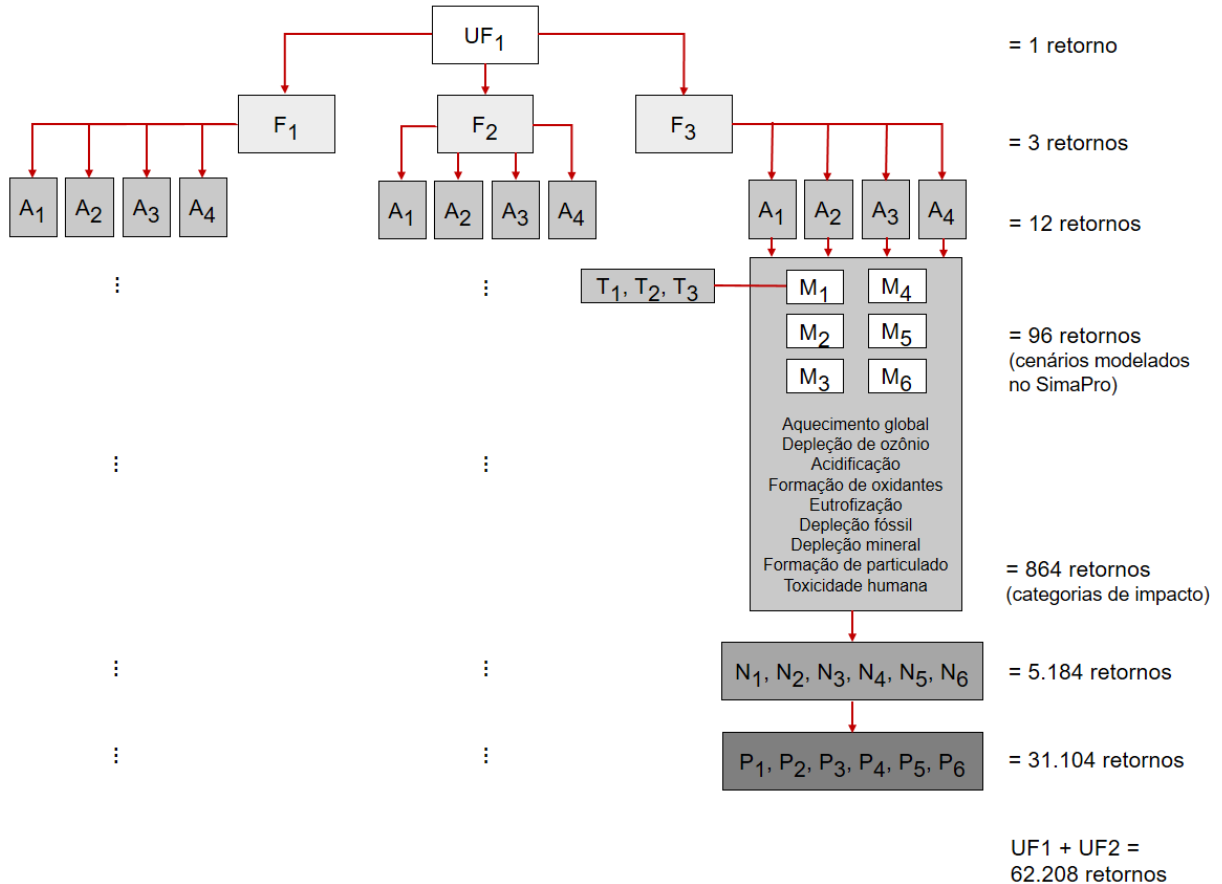
^[2] Exemplo genérico.

Em uma leitura rápida da Tabela 12, pode-se interpretar o seguinte:

- Escolher os fatores de alocação “A2” em vez de “A1” provoca, direta ou indiretamente, um *aumento* de 25 kg CO₂ eq. no resultado da modelagem, em comparação ao cenário-base;
- Escolher os fatores de alocação “A3” em vez de “A1” provoca, direta ou indiretamente, uma *diminuição* de 12 kg CO₂ eq. no resultado da modelagem, em comparação ao cenário-base;
- Escolher os fatores de alocação “A4” em vez de “A1” *não* altera, direta ou indiretamente, o resultado da modelagem, em comparação ao cenário-base.

Finalmente, a construção de cada cenário metodológico com os respectivos parâmetros e iterações pode ser representada graficamente pela Figura 15 e deduzida algebricamente pela Equação 13.

Figura 15 – Árvore de cenários (combinações de escolhas metodológicas)



Fonte: autoria própria, 2022

Considerando que:

C_x: cenário metodológico
 UF: unidade funcional
 F: sistema de produto

A: procedimento de alocação
 M: modelo de caracterização
 T: horizonte temporal

$$C_x = F \left\{ \begin{matrix} A & M & T \\ i \rightarrow j & i \rightarrow j & i \rightarrow j \end{matrix} \mid \Delta T \ni C_x \Leftrightarrow M_i \right\} \forall UF_i \quad (13)$$

Leia-se:

“Cenário X do sistema de produto i equivale à conjunção do procedimento de alocação A iterável de i até j , e modelo de caracterização M iterável de i até j , e horizonte temporal T iterável de i até j , tal que a iteração do horizonte temporal T existe em cenário X se, e somente se, o modelo de caracterização M é i , para toda e qualquer Unidade funcional UF_i ”.

Ademais, todos os retornos em termos de impactos ambientais receberam tratamento estatístico, descrito na seção 3.4, o que possibilitou identificar a ocorrência de diferenças significativas entre os cenários.

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os cenários geraram um determinado resultado para as categorias de impacto analisadas, como se fosse a execução de uma ACV em particular. Com isso, os resultados dentro de cada categoria de impacto puderam ser comparados entre si. Por exemplo, estimando que seja X o número de cenários, há X_i resultados de kg CO₂ eq. (Aquecimento global), X_j para kg SO₂ eq. (Acidificação), X_k kg 1,4-DCB eq. (Toxicidade carcinogênica), etc. Observa-se na Tabela 13 um recorte dessa situação.

Tabela 13 – Apresentação de resultados comparativos de uma ACV

Cenário	Categoria y_1	Categoria y_2	...	Categoria y_n
C1	$\bar{x}_1(y_1)$	$\bar{x}_1(y_2)$...	$\bar{x}_1(y_n)$
C2	$\bar{x}_2(y_1)$	$\bar{x}_2(y_2)$...	$\bar{x}_2(y_n)$
⋮	⋮	⋮	...	⋮
Cn	$\bar{x}_n(y_1)$	$\bar{x}_n(y_2)$...	$\bar{x}_n(y_n)$

Fonte: autoria própria, 2022

Destaca-se, novamente, que cada escolha metodológica recebe a denominação de parâmetro metodológico. Um conjunto de parâmetros metodológicos é denominado cenário. A análise estatística procedeu da seguinte forma:

a) Os dados de impacto ambiental tabulados foram exportados ao programa Statistica versão 8.0 (Statsoft, 2007) e foi realizada uma análise exploratória das estatísticas descritivas de posição, dispersão e assimetria dos resultados das categorias de impacto para todos os cenários.

b) Foram construídos histogramas de frequência com os resultados de todos os cenários em cada categoria de impacto. A determinação do número de classes (k) foi realizada pela Fórmula de Sturges (Eq. 14):

$$k = 1 + 3,32 \log n \quad (14)$$

Onde:

n é o número de dados;

k é o número de classes (Tabela 14).

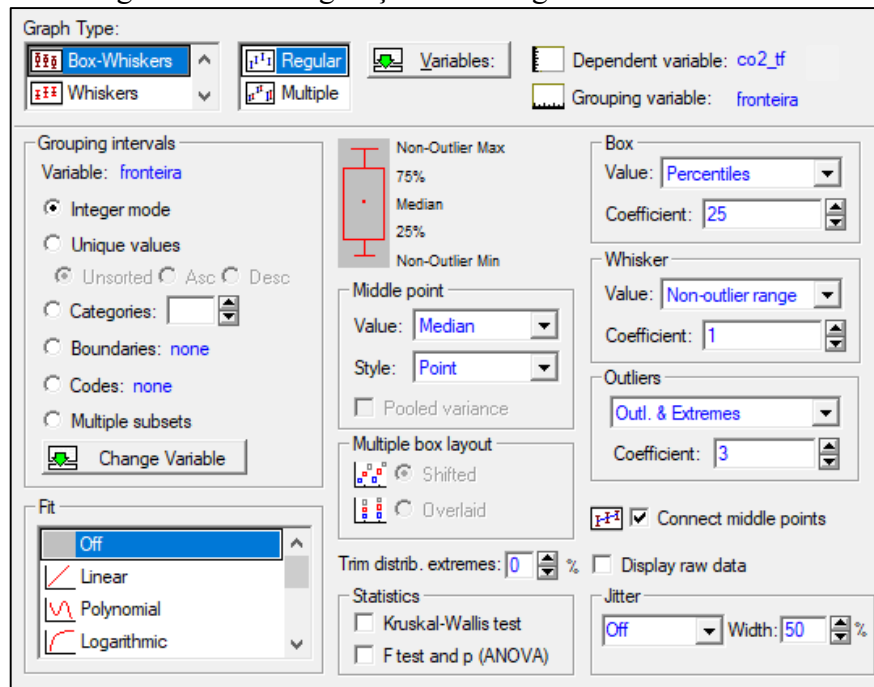
Tabela 14 – Definição do número de classes dos histogramas de frequência

Variável	Fórmula de Sturges	Nº classes
Aquecimento global	7,58	8
Depleção de ozônio	7,58	8
Acidificação	7,17	8
Formação de oxidantes	7,17	8
Eutrofização	7,17	8
Formação de particulado	6,58	7
Toxicidade carcinogênica	7,17	8
Depleção fóssil	7,17	8
Depleção mineral	6,90	7

Fonte: autoria própria, 2022

c) Os dados foram, então, analisados a partir de diagramas Box-Whisker, tendo como variáveis agregadoras a alocação, modelo de caracterização e horizonte temporal. A UF não foi analisada neste caso por não ser possível comparar UF_1 e UF_2 . A Figura 16 representa as configurações adotadas para os diagramas Box-Whisker (também chamado de Diagrama de Caixa ou Box-Plot), tais como pontos centrais, amplitude das caixas, bigodes e *outliers*.

Figura 16 – Configurações dos diagramas Box-Whisker



Fonte: autoria própria, *software* Statística, 2022

d) A partir dos diagramas Box-Whisker, foram identificadas qualitativamente as escolhas metodológicas que provocaram as maiores alterações nos valores de impacto ambiental, diferenciando certos cenários de outros. Em seguida, aquelas alterações que apresentaram esse perfil mais distinto foram analisadas por gráficos de dispersão (*scatterplot*) para se observar com maiores detalhes as possíveis razões para tais diferenças.

e) Uma vez identificado o comportamento dos cenários modelados sob seus respectivos parâmetros metodológicos, os agrupamentos foram alinhados e a hipótese de igualdade entre as médias foi construída, assumindo como pressuposto a normalidade das amostras. As hipóteses testadas foram comparadas ao cenário-base. Isso possibilitou identificar os parâmetros metodológicos que influenciaram significativamente ($\alpha = 5\%$) o resultado da ACV, dado o cenário-base estabelecido. As hipóteses formuladas foram:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2$$

$$H_1: \mu_1 \neq \mu_2$$

Sendo:

μ_1 a média dos agrupamentos dos parâmetros x_j na categoria y_i

μ_2 a média dos agrupamentos dos parâmetros x_k na categoria y_i

A homogeneidade das variâncias dos agrupamentos foi verificada pelo Teste de Hartley (Eq. 15). O valor de F calculado (F_c) foi comparado ao F tabelado (F_t). Sendo $F_c > F_t$, as amostras não seriam homogêneas. Em seguida, sendo $n < 30$, os testes de hipóteses se deram por t de Student tanto se as médias eram homocedásticas (variâncias iguais) (Eq. 16 a Eq. 18) ou não homocedásticas (variâncias diferentes) (Eq. 19 e Eq. 20). As amostras com $n \geq 30$ foram comparadas com base no teste Z (Eq. 21).

$$F_c = \frac{s_{max}^2}{s_{min}^2} \quad (15)$$

Sendo:

s_{max}^2 a maior variância dos tratamentos x_j

s_{min}^2 a menor variância dos tratamentos x_k

Obteve-se o valor calculado t de Student a partir da equação:

$$t_c = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_p \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad (16)$$

Sendo:

\bar{x}_i a média dos agrupamentos x_j na categoria y_i

S_p o desvio padrão corrigido

n o tamanho da amostra

O desvio padrão corrigido foi obtido a partir de:

$$S_p^2 = \frac{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \quad (17)$$

Para o cálculo dos graus de liberdade e obtenção do t tabelado, considerou-se que:

$$Gl = n_1 + n_2 - 2 \quad (18)$$

Já para amostras não homocedásticas, o t calculado foi obtido a partir de:

$$t_c = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}} \quad (19)$$

Para o cálculo dos graus de liberdade de amostras não homocedásticas, considerou-se que:

$$Gl = \frac{\left[\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}\right]^2}{\left[\frac{\left(\frac{s_1^2}{n_1}\right)^2}{n_1 - 1} + \frac{\left(\frac{s_2^2}{n_2}\right)^2}{n_2 - 1}\right]} \quad (20)$$

Já para amostras com tamanho $n \geq 30$, Z calculado foi obtido a partir de:

$$Z_{c,0,05} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2}{n_1} + \frac{\sigma_2^2}{n_2}}} \quad (21)$$

4 RESULTADOS

Primeiramente, nesta seção são apresentados os resultados do cenário-base (4.1). Esses achados são discriminados em impactos da produção da resina <Produto 06> (4.1.1) e em impactos por etapa (seis etapas) do processo produtivo (4.1.2). Após isso, são apresentados os resultados quantificados, normalizados e ponderados das múltiplas iterações de cenários metodológicos (4.2). Finalmente, são apresentados os resultados da análise estatística realizada sobre os resultados de cada cenário de ciclo de vida (4.3). A discussão está reservada à seção 5.

4.1 ACV DO CENÁRIO-BASE

4.1.1 Impactos ambientais por processo unitário

A Tabela 15 apresenta o impacto ambiental nas categorias do ReCiPe 2016 *midpoint* considerando como unidade funcional a “produção de 1000 kg de <Produto 06> em um ano”.

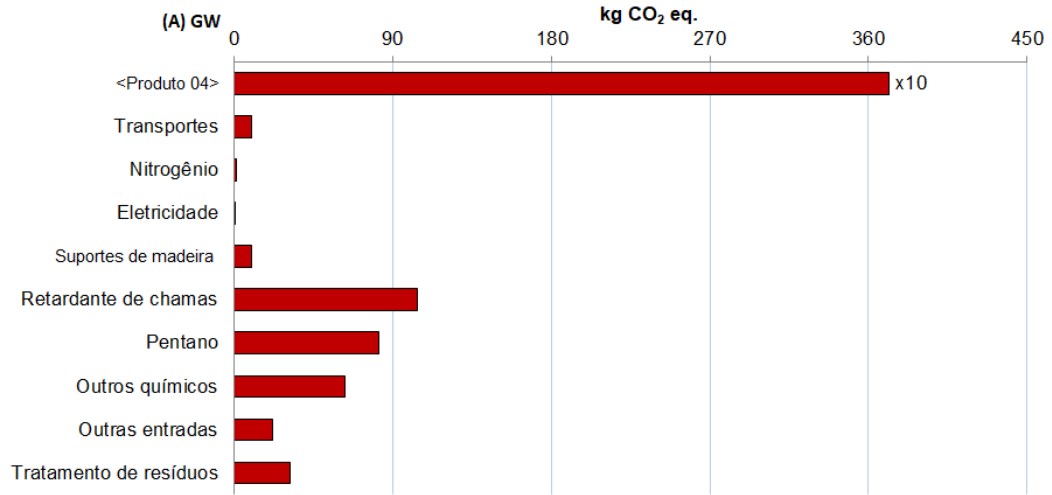
Tabela 15 – Impactos ambientais totais por categoria, 1000 kg de <Produto 06> – ReCiPe 2016 *midpoint*

Categoria de impacto	Sigla	Total	Unidade
Aquecimento global	GW	4041,37	kg CO ₂ eq.
Depleção de ozônio	OD	0,000562	kg CFC-11 eq.
Radiação ionizante	IR	20,56	kBq Co-60 eq.
Formação de material particulado	PM	4,22	kg PM _{2.5} eq.
Escassez de recursos minerais	MD	2,01	kg Cu eq.
Escassez de recursos fósseis	FD	2048,98	kg oil eq.
Consumo de água	H ₂ O	38,14	m ³ eq.
Ecotoxicidade terrestre	ET _T	7571,28	kg 1,4-DCB eq.
Ecotoxicidade em água doce	ET _W	63,38	kg 1,4-DCB eq.
Ecotoxicidade marinha	ET _M	87,48	kg 1,4-DCB eq.
Toxicidade humana carcinogênica	HT _C	71,59	kg 1,4-DCB eq.
Toxicidade humana não carcinogênica	HT _{NC}	1782,90	kg 1,4-DCB eq.
Formação de ozônio, ecossistemas	OF _T	7,22	kg NO _x eq.
Formação de ozônio, saúde humana	OF _H	6,86	kg NO _x eq.
Eutrofização em água doce	EU _W	0,33	kg P eq.
Eutrofização em água marinha	EU _M	0,11	kg N eq.
Acidificação terrestre	TA	12,23	kg SO ₂ eq.
Uso do solo	LU	80,44	m ² a área eq.

Fonte: autoria própria, 2023

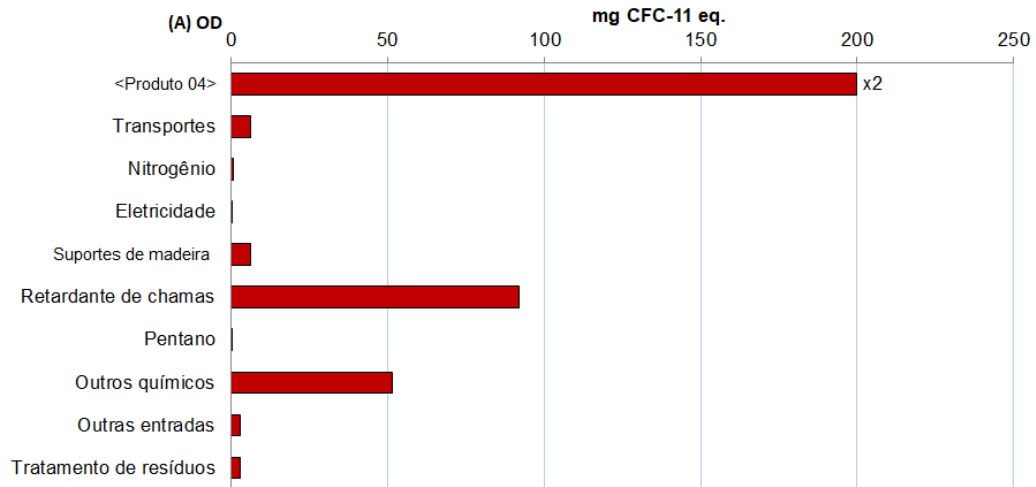
Segmentando os impactos de ciclo de vida da resina <Produto 06> por classes de processos unitários, observa-se que o <Produto 04> predomina em todas as categorias, exceto Uso do solo e Depleção de recursos minerais (Figura 17 à Figura 34).

Figura 17 – Impactos na categoria de Aquecimento global – ReCiPe 2016 *midpoint*



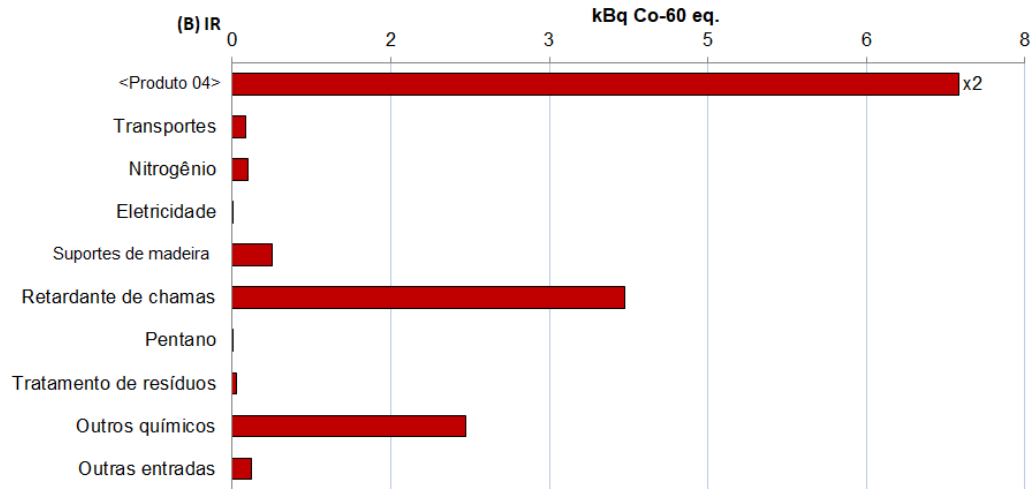
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 18 – Impactos na categoria de Depleção de ozônio estratosférico – ReCiPe 2016 *midpoint*



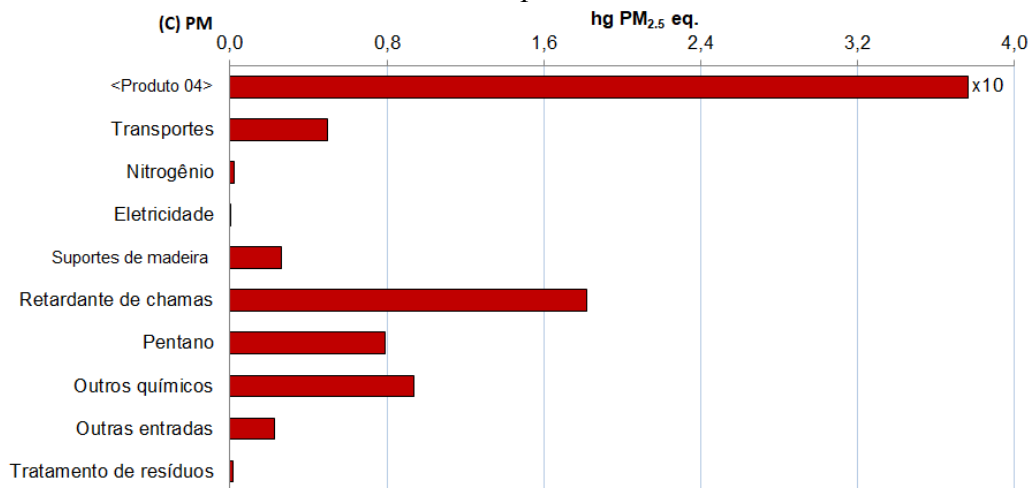
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 19 – Impactos na categoria de Radiação ionizante – ReCiPe 2016 *midpoint*



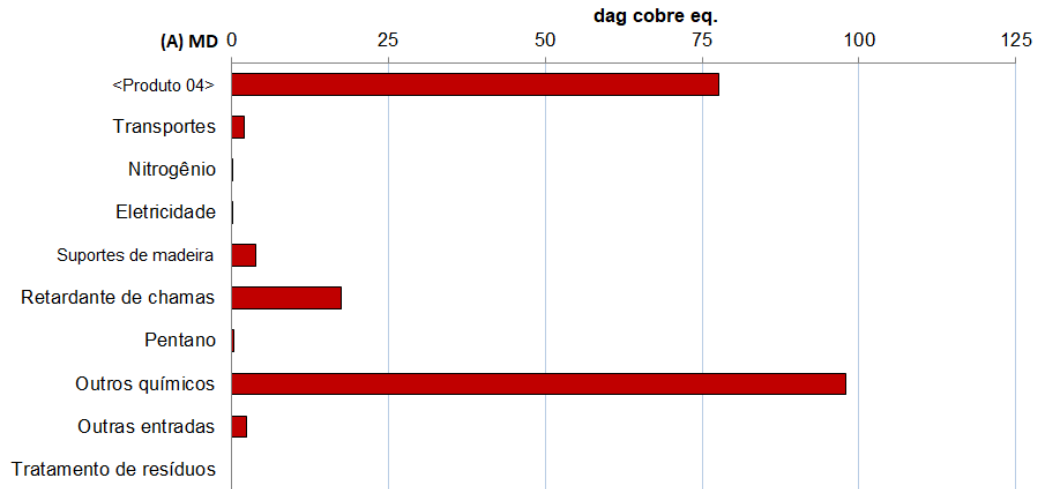
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 20 – Impactos na categoria de Formação de material particulado – ReCiPe 2016 *midpoint*



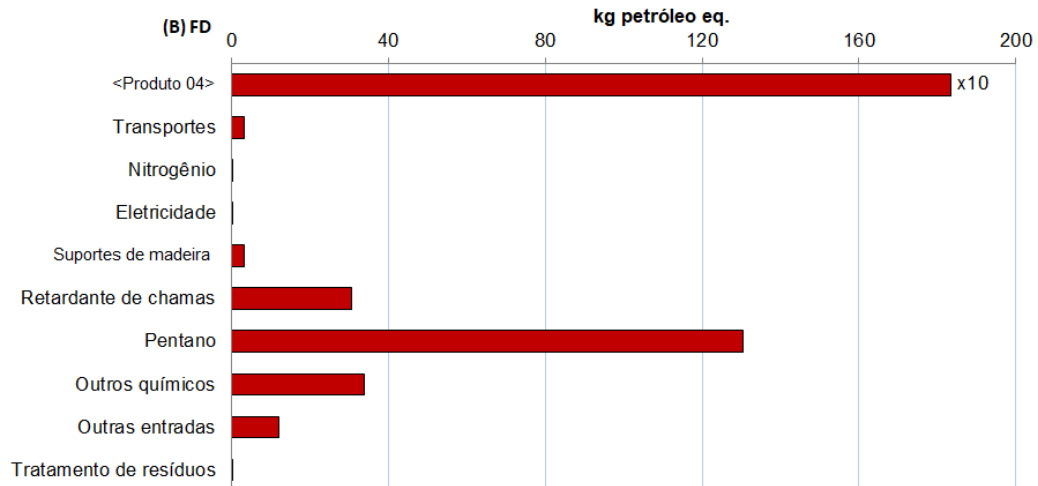
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 21 – Impactos na categoria de Escassez mineral – ReCiPe 2016 *midpoint*



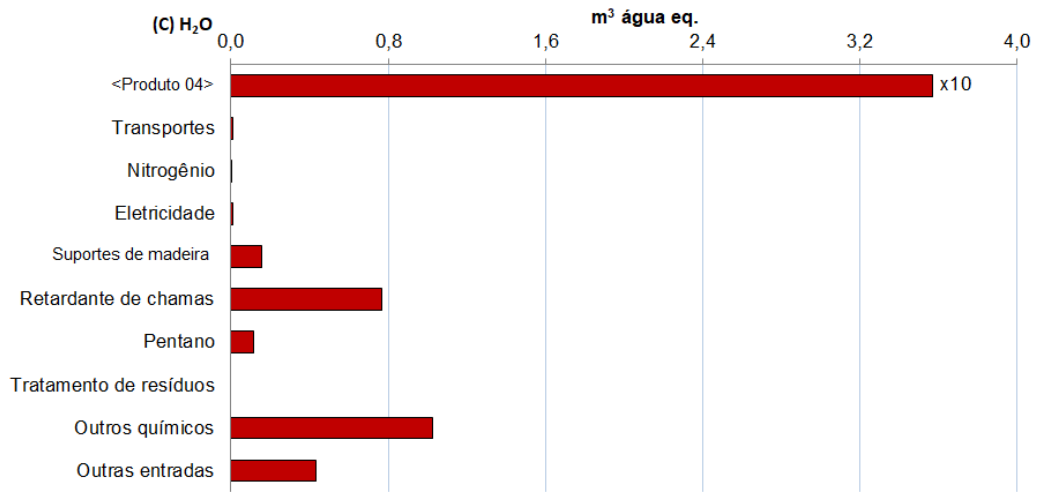
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 22 – Impactos na categoria de Escassez fóssil – ReCiPe 2016 *midpoint*



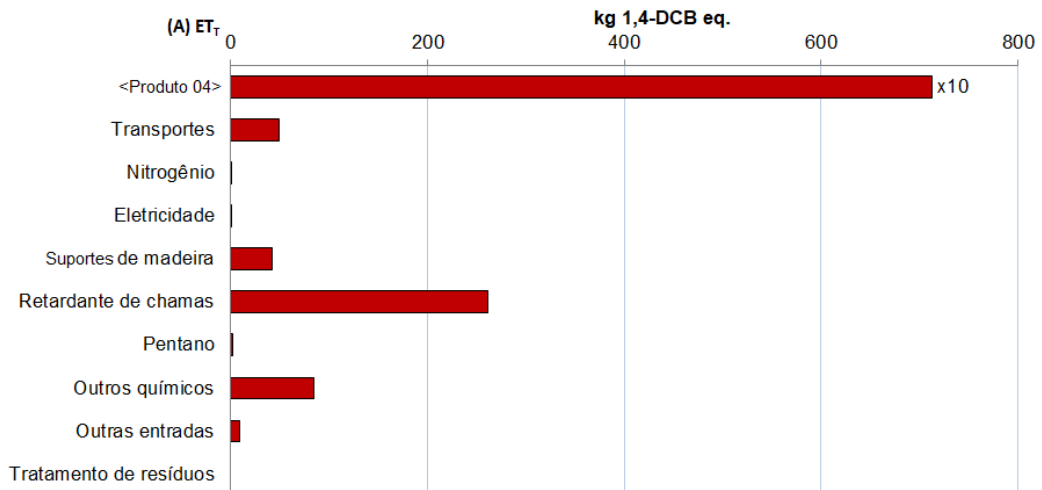
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 23 – Impactos na categoria de Consumo de água – ReCiPe 2016 *midpoint*



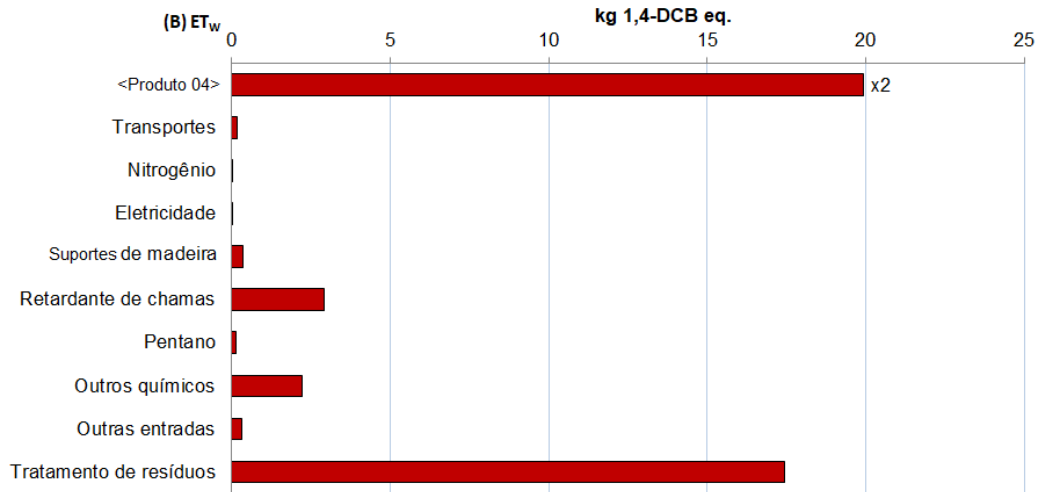
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 24 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade terrestre – ReCiPe 2016 *midpoint*



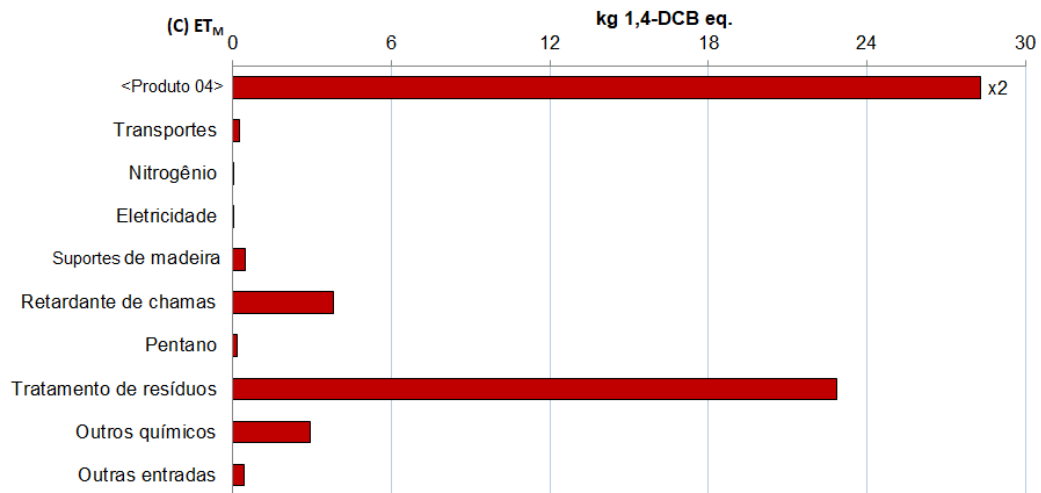
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 25 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade em água doce – ReCiPe 2016 *midpoint*



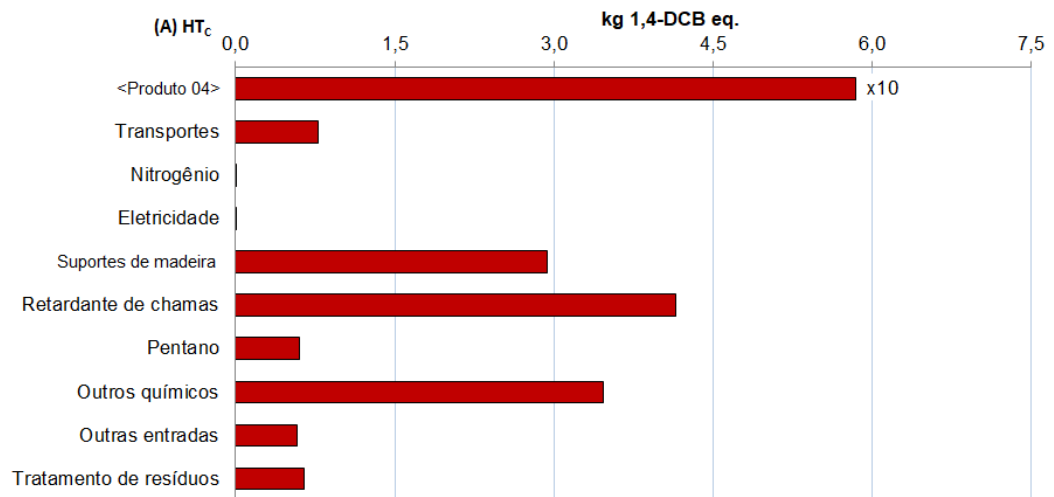
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 26 – Impactos na categoria de Ecotoxicidade em água marinha – ReCiPe 2016 *midpoint*



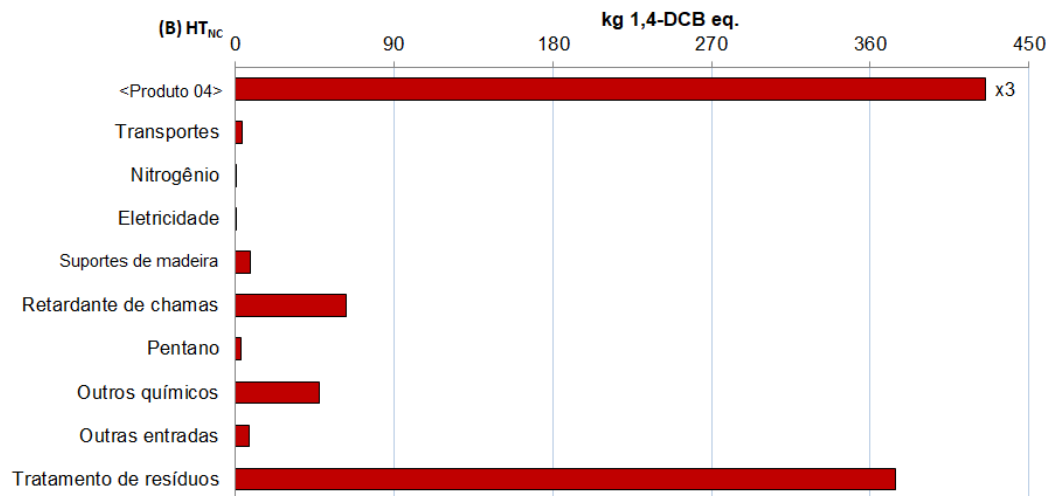
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 27 – Impactos na categoria de Toxicidade humana carcinogênica – ReCiPe 2016
midpoint



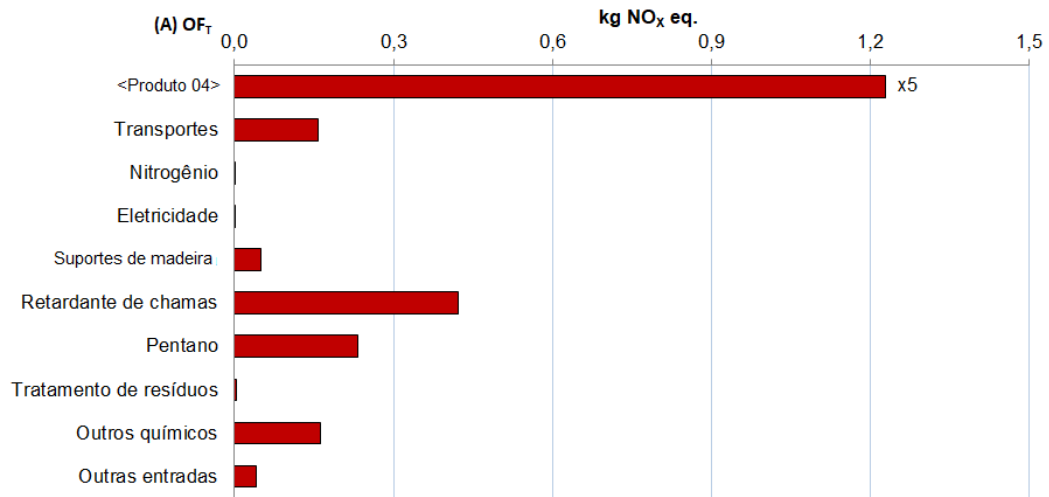
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 28 – Impactos na categoria de Toxicidade humana não carcinogênica – ReCiPe 2016
midpoint



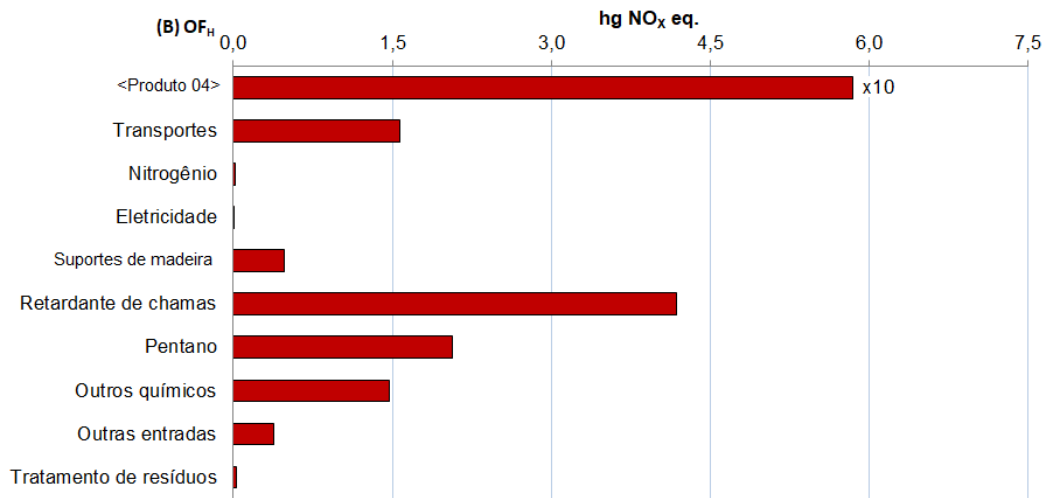
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 29 – Impactos na categoria de Formação de ozônio troposférico com efeitos aos organismos terrestres – ReCiPe 2016 *midpoint*



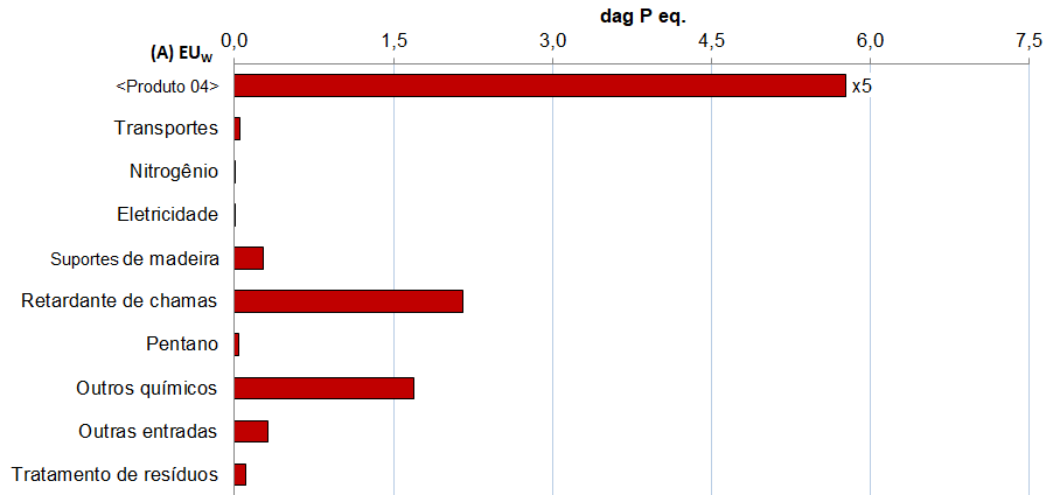
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 30 – Impactos na categoria de Formação de ozônio troposférico com efeitos à saúde humana – ReCiPe 2016 *midpoint*



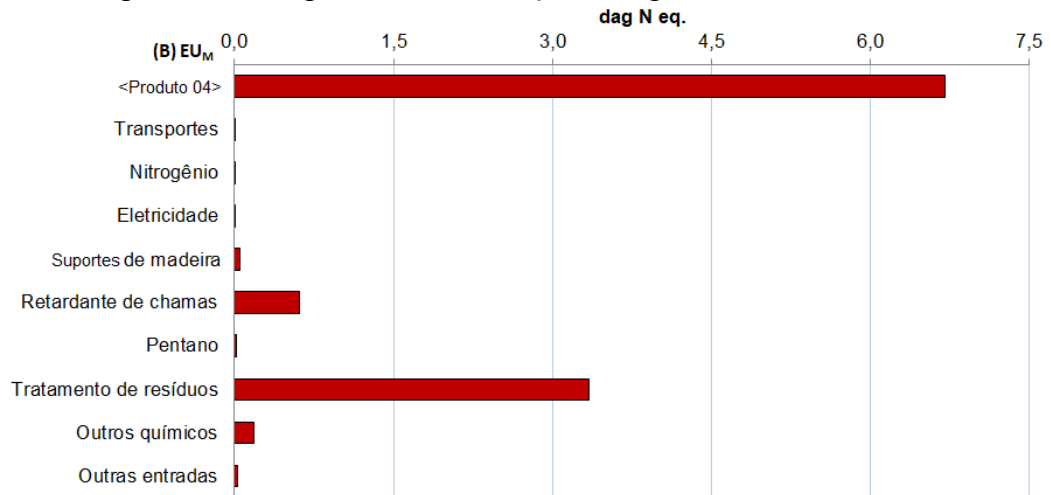
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 31 – Impactos na categoria de Eutrofização em água doce – ReCiPe 2016 *midpoint*



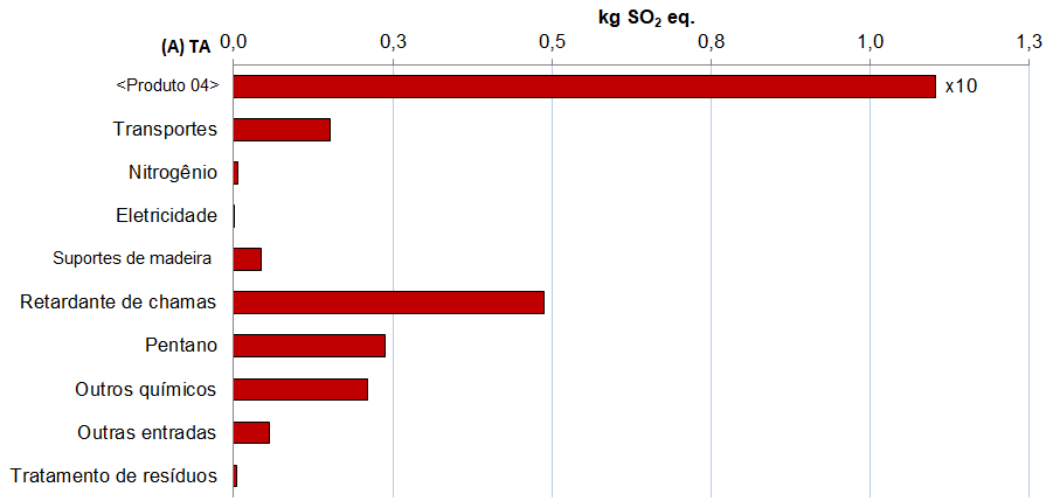
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 32 – Impactos na categoria de Eutrofização em água marinha – ReCiPe 2016 *midpoint*



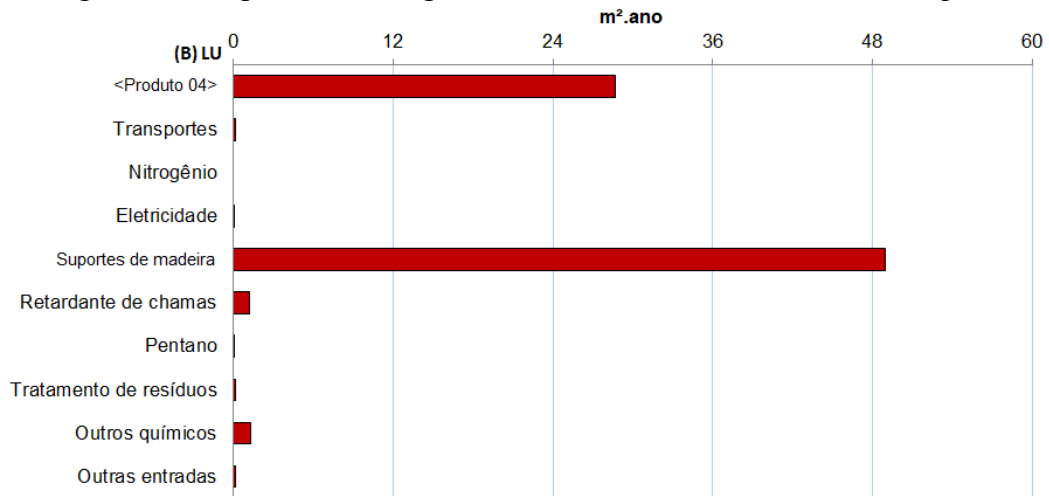
Fonte: autoria própria, 2023

Figura 33 – Impactos na categoria de Acidificação terrestre – ReCiPe 2016 *midpoint*



Fonte: autoria própria, 2023

Figura 34 – Impactos na categoria de Uso do solo – ReCiPe 2016 *midpoint*



Fonte: autoria própria, 2023

Nos resultados, o <Produto 04> contribui para 92% dos impactos em Aquecimento global (GW), 71% em Depleção de ozônio estratosférico (OD), 72-82% em Toxicidade humana (HT_C, NC) e 36% em Uso do solo (LU). A relação completa da contribuição (%) aos impactos ambientais do <Produto 04> e dos demais processos unitários está na Tabela 16.

Tabela 16 – Contribuição de cada processo ao impacto das categorias

Processo	Contribuição (%)																	
	GW	OD	IR	PM	MD	FD	H ₂ O	ET _T	ET _W	ET _M	HT _C	HT _{NC}	OF _T	OF _H	EU _W	EU _M	TA	LU
<Produto 04>	92,0	71,2	66,9	89,2	38,6	89,6	93,6	94,2	62,9	64,7	81,6	71,6	85,2	85,1	86,1	61,3	90,2	35,6
Transportes	0,2	1,1	0,6	1,2	1,0	0,1	<0,1	0,6	0,3	0,3	1,1	0,2	2,2	2,3	0,2	0,1	1,2	0,1
Nitrogênio	<0,1	0,1	0,7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Eletricidade	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Suportes de madeira	0,2	1,1	1,8	0,6	1,9	0,2	0,4	0,6	0,6	0,5	4,1	0,4	0,7	0,7	0,8	0,4	0,4	60,8
Retardante de chamas	2,6	16,3	18,1	4,3	8,6	1,5	2,0	3,5	4,6	4,4	5,8	3,5	5,9	6,1	6,4	5,6	4,0	1,5
Pentano	2,0	<0,1	<0,1	1,9	0,2	6,4	0,3	<0,1	0,2	0,2	0,8	0,2	3,2	3,0	0,1	0,1	1,9	<0,1
Outros químicos	1,6	9,2	10,7	2,2	48,6	1,6	2,7	1,1	3,5	3,3	4,8	2,6	2,3	2,1	5,1	1,7	1,7	1,6
Outras entradas	0,5	0,5	0,9	0,5	1,1	0,6	1,1	0,1	0,5	0,5	0,8	0,4	0,6	0,5	0,9	0,2	0,5	0,2
Tratamento de resíduos	0,8	0,5	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	-0,2	-0,1	27,5	26,1	0,9	21,0	<0,1	<0,1	0,3	30,6	<0,1	0,1
Total (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fonte: autoria própria, 2023

Nota:

GW: aquecimento global
OD: depleção de ozônio estratosférico
IR: radiação ionizante
PM: formação de material particulado
MD: escassez de recursos minerais
FD: escassez de recursos fósseis
H₂O: consumo de água
ET_T: ecotoxicidade terrestre
ET_W: ecotoxicidade em água doce

ET_M: ecotoxicidade em água marinha
HT_C: toxicidade humana, carcinogênica
HT_{NC}: toxicidade humana, não carcinogênica
OF_T: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres
OF_H: formação de ozônio troposférico, saúde humana
EU_W: eutrofização em água doce
EU_M: eutrofização em água marinha
TA: acidificação terrestre
LU: uso do solo

Mapa de cores: contribuição relativa

	0 ≤ x ≤ 2,5%
	2,5 < x ≤ 5%
	5 < x ≤ 10%
	10 < x ≤ 25%
	25 < x ≤ 100%

O transporte de insumos até a fábrica tem contribuição relativamente baixa aos impactos, não sendo superior a 2,5%. Em função das grandes quantidades carregadas e quilometragens para o transporte de insumos, esperava-se uma contribuição maior dos transportes. Isso reforça a ACV como técnica capaz de retificar eventuais concepções sobre o sistema de produto. As categorias com maior destaque dos transportes são a Formação de ozônio troposférico, Formação de material particulado e Acidificação terrestre.

Suportes de madeira são utilizados em grande quantidade na fábrica como um suporte ao armazenamento de <Produto 06> após a sua produção. Na categoria Uso do solo, o impacto ambiental deriva do processo de transformação de uma área natural para uma área com uma nova função, seguida pelo período de ocupação, em que há a alteração no estado normal do solo e redução da riqueza de espécies por unidade de área (Huijbregts *et al.*, 2017). Em função da madeira dos suportes originar-se de uma área de silvicultura, os impactos do Uso do solo estão fortemente associados aos suportes de madeira – 61% do total de impactos nessa categoria.

No processo produtivo do <Produto 06> há uma enorme variedade de aditivos e produtos químicos. A maioria desses produtos é consumida em pequenas quantidades em relação ao balanço de massa total (kg) do sistema. Por isso, seus impactos foram agregados na classe “outros químicos” (Tabela 16). Mesmo com esse agrupamento, a contribuição dessa classe aos impactos totais é inferior a 5%, com exceção das categorias Depleção de ozônio estratosférico (9,2%), Radiação ionizante (10,7%) e Escassez de recursos minerais (48,6%). Por ser um conjunto tão variado de substâncias na classe “outros químicos”, ao invés de rastrear as emissões do ciclo de vida desses produtos, o mais efetivo é identificar que um agente aditivo específico é o principal processo unitário responsável pelos impactos em Escassez mineral – categoria com maior relevância desse grupo.

O pentano (C_5H_{12}) é um gás que atua como agente expensor na produção de <Produto 06>. Essa substância apresenta maior contribuição nas categorias de Formação de ozônio troposférico (3 – 3,2%) e Depleção de recursos fósseis (6,4%), justamente por ser um hidrocarboneto derivado do petróleo e consumido em grande quantidade (kg) no processo produtivo.

A aplicação de retardante de chamas na produção do <Produto 06> destaca-se pela elevada contribuição aos impactos, apesar de ser esse um insumo não consumido em quantidades tão grandes. Essa substância tem maior relevância nas categorias Radiação ionizante (18%) e Depleção de ozônio estratosférico (16%). Um dos componentes químicos do retardante de chamas é um subproduto da reação entre éter difenílico ($C_{12}H_{10}O$) e bromo (Br), o qual é um não metal halogênio com forte potencial para depleção de ozônio estratosférico (Wang *et al.*, 2019).

Entradas importantes para o processo produtivo, como o nitrogênio e a eletricidade originada da rede elétrica não apresentaram contribuição relevante para o impacto ambiental em nenhuma das categorias de impacto. Isso porque o nitrogênio utilizado na produção, por exemplo, é liberado na atmosfera em sua forma gasosa (N_2), onde tende à inércia físico-química (Jaffe, 2003). Até por isso, o N_2 sequer possui um fator de caracterização para as categorias de impacto. Já o baixo impacto da eletricidade se deve ao igualmente baixo consumo de energia desse tipo, visto que a maior parte da energia que movimenta o sistema produtivo advém de outras fontes, não da rede elétrica.

Por fim, devido às particularidades dos resíduos gerados na produção, diferentes maneiras de disposição final foram consideradas. Esses processos unitários foram agrupados em uma única classe “tratamento de resíduos” (Tabela 16). Maior relevância (21 – 30%) foi observada nas categorias de Ecotoxicidade, Toxicidade humana não carcinogênica e Eutrofização marinha. Nessa última categoria, por exemplo, há importantes emissões de nitrito e nitrato para a água a partir das alternativas de disposição final, os quais são fluxos determinantes para a grandeza dos impactos nessa categoria. Já os impactos relacionados à ecotoxicidade compartilham fatores de caracterização para substâncias como poluentes orgânicos e metais, capazes de persistir no meio ambiente, acumular-se na cadeia alimentar e causar efeitos tóxicos em organismos aquáticos (devido ao aumento da concentração ambiental) (Huijbregts *et al.*, 2017). A disposição final em aterro sanitário foi, essencialmente, o processo responsável pelos impactos em Ecotoxicidade aquática devido às emissões desses poluentes químicos a partir da queima do biogás, do tratamento do lixiviado e do lodo e eventuais liberações de lixiviado a longo prazo.

4.1.1.1 Análise de incertezas sobre os impactos do cenário-base

Uma vez apresentados os impactos ambientais nas diversas categorias, cabe apresentar as principais medidas estatísticas (Tabela 17) obtidas a partir de uma análise de incertezas (10.000 rodadas em Simulação de Monte Carlo) realizada no programa computacional. Essa análise indicou medidas de dispersão e precisão do resultado entorno do valor pontual de impacto apresentado na seção anterior.

Tabela 17 – Análise de incertezas de dados sobre a caracterização dos impactos

Categoria de impacto	Unidade (eq.)	Média	Mediana	DP	CV (%)	Erro pad. da média
Acidificação terrestre	kg SO ₂	12,23	12,17	0,70	5,70	0,0070
Aquecimento global	kg CO ₂	4041,95	4027,77	177,25	4,39	1,7725
Consumo de água	m ³	41,53	59,77	365,26	879,51	3,6526
Depleção de ozônio estratosférico	kg CFC-11	0,00056	0,00055	0,00007	12,86	0,000007
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4-DCB	63,16	57,60	28,52	45,16	0,2852
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DCB	87,22	79,70	38,62	44,28	0,3862
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	7580,99	6411,19	4092,97	53,99	40,9297
Escassez de recursos fósseis	kg oil	2049,28	2047,37	29,49	1,44	0,2949
Escassez de recursos minerais	kg Cu	2,01	1,97	0,30	14,79	0,0030
Eutrofização em água doce	kg P	0,34	0,28	0,21	63,55	0,0021
Eutrofização marinha	kg N	0,11	0,10	0,03	24,30	0,0003
Formação de material particulado	kg PM _{2,5}	4,22	4,20	0,25	5,83	0,0025
Formação de ozônio, Ecossistemas	kg NO _x	7,23	7,18	0,45	6,19	0,0045
Formação de ozônio, Saúde	kg NO _x	6,87	6,82	0,45	6,50	0,0045
Radiação ionizante	kBq Co-60	20,84	14,23	22,49	107,96	0,2249
Toxicidade humana carcin.	kg 1,4-DCB	70,65	60,83	53,12	75,18	0,5312
Toxicidade humana não carcin.	kg 1,4-DCB	1779,07	1559,53	982,98	55,25	9,8298
Uso do solo	m ² a crop	80,28	73,91	29,05	36,19	0,2905
Intervalo de confiança	95%					

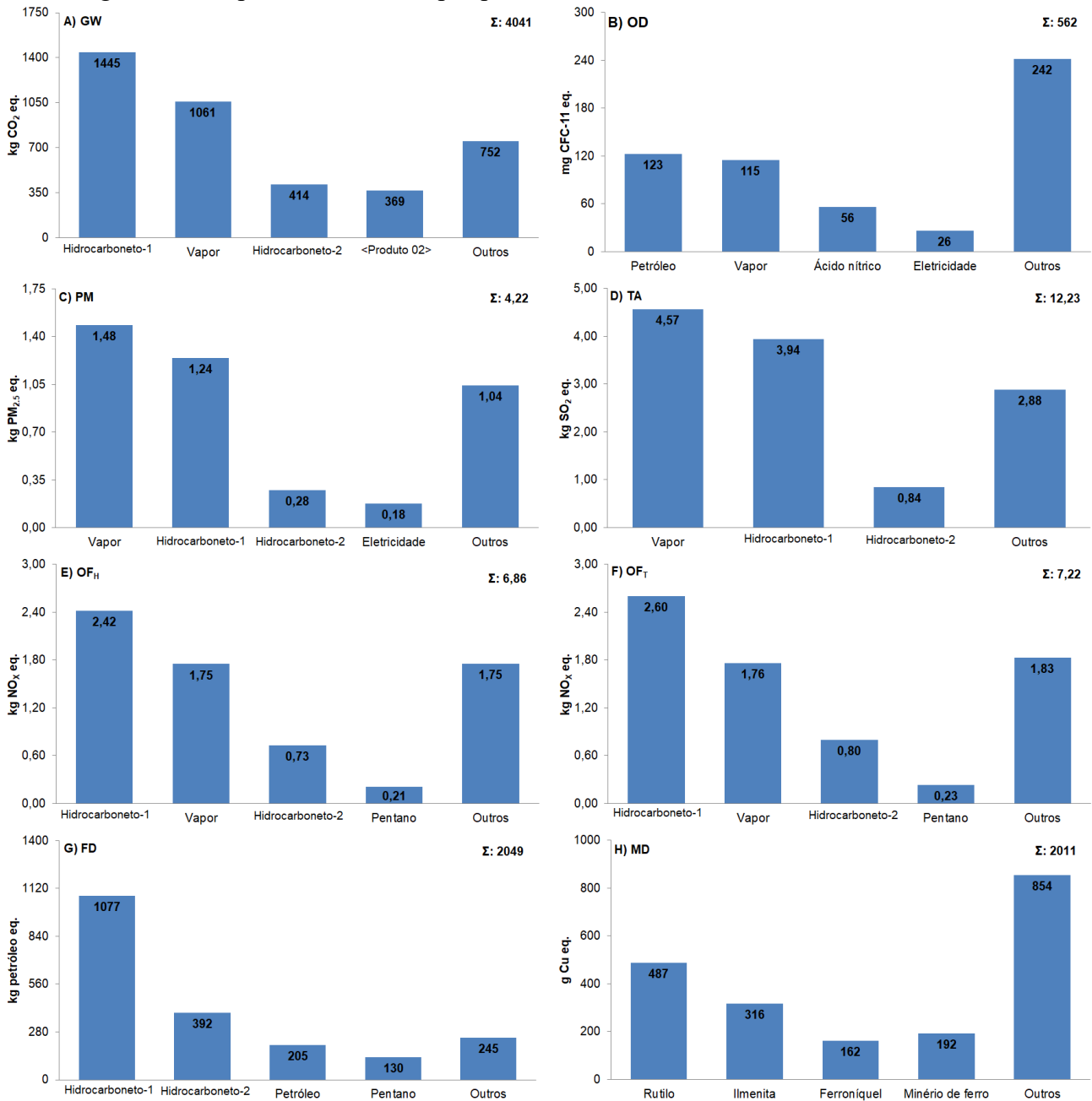
Fonte: autoria própria, 2023

Na Tabela 17, o coeficiente de variação foi alto (>20%) em algumas categorias, principalmente aquelas relacionadas à toxicidade, ecotoxicidade, consumo de água, uso do solo e eutrofização (curvas de distribuição no Anexo A). Isso se deve à incerteza nos próprios fatores de caracterização utilizados para o cálculo dos impactos ambientais, à escala dos modelos de caracterização (De Andrade; Ugaya; Almeida Neto *et al.*, 2021), como também às incertezas do modelo matemático utilizado na concepção da categoria de impacto (van Zelm; Huijbregts, 2013). Essas condições contribuem para um alto desvio padrão da amostra (s) sobre os fatores de caracterização que, por sua vez, tornam o CV bastante elevado ($CV = 100\% \times s/\bar{X}$).

4.1.1.2 Análise de Sensibilidade Local (ASL) sobre os impactos ambientais

A partir da análise de incertezas apresentada na Tabela 17, verificou-se que algumas categorias de impacto apresentaram alto CV (>20%), o que pode reduzir a eficácia de uma Análise de Sensibilidade Local (ASL). Em contrapartida, outras categorias apresentaram CV inferior a esse patamar. Para esses casos, realizou-se uma análise mais detalhada sobre as classes de processos unitários (Figura 17 à Figura 34), em especial aqueles associados ao <Produto 04> (maior contribuinte ao impacto na maioria das categorias), a fim de identificar com mais nitidez os possíveis pontos críticos (*hotspots*) do desempenho ambiental do processo produtivo (Figura 35). De maneira geral, os processos cuja soma dos impactos ambientais foi superior a 75% foram destacados na Figura 35, enquanto os 25% de impactos remanescentes são atribuídos à classe “outros”. Essa ampliação de resolução na avaliação dos impactos foi necessária para identificar os processos mais relevantes, levados adiante na ASL.

Figura 35 – Impactos ambientais por processo unitário/<Produto 06> – UF do cenário-base



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **GW**: aquecimento global; **OD**: depleção de ozônio estratosférico; **PM**: formação de material particulado; **TA**: acidificação terrestre; **OF_H**: formação de ozônio troposférico, saúde humana; **OF_T**: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres; **FD**: escassez fóssil; **MD**: escassez mineral.

Na Figura 35, tem-se que Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2 e vapor foram as principais entradas no sistema produtivo responsáveis pelos impactos ambientais potenciais em muitas das categorias, consequentemente, também do ciclo de vida do <Produto 06>. Esses processos

unitários têm maior potencial para influenciar os impactos ambientais e foram aqueles abordados na ASL (Tabela 18). Também foi explorada a sensibilidade do processo de suportes de madeira, que foi o único superior ao <Produto 04> em alguma categoria de impacto (Uso do solo).

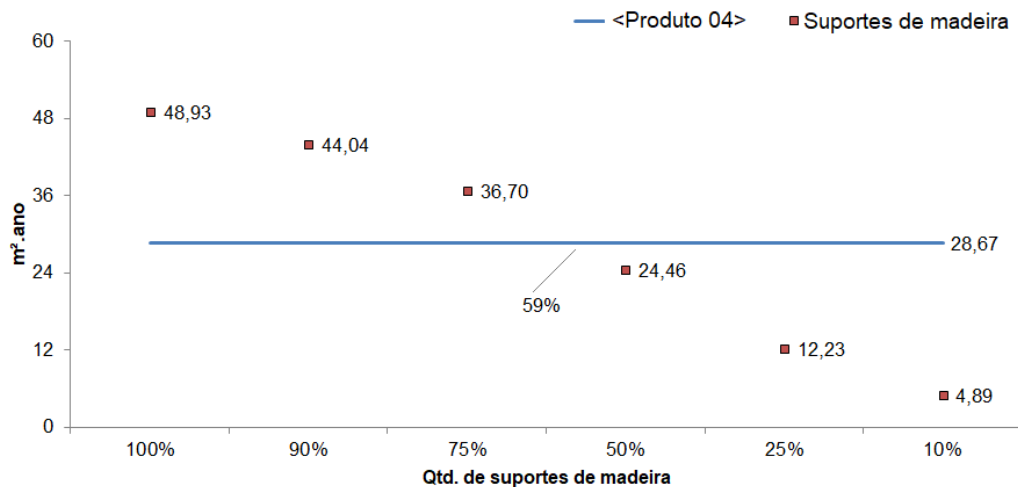
Tabela 18 – Processos unitários considerados na ASL

Processo unitário	Categoria de interesse	Contribuição relativa (%)
Suportes de madeira	Uso do solo	61
<Produto 04> (Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2, vapor pressurizado)	CV < 20%	36 – 94

Fonte: autoria própria, 2023

A Figura 36 apresenta a sensibilidade do resultado da categoria “Uso do solo” à variação da quantidade utilizada de suportes de madeira na produção do <Produto 06>. A referência para comparação é o impacto do <Produto 04>, o qual foi o processo unitário com maiores impactos em todas as demais categorias analisadas.

Figura 36 – ASL sobre a quantidade de suportes de madeira utilizada na produção de <Produto 06>

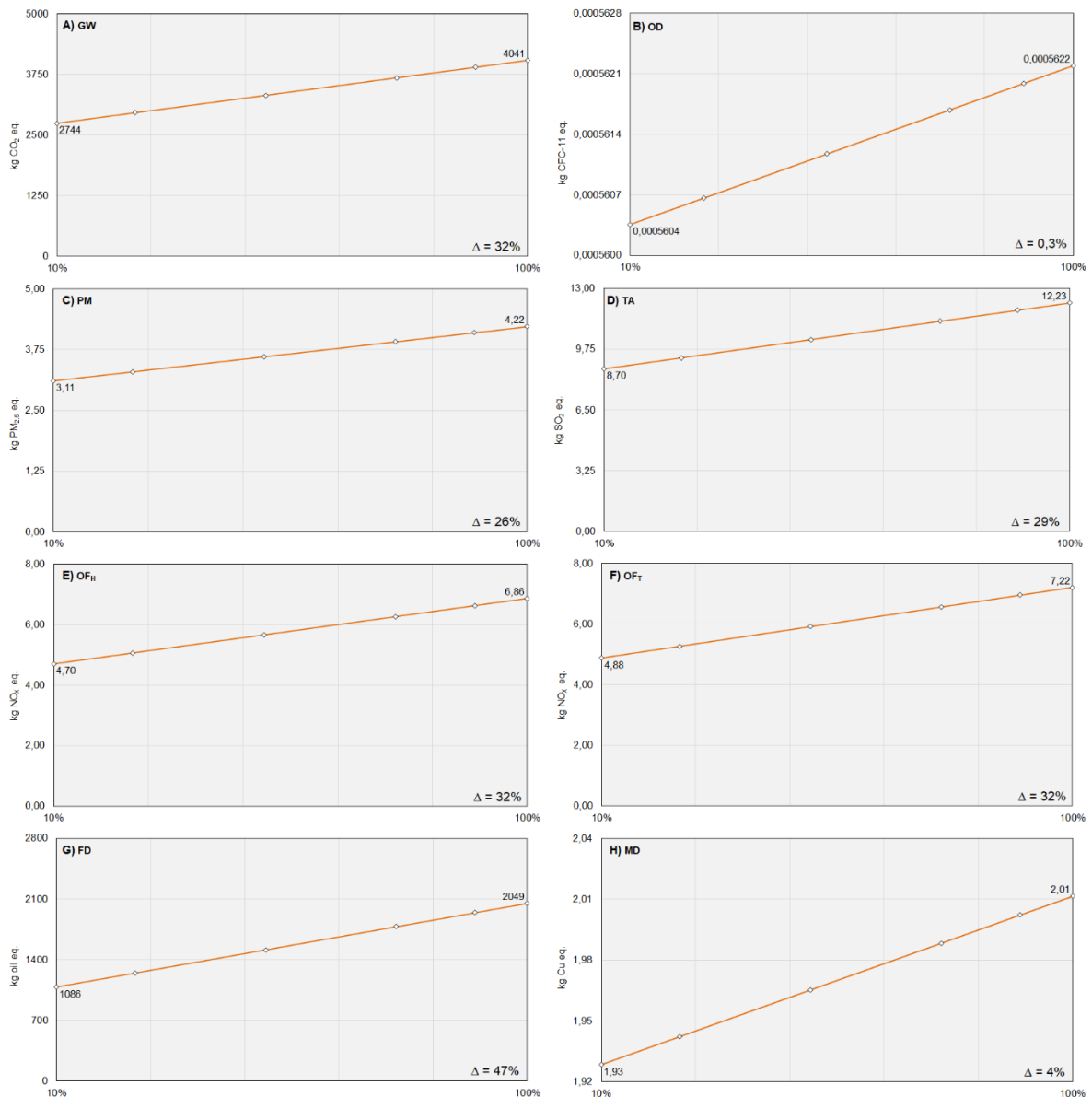


Fonte: autoria própria, 2023

A Figura 36 indica que o impacto dos suportes de madeira na categoria "Uso do solo" seria inferior ao impacto do <Produto 04> na produção de 1000 kg de <Produto 06>, caso houvesse uma redução superior a 41% na quantidade desses materiais consumidos no processo produtivo. Essa redução poderia passar pela utilização de paletes de plástico ou pelo maior reuso das unidades disponíveis.

Da Figura 37 à Figura 39 mostra-se a ASL do efeito sobre os impactos ambientais totais ao manter-se a quantidade de Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2 e vapor pressurizado na produção da resina <Produto 06> entre 10 – 100% do montante original (kg) desses insumos. O delta (Δ) indicado nos gráficos é a variação efetiva sobre o valor do impacto original.

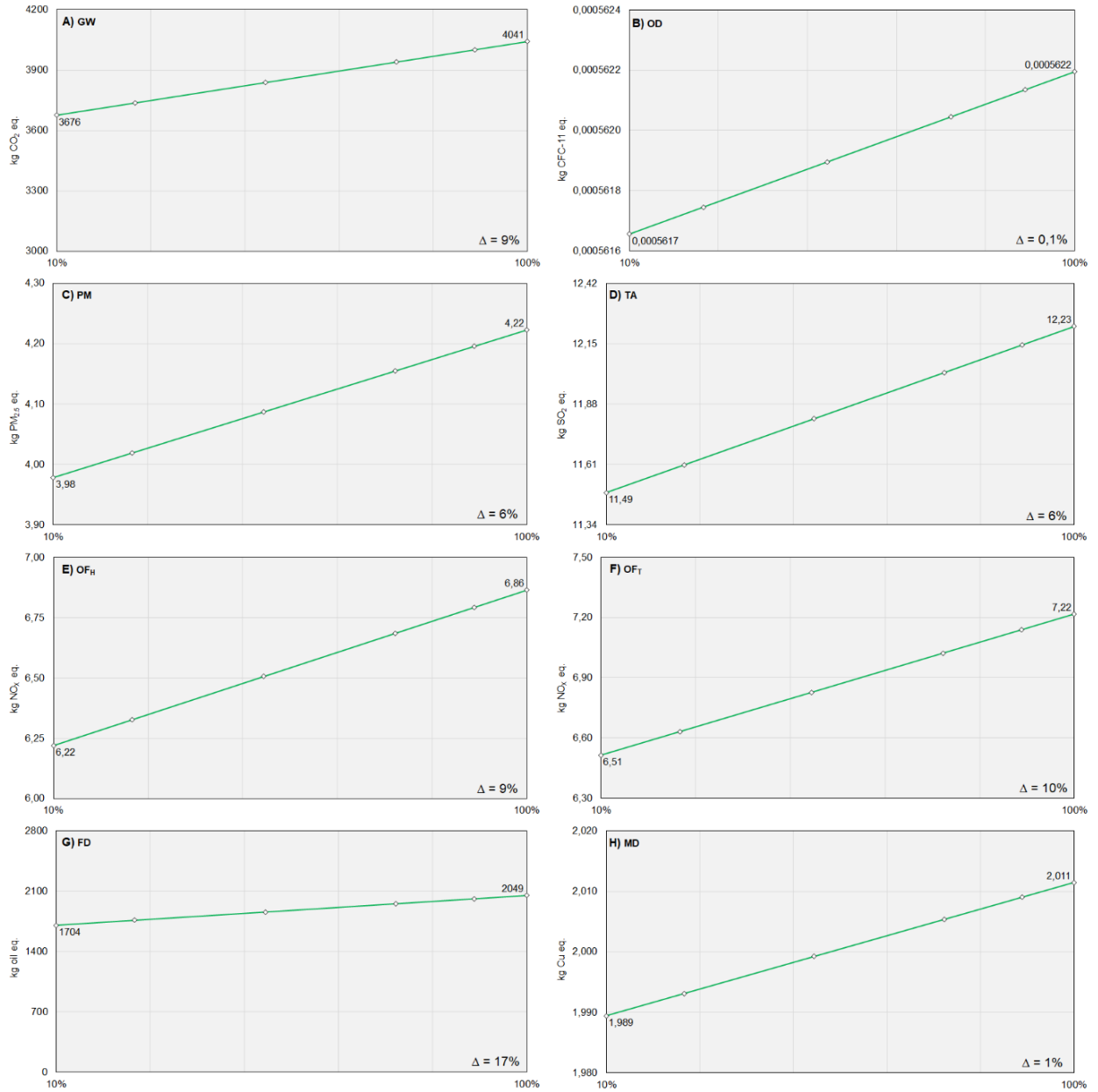
Figura 37 – ASL sobre a quantidade de Hidrocarboneto-1 utilizada na produção de <Produto 06>



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **GW**: aquecimento global; **OD**: depleção de ozônio estratosférico; **PM**: formação de material particulado; **TA**: acidificação terrestre; **OF_H**: formação de ozônio troposférico, saúde humana; **OF_T**: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres; **FD**: escassez de recursos fósseis; **MD**: escassez de recursos minerais.

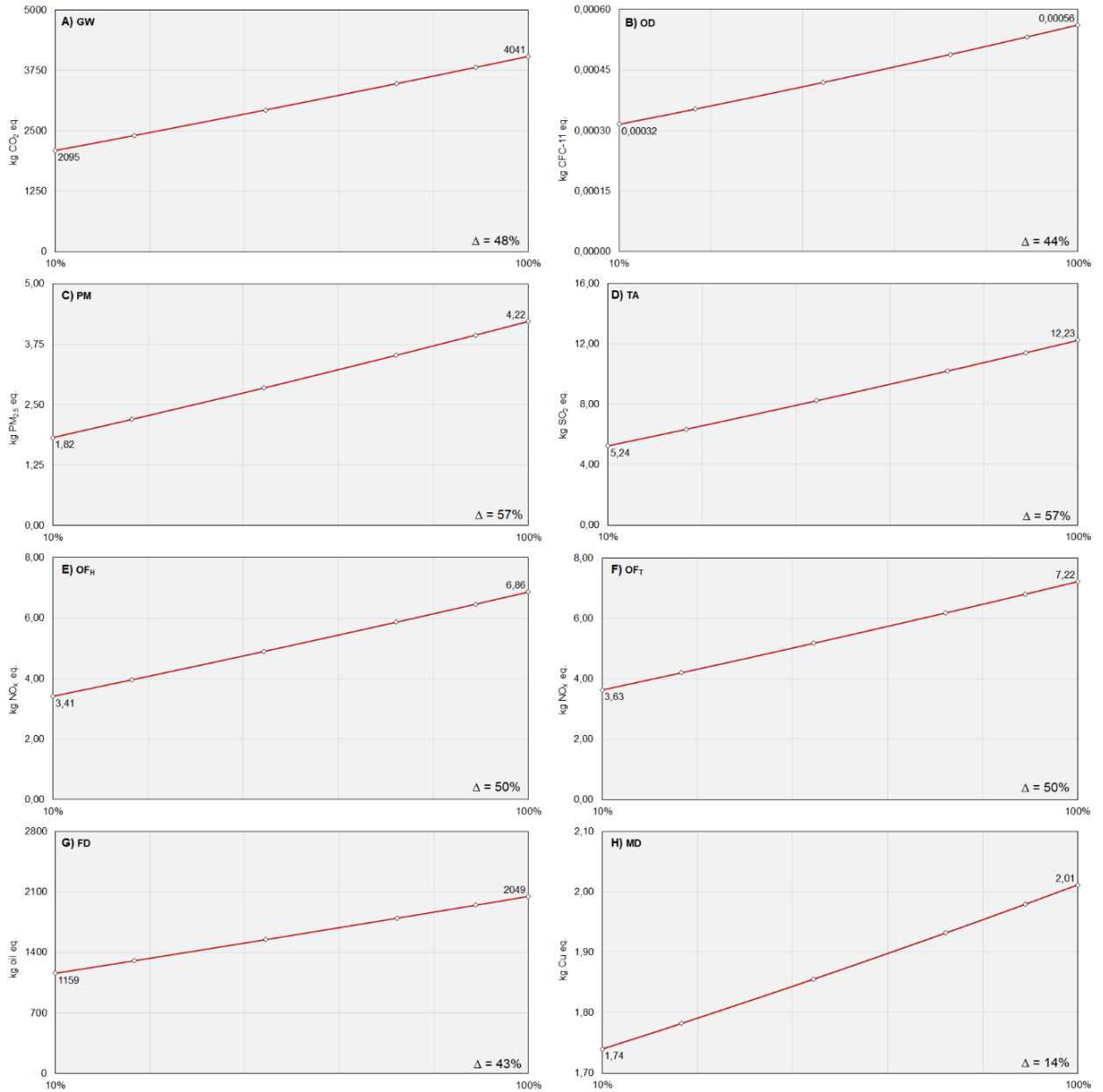
Figura 38 – ASL sobre a quantidade de Hidrocarboneto-2 utilizada na produção de <Produto 06>



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **GW**: aquecimento global; **OD**: depleção de ozônio estratosférico; **PM**: formação de material particulado; **TA**: acidificação terrestre; **OF_H**: formação de ozônio troposférico, saúde humana; **OF_T**: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres; **FD**: escassez de recursos fósseis; **MD**: escassez de recursos minerais.

Figura 39 – ASL sobre a quantidade de vapor pressurizado utilizada na produção de <Produto 06>



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **GW**: aquecimento global; **OD**: depleção de ozônio estratosférico; **PM**: formação de material particulado; **TA**: acidificação terrestre; **OF_H**: formação de ozônio troposférico, saúde humana; **OF_T**: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres; **FD**: escassez de recursos fósseis; **MD**: escassez de recursos minerais.

Os insumos analisados foram relevantes contribuintes para os impactos na maioria das categorias. Em termos práticos, o insumo não seria efetivamente removido do processo industrial. Logo, materiais 100% virgens, como as resinas termoplásticas, recebem a totalidade

dos impactos associados a sua fabricação. Contudo, a metodologia da ACV possibilita algumas abordagens metodológicas, especialmente tratando-se de materiais recicláveis, de tornar zero o impacto de um material reciclado. Refere-se aqui à abordagem do "cut-off". Caso a petroquímica passasse a utilizar resinas termoplásticas recicladas em seu processo industrial em vez de resinas 100% virgens, o perfil ambiental poderia se comportar como visualizado da Figura 37 à Figura 38, uma vez que o impacto da fração reciclada seria zerado. Considerando conjuntamente a ASL realizada sobre as quantidades de Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2 e vapor pressurizado utilizadas na produção de <Produto 06>, nota-se que os impactos ambientais foram mais sensíveis à variação na quantidade de vapor em todas as categorias, exceto Depleção de recursos fósseis, em que o resultado foi ligeiramente mais sensível ao Hidrocarboneto-1. Isso se justifica porque o vapor pressurizado é o insumo consumido em maior quantidade no processo produtivo como um todo, em uma proporção aproximada de 3:1:15 – Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2, vapor. O vapor poderia ser substituído por eletricidade de fonte 100% renovável, se isso fosse praticável sob o ponto de vista técnico, ambiental e econômico. A Tabela 19 centraliza todos os deltas (Δ) observados na ASL para as variações do Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2 e vapor em cada categoria de impacto.

Tabela 19 – Variações causadas pela ASL em cada categoria de impacto

Δ máx. (%)	Hidrocarboneto-1	Hidrocarboneto-2	Vapor
GW	32	9	48
OD	0,3	0,1	44
PM	26	6	57
TA	29	6	57
OF _H	32	9	50
OF _T	32	10	50
FD	47	17	43
MD	4	1	14

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **GW**: aquecimento global; **OD**: depleção de ozônio estratosférico; **PM**: formação de material particulado; **TA**: acidificação terrestre; **OF_H**: formação de ozônio troposférico, saúde humana; **OF_T**: formação de ozônio troposférico, ecossistemas terrestres; **FD**: escassez de recursos fósseis; **MD**: escassez de recursos minerais.

Sob o ponto de vista prático, há de se prestar atenção que a alteração na quantidade de algum insumo consumido, seja ele Hidrocarboneto-1, Hidrocarboneto-2, vapor ou qualquer outro, poderia influenciar na quantidade de outros insumos que também sejam contabilizados no sistema. A ASL não captura esse efeito, o qual é abrangido somente em Análises de Sensibilidade Globais (ASG) (Igos *et al.*, 2019). A ACV atribucional realizada neste e na

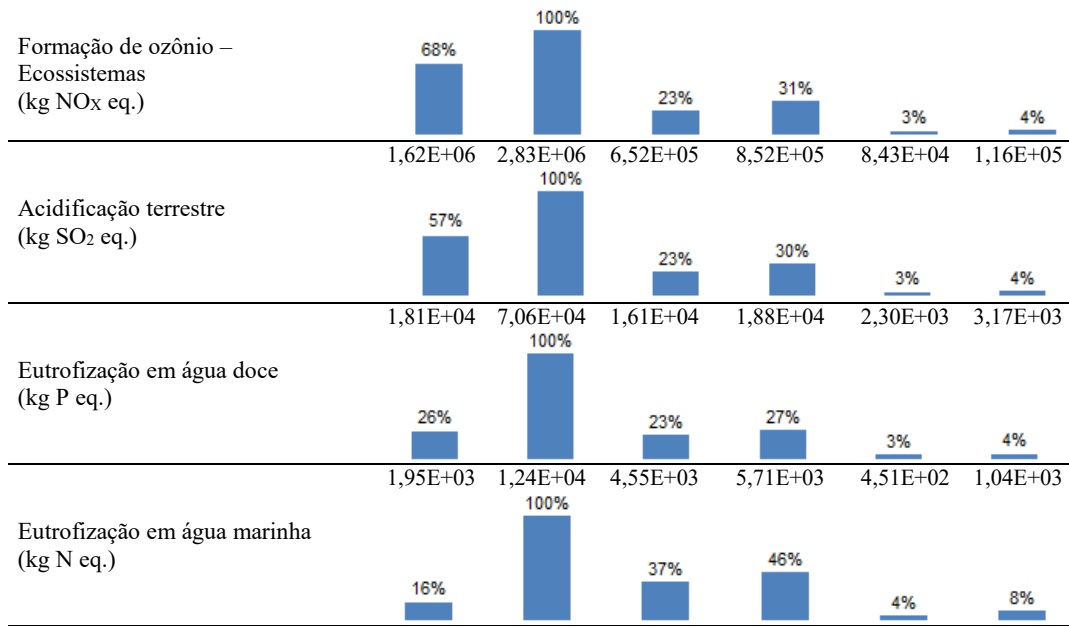
maioria dos estudos tampouco captam total e simultaneamente todas essas repercussões, as quais são mais adequadamente observáveis em uma ACV do tipo consequencial (Weidema *et al.*, 2018). Ainda assim, a ASL realizada focou nos processos unitários mais significativos no sistema de produto, o que assegura que os resultados estejam mais próximos dos efeitos reais de variação na quantidade de determinado insumo. Por fim, pode-se assumir que a ASL seja uma abordagem mais conservadora de analisar as variações, pois as reduções observadas foram o mínimo que ocorreria se a quantidade de produtos consumidos fosse reduzida.

4.1.2 Impactos ambientais por etapa produtora

A Tabela 20 apresenta os impactos ambientais de cada uma das seis unidades produtoras, juntamente com a grandeza relativa que cada unidade possui em relação àquela unidade de maior impacto ambiental (em escala de normalização interna simples).

Tabela 20 – Impactos totais por unidade produtora – ReCiPe 2016 *midpoint*

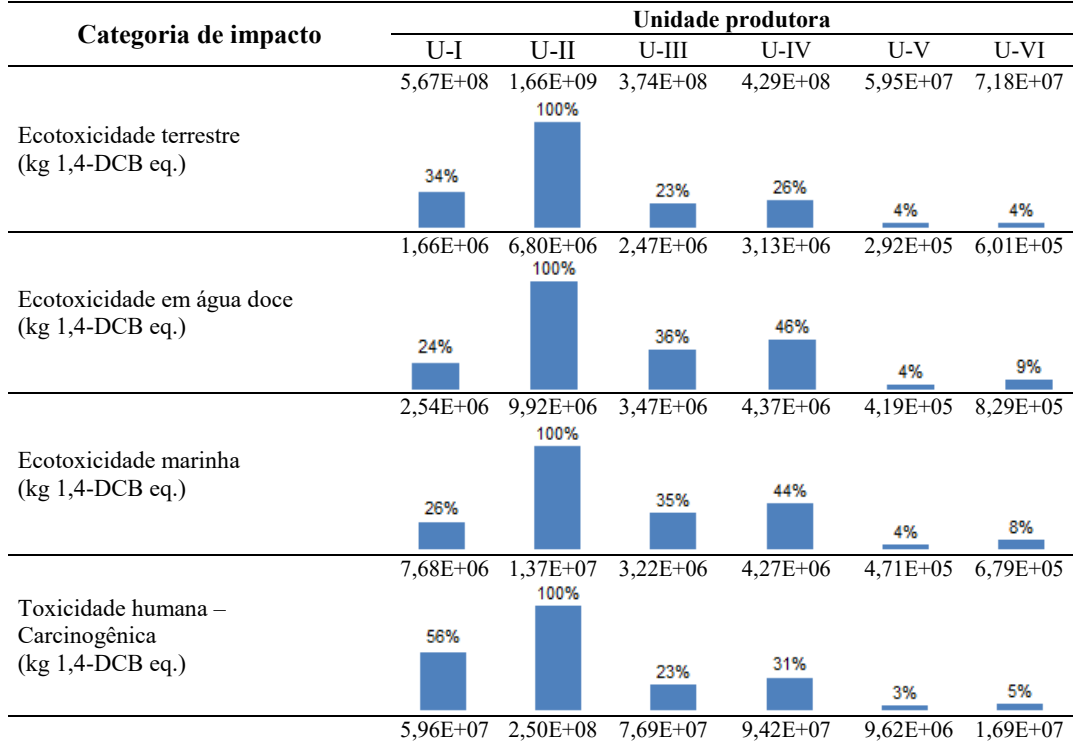
Categoria de impacto	Unidade produtora					
	U-I	U-II	U-III	U-IV	U-V	U-VI
Aquecimento global (kg CO ₂ eq.)	5,79E+08	9,50E+08	2,17E+08	2,74E+08	2,87E+07	3,83E+07
	61%	100%	23%	29%	3%	4%
Depleção de ozônio (kg CFC-11 eq.)	1,87E+01	9,38E+01	2,26E+01	2,66E+01	3,18E+00	5,33E+00
	20%	100%	24%	28%	3%	6%
Radiação ionizante (kBq Co-60 eq.)	4,72E+05	2,30E+06	5,79E+05	6,95E+05	1,30E+05	1,95E+05
	20%	100%	25%	30%	6%	8%
Formação de ozônio – Saúde humana (kg NO _x eq.)	9,90E+05	1,49E+06	3,44E+05	4,63E+05	4,49E+04	6,51E+04
	66%	100%	23%	31%	3%	4%
Formação de material particulado (kg PM _{2.5} eq.)	5,28E+05	9,57E+05	2,21E+05	2,86E+05	2,90E+04	4,00E+04
	55%	100%	23%	30%	3%	4%
	1,06E+06	1,57E+06	3,62E+05	4,90E+05	4,72E+04	6,84E+04

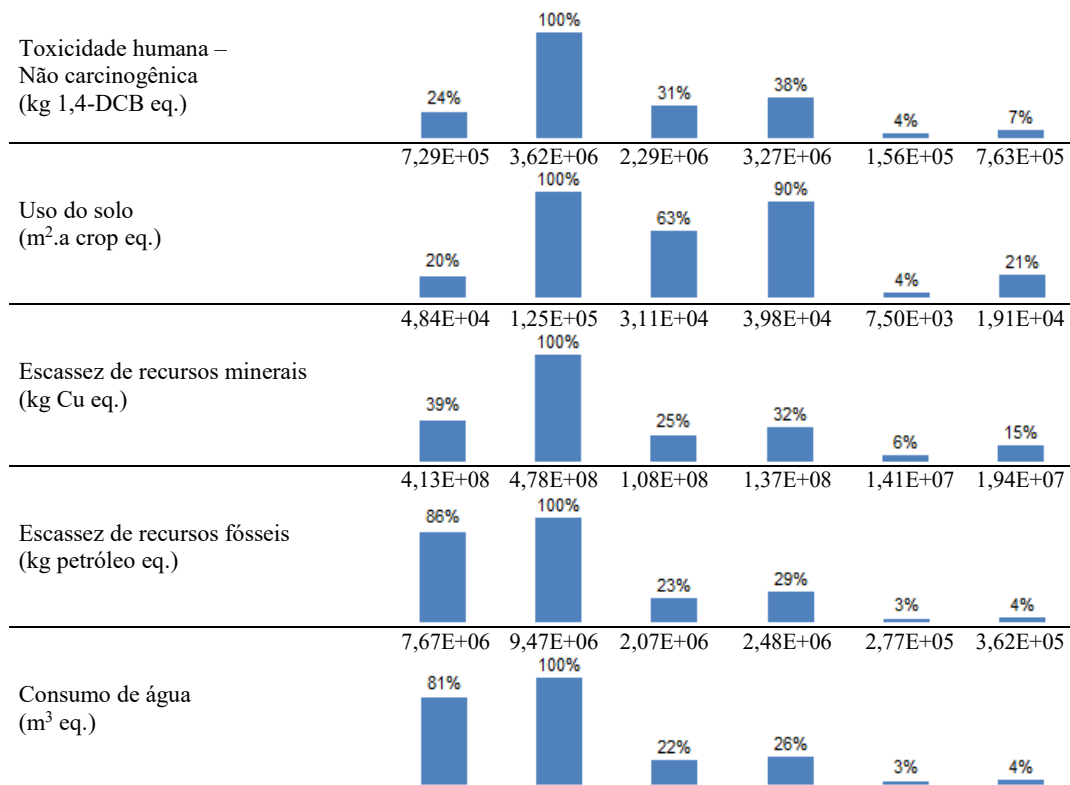


Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **U-I:** unidade produtora de <Produto 01>; **U-II:** unidade produtora de <Produto 02>; **U-III:** primeira unidade produtora de <Produto 04>; **U-IV:** unidade produtora de <Produto 05>; **U-V:** segunda unidade produtora de <Produto 04>; **U-VI:** unidade produtora de <Produto 06>.

Tabela 20 – Impactos totais por unidade produtora – ReCiPe 2016 *midpoint* (continuação)





Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **U-I**: unidade produtora de <Produto 01>; **U-II**: unidade produtora de <Produto 02>; **U-III**: primeira unidade produtora de <Produto 04>; **U-IV**: unidade produtora de <Produto 05>; **U-V**: segunda unidade produtora de <Produto 04>; **U-VI**: unidade produtora de <Produto 06>.

A partir da Tabela 20, percebe-se que a unidade produtora de <Produto 02> (U-II) provoca os impactos ambientais potenciais mais elevados da fabricação. A unidade produtora de <Produto 01> (U-I) mostra-se como a segunda com os maiores impactos. Isso significa que as etapas iniciais da produção carregam as cargas ambientais mais elevadas de todo o processo produtivo.

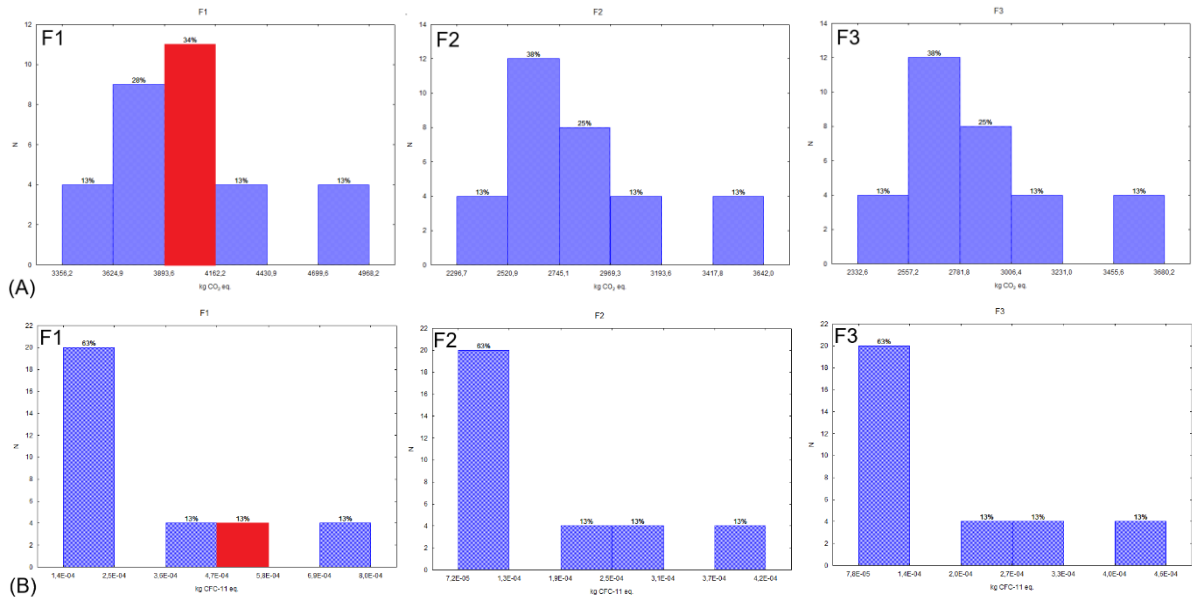
4.2 ITERAÇÃO DOS CENÁRIOS

As definições e múltiplas combinações possíveis desses elementos consideradas (96 cenários metodológicos modelados no programa computacional) foram apresentadas na metodologia, seção 3.3 (Análise de Cenários). Os resultados quantitativos (avaliação dos impactos ambientais) dessas variações são apresentados nesta subseção, como também os resultados normalizados e ponderados desses impactos (tabelas completas e detalhadas disponíveis no material suplementar). A discussão é apresentada na seção 5.

4.2.1 Avaliação dos impactos ambientais

Os impactos ambientais em nível *midpoint* dos cenários metodológicos são apresentados de maneira quantitativa nos histogramas e distribuídos em classes da Figura 40 à Figura 44. As classes mostradas em vermelho contêm o impacto do cenário-base (vide subseção 4.1.1 – Impactos ambientais por processo unitário), convertido para a unidade de medida referencial (vide subseção 3.3.1.2.3 – Comparação entre categorias de diferentes métodos de caracterização). As demais barras, inclusive a marcada em vermelho, contêm os resultados dos impactos dos demais cenários metodológicos modelados. A unidade funcional desses cenários foi a “produção de 1000 kg de <Produto 06> em um ano”. A relação detalhada dos impactos de cada cenário pode ser encontrada no Apêndice C.

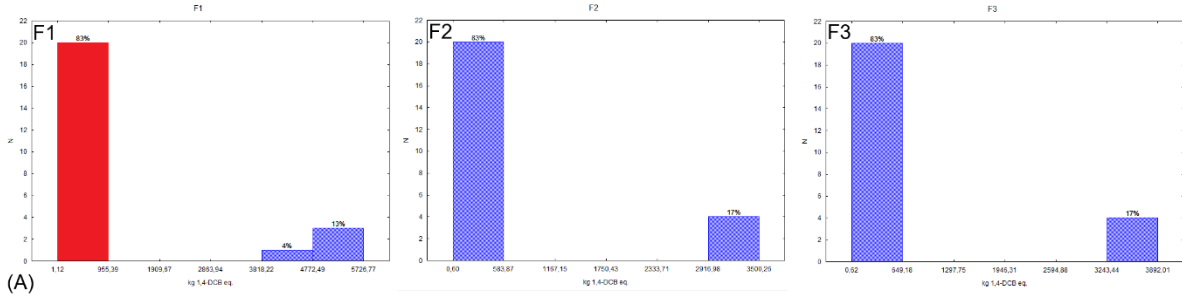
Figura 40 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: classes marcadas em vermelho contêm o impacto observado no cenário-base.

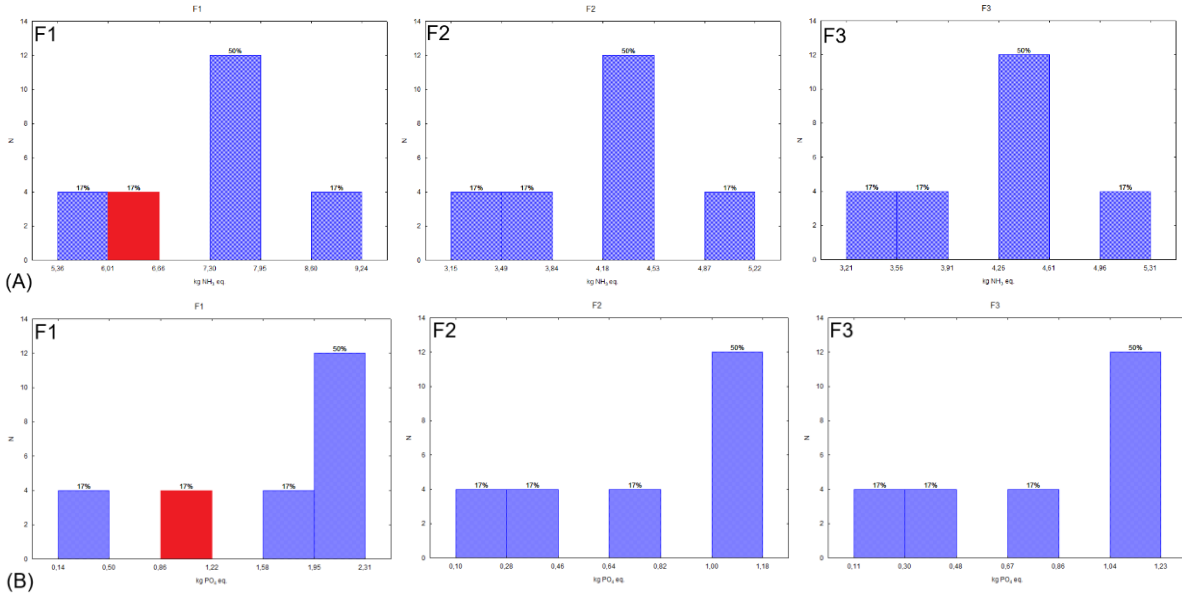
Figura 41 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Toxicidade carcinogênica (A)



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: classes marcadas em vermelho contêm o impacto observado no cenário-base.

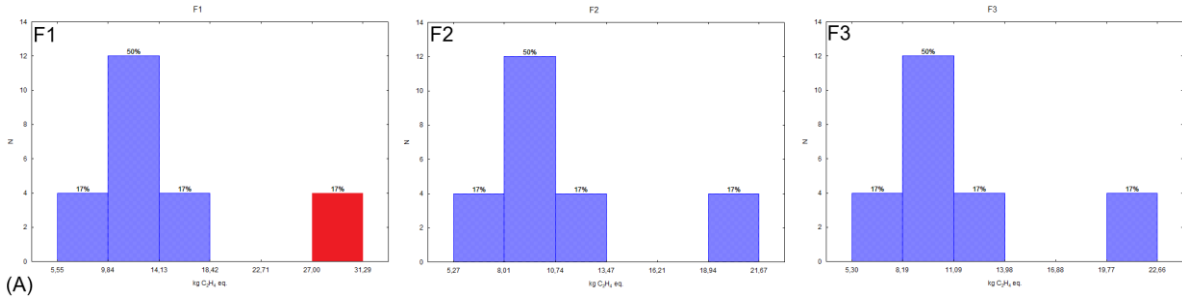
Figura 42 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Acidificação (A) e Eutrofização (B)

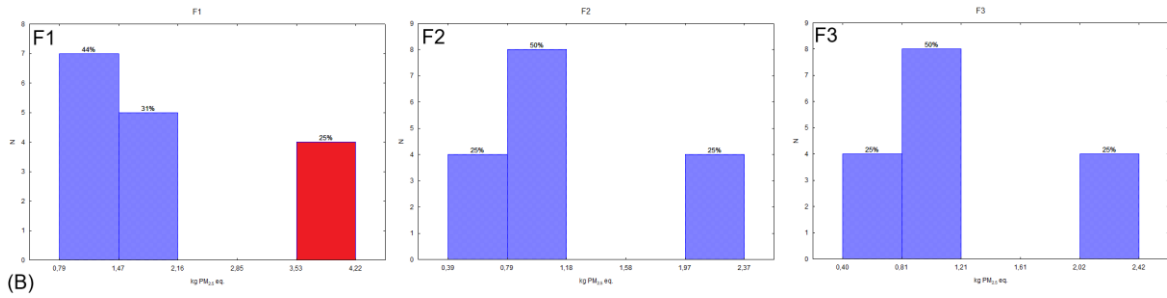


Fonte: autoria própria, 2023

Nota: classes marcadas em vermelho contêm o impacto observado no cenário-base.

Figura 43 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Formação de oxidantes (A) e Formação de particulado (B)

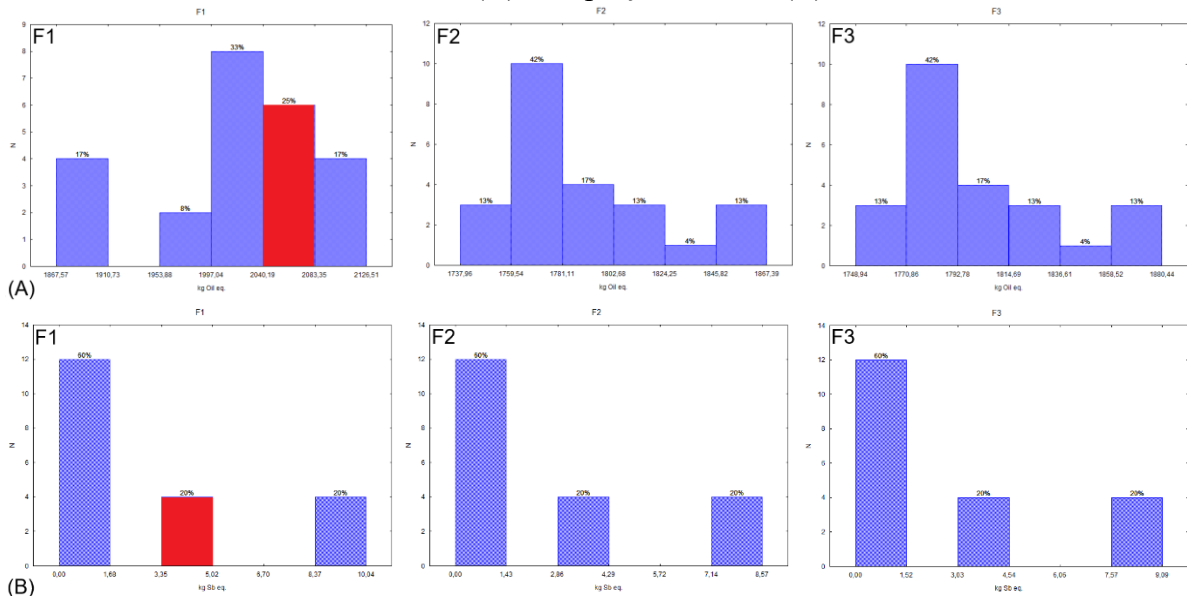




Fonte: autoria própria, 2023

Nota: classes marcadas em vermelho contêm o impacto observado no cenário-base.

Figura 44 – Concentração dos impactos ambientais dos cenários metodológicos – Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B)



Fonte: autoria própria, 2023

Nota: classes marcadas em vermelho contêm o impacto observado no cenário-base.

4.2.2 Normalização e ponderação dos impactos ambientais

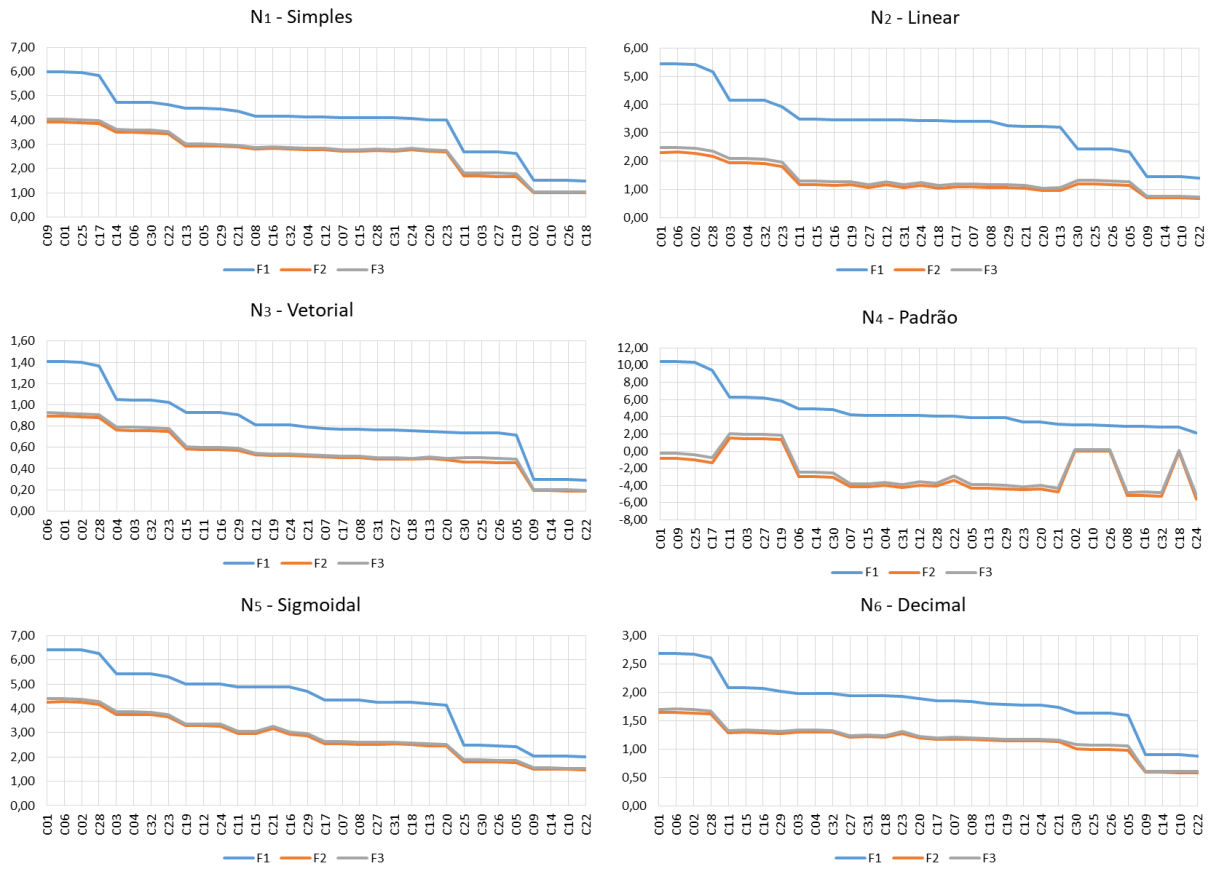
Os resultados dos impactos em cada categoria contribuem para uma noção de grandeza desse impacto sobre diversas questões ambientais. A tomada de decisão sobre a escolha de determinado processo, ou a declaração de que uma alternativa é melhor ambientalmente do que outra pode passar por etapas adicionais, não obrigatórias, conhecidas como normalização e ponderação. Essas duas etapas são classificadas como parâmetros de posição neste estudo (subseção 3.3.1 – Definição dos parâmetros metodológicos), pois influenciam não o impacto ambiental, mas o ordenamento ou *ranking* de alternativas. Uma vez que haja diversos métodos

para normalizar e ponderar resultados, os principais deles foram abordados neste trabalho e seus efeitos são apresentados nesta subseção (planilhas disponíveis no material suplementar).

4.2.2.1 Normalização dos cenários

A escolha pelo procedimento de normalização influenciou a magnitude das variações entre os sistemas de produto, mas a tendência posicional manteve-se constante. Isto é, os sistemas F_1 , F_2 e F_3 não apresentaram alterações no ordenamento de melhor perfil ambiental a partir da aplicação dos métodos de normalização. Isso pode ser observado na Figura 45, que apresenta os valores normalizados conforme o método de normalização, em ordem decrescente, representando os valores agregados de todas as categorias de impacto no escopo deste estudo. Em contrapartida, a sequência em ordem decrescente de cenários alterou-se intrassistemas de produto (análise somente de F_1 , somente F_2 , ou somente F_3), observando-se a iteração dos parâmetros metodológicos (Figura 45, eixo das abscissas). O Apêndice D traz os resultados normalizados em termos numéricos e tabelados.

Figura 45 – Resultados agregados conforme o sistema de produto e método de normalização



Fonte: autoria própria, 2023

4.2.2.2 Ponderação dos cenários

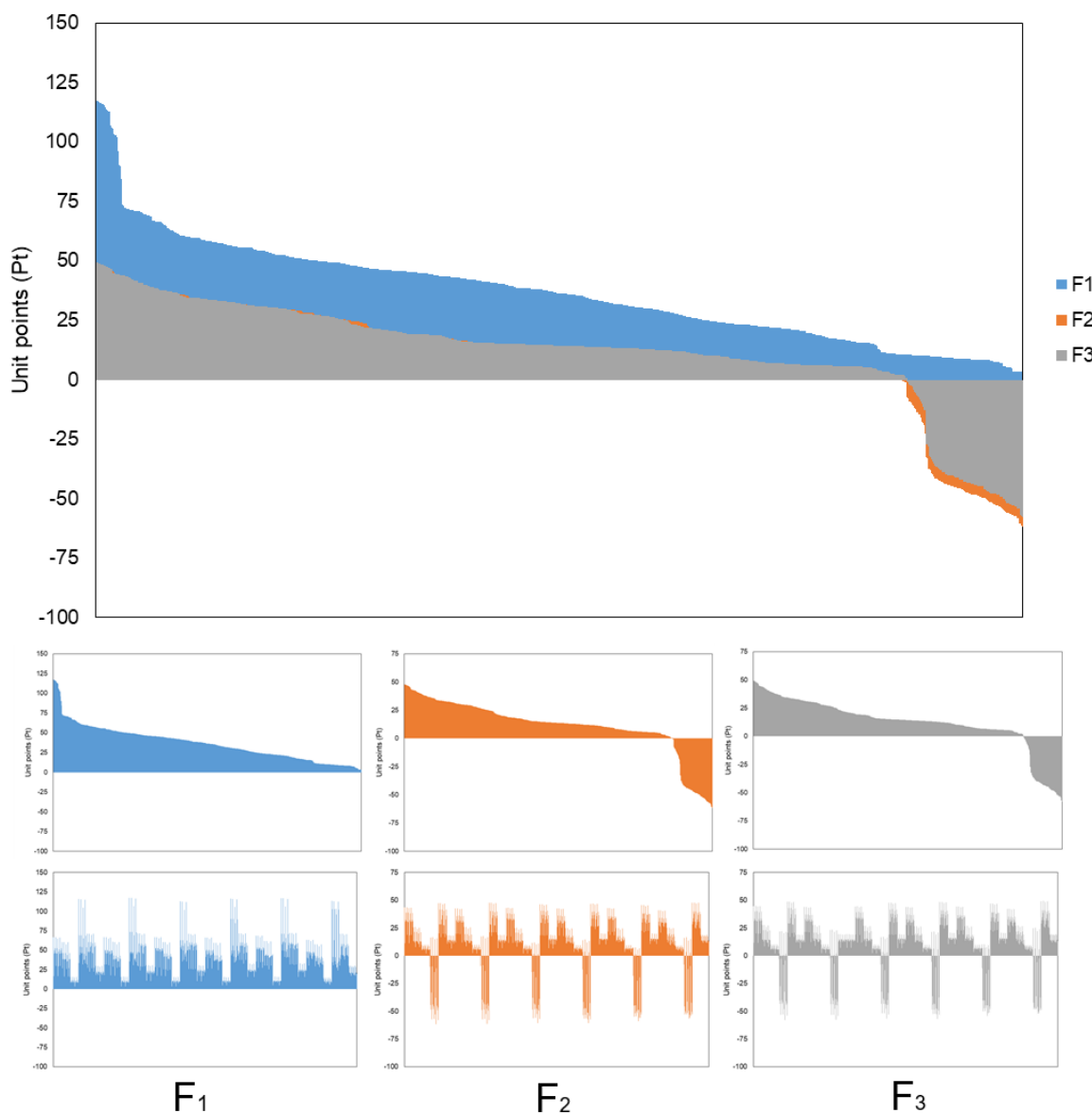
Os resultados ponderados são apresentados de maneira tabular no material suplementar (Apêndice E) em virtude do grande volume de retornos obtidos (Figura 15).

4.2.3 Indicador único dos impactos

Na seção 4.2.2.1, os resultados (impactos) em *midpoint* dos cenários normalizados foram apresentados, conforme os procedimentos de normalização indicados na seção "Fatores de normalização" (3.3.1.3.1). Em seguida, na seção 4.2.2.2, esses resultados normalizados foram tratados após a aplicação dos pesos determinados na seção "Fatores de ponderação" (3.3.1.3.2). Na presente subseção, a Figura 46 apresenta o indicador único (*single score*), mensurado em ecopontos/pontos unitários (Pt), de todos os cenários iterados ordenados em ordem decrescente

(abscissa, eixo x), conforme o respectivo sistema de produto (F_1 , F_2 ou F_3) e os elementos opcionais de normalização e ponderação, como também em sequência nominal de geração de cenários (segmento inferior da Figura 46).

Figura 46 – Resultados de um indicador único de impactos (Pt) normalizados e ponderados conforme o sistema de produto (F_1 , F_2 , F_3)



Fonte: autoria própria, 2023

A partir da aplicação de seis diferentes procedimentos de normalização interna e seis diferentes conjuntos de fatores de ponderação, pode-se observar elevada amplitude entre os indicadores

únicos (Pt) dos sistemas de produto analisados. O sistema de produto F_1 vinha mostrando-se com impactos nominalmente elevados. Ao se tratar das iterações de parâmetros nesse sistema F_1 , são identificados extremos positivos, associados a cenários em que o método ReCiPe possibilita a iteração de horizontes temporais distintos nas categorias Aquecimento global, Depleção de ozônio e Toxicidade humana. Além disso, a iteração de cenários e posterior agregação em indicador único também apresentou particularidades tanto na análise do sistema F_2 , quanto de F_3 . Observou-se em ambos os casos a ocorrência de valores negativos para indicador único. Esses valores negativos, por sua vez, são referentes aos indicadores obtidos a partir da normalização Padrão (N_4). Esse tipo de normalização não limita os resultados normalizados a um intervalo específico, sendo eles determinados a partir da média aritmética e desvio padrão da amostra. Nos sistemas de produto F_2 e F_3 não foram observados extremos positivos de indicadores únicos, ao contrário dos sistemas F_1 . Por outro lado, ambos os sistemas de produto apresentaram uma larga banda de cenários com indicadores únicos negativos em amplitude diametralmente oposta aos indicadores positivos.

A partir dos sistemas F_1 , F_2 e F_3 , pode-se notar que os procedimentos de normalização influenciaram o comportamento das séries quando analisadas sob o indicador único. Da Figura 45 foram observadas a ocorrências de extremos sobre esses sistemas em diversas categorias de impacto, mas em nível *midpoint* não foram observados alterações no ordenamento dos cenários mais impactantes. Já a consideração do indicador único mostra-se capaz de sensibilizar a tomada de decisão.

Há de se destacar que não há consenso na comunidade científica sobre a utilização de resultados em *endpoint* ou em indicador único para a tomada de decisão, uma vez que suas informações carregam certo grau de subjetividade. Contudo, o agrupamento dos indicadores *midpoint* em indicadores mais abrangentes contribui para uma melhor interpretação dos resultados (Weidema, 2009).

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA SOBRE OS CENÁRIOS

Dados das análises estatísticas realizadas sobre os impactos ambientais de cada cenário são apresentadas a seguir.

4.3.1 Estatística descritiva

As estatísticas descritivas de posição, dispersão e assimetria dos resultados das categorias de impacto para todos os cenários, de cada sistema de produto analisado, estão apresentadas da Tabela 21 até Tabela 23. Os dados não receberam transformação prévia, exceto na conversão de unidades, conforme trazido anteriormente na Tabela 5.

Tabela 21 – Estatística descritiva das variáveis, UF₁ e F₁

Variável	n	Unidade (eq.)	Média	Mediana	Var	DP	CV	Mínimo	Máximo	Amplitude
CO ₂	32	kg CO ₂	4028,41	3915,36	1,78E+05	421,89	10,47	3356,20	4968,25	1612,05
CFC-11	32	kg CFC-11	3,21E-04	1,81E-04	5,26E-08	2,3E-04	71,57	1,37E-04	7,99E-04	6,62E-04
NH ₃	24	kg NH ₃	7,29	7,57	1,47	1,21	16,61	5,36	9,24	3,88
C ₂ H ₄	24	kg C ₂ H ₄	14,55	11,16	68,75	8,29	56,98	5,55	31,29	25,74
PO ₄	24	kg PO ₄	1,58	1,89	0,63	0,79	50,08	0,14	2,31	2,17
PM _{2.5}	16	kg PM _{2.5}	2,00	1,50	1,79	1,34	66,82	0,79	4,22	3,43
1,4-DCB	24	kg 1,4-DCB	1010,90	253,82	3,50E+06	1871,62	185,14	1,12	5726,77	5725,65
Oil	24	kg oil	2023,61	2026,53	5142,14	71,71	3,54	1867,57	2126,51	258,94
Sb	20	kg Sb	2,72	0,07	15,68	3,96	145,43	3,52E-03	10,04	10,04

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

Tabela 21 – Estatística descritiva das variáveis UF₁ e F₁ (continuação)

Variável	Unidade (eq.)	Quartil inferior	Quartil superior	Intervalo interquartil	Erro padrão	Assimetria	Erro pad. assim.	Curtose	Erro pad. curtose
CO ₂	kg CO ₂	3821,17	4138,99	317,82	74,58	0,95	0,41	0,77	0,81
CFC-11	kg CFC-11	1,56E-04	4,76E-04	3,19E-04	4,06E-05	1,09	0,41	-0,23	0,81
NH ₃	kg NH ₃	6,22	7,80	1,58	0,25	-0,05	0,47	-0,82	0,92
C ₂ H ₄	kg C ₂ H ₄	10,93	17,41	6,48	1,69	1,23	0,47	0,44	0,92
PO ₄	kg PO ₄	1,05	2,24	1,19	0,16	-0,90	0,47	-0,59	0,92
PM _{2.5}	kg PM _{2.5}	1,12	2,84	1,72	0,33	1,08	0,56	-0,58	1,09
1,4-DCB	kg 1,4-DCB	4,96	471,32	466,36	382,04	1,89	0,47	1,90	0,92
Oil	kg oil	1996,23	2076,23	80,00	14,64	-0,73	0,47	0,08	0,92
Sb	kg Sb	0,07	3,54	3,47	0,89	1,21	0,51	-0,13	0,99

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

Tabela 22 – Estatística descritiva das variáveis, UF₁ e F₂

Variável	n	Unidade (eq.)	Média	Mediana	Var	DP	CV	Mínimo	Máximo	Amplitude
CO ₂	32	kg CO ₂	2848,92	2755,90	1,33E+05	364,93	12,81	2296,67	3641,99	1345,32
CFC-11	32	kg CFC-11	1,71E-04	9,25E-05	1,56E-08	1,25E-04	73,07	7,24E-05	4,25E-04	3,52E-04
NH ₃	24	kg NH ₃	4,17	4,35	4,49E-01	0,67	16,05	3,15	5,22	2,07
C ₂ H ₄	24	kg C ₂ H ₄	11,16	9,54	26,20	5,12	45,85	5,27	21,67	16,40
PO ₄	24	kg PO ₄	0,76	0,90	1,79E-01	0,42	55,69	0,10	1,18	1,08
PM _{2.5}	16	kg PM _{2.5}	1,09	0,80	0,59	0,77	70,76	0,39	2,37	1,97
1,4-DCB	24	kg 1,4-DCB	679,80	170,73	1,55E+06	1243,87	182,98	0,60	3500,26	3499,67
Oil	24	kg oil	1787,53	1766,32	1563,02	39,54	2,21	1737,96	1867,39	129,43
Sb	20	kg Sb	2,37	0,07	11,39	3,37	142,23	3,34E-03	8,57	8,57

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

Tabela 24 – Estatística descritiva das variáveis UF₁ e F₂ (continuação)

Variável	Unidade (eq.)	Quartil inferior	Quartil superior	Intervalo interquartil	Erro padrão	Assimetria	Erro pad. assim.	Curtose	Erro pad. curtose
CO ₂	kg CO ₂	2666,82	2966,92	300,10	64,51	0,92	0,41	0,58	0,81
CFC-11	kg CFC-11	8,04E-05	2,61E-04	1,81E-04	2,21E-05	1,05	0,41	-0,36	0,81
NH ₃	kg NH ₃	3,54	4,47	0,94	0,14	-0,12	0,47	-0,93	0,92
C ₂ H ₄	kg C ₂ H ₄	9,37	11,60	2,23	1,04	1,30	0,47	0,81	0,92
PO ₄	kg PO ₄	0,33	1,15	0,81	0,09	-0,51	0,47	-1,47	0,92
PM _{2.5}	kg PM _{2.5}	0,60	1,57	0,98	0,19	1,08	0,56	-0,59	1,09
1,4-DCB	kg 1,4-DCB	3,81	345,24	341,43	253,90	1,86	0,47	1,70	0,92
Oil	kg oil	1763,44	1815,98	52,54	8,07	0,88	0,47	-0,18	0,92
Sb	kg Sb	0,07	3,26	3,19	0,75	1,15	0,51	-0,27	0,99

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

Tabela 23 – Estatística descritiva das variáveis, UF₁ e F₃

Variável	n	Unidade (eq.)	Média	Mediana	Var	DP	CV	Mínimo	Máximo	Amplitude
CO ₂	32	kg CO ₂	2887,79	2793,45	1,34E+05	365,51	12,66	2332,63	3680,19	1347,56
CFC-11	32	kg CFC-11	1,85E-04	1,00E-04	1,82E-08	1,4E-04	73,10	7,E-05	4,60E-04	3,82E-04
NH ₃	24	kg NH ₃	4,26	4,43	0,47	0,68	16,07	3,21	5,31	2,10
C ₂ H ₄	24	kg C ₂ H ₄	11,52	9,73	29,58	5,44	47,20	5,30	22,66	17,37
PO ₄	24	kg PO ₄	0,80	0,96	0,20	0,44	55,28	0,11	1,23	1,12
PM _{2.5}	16	kg PM _{2.5}	1,11	0,82	0,62	0,79	70,85	0,40	2,42	2,02
1,4-DCB	24	kg 1,4-DCB	755,85	191,11	1,91E+06	1380,54	182,65	0,62	3892,01	3891,39
Oil	24	kg oil	1799,95	1778,72	1592,28	39,90	2,22	1748,94	1880,44	131,50
Sb	20	kg Sb	2,51	0,07	12,89	3,59	142,86	0,00	9,09	9,08

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

Tabela 23 – Estatística descritiva das variáveis UF₁ e F₃ (continuação)

Variável	Unidade (eq.)	Quartil inferior	Quartil superior	Intervalo interquartil	Erro padrão	Assimetria	Erro pad. assim.	Curtose	Erro pad. curtose
CO ₂	kg CO ₂	2704,79	3004,58	299,79	64,61	0,92	0,41	0,57	0,81
CFC-11	kg CFC-11	8,71E-05	2,83E-04	1,96E-04	0,00	1,05	0,41	-0,35	0,81
NH ₃	kg NH ₃	3,60	4,58	0,98	0,14	-0,14	0,47	-0,97	0,92
C ₂ H ₄	kg C ₂ H ₄	9,57	12,15	2,59	1,11	1,29	0,47	0,78	0,92
PO ₄	kg PO ₄	0,35	1,21	0,85	0,09	-0,52	0,47	-1,46	0,92
PM _{2,5}	kg PM _{2,5}	0,61	1,61	1,00	0,20	1,08	0,56	-0,59	1,09
1,4-DCB	kg 1.4-DCB	3,63	383,58	379,95	281,80	1,86	0,47	1,70	0,92
Oil	kg oil	1776,19	1828,25	52,06	8,15	0,87	0,47	-0,17	0,92
Sb	kg Sb	0,07	3,43	3,36	0,80	1,16	0,51	-0,25	0,99

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: **CO₂**: aquecimento global; **CFC-11**: depleção de ozônio; **NH₃**: acidificação; **C₂H₄**: formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: formação de particulado; **1,4-DCB**: toxicidade carcinogênica; **Oil**: escassez fóssil; **Sb**: escassez mineral.

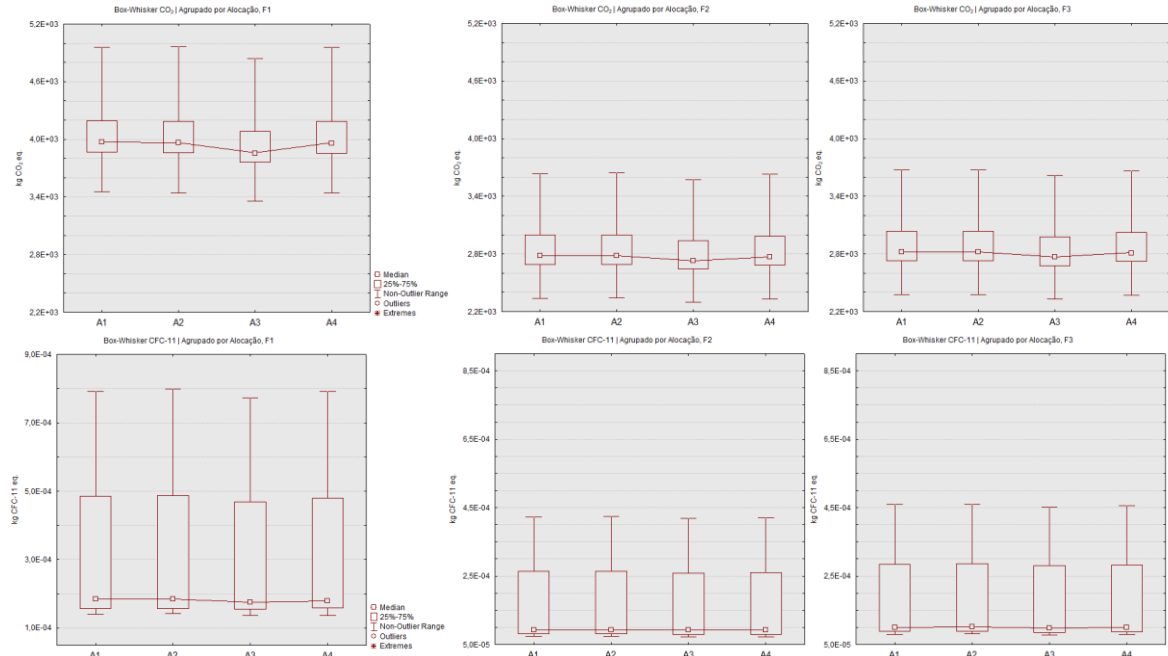
4.3.2 Representação Box-Whisker com agrupamento por fatores

Os dados representados a partir de gráficos Box-Whisker (Figura 47 à Figura 58) indicam evidências de possíveis relações entre os casos e os fatores. As variáveis de agrupamento foram os próprios parâmetros metodológicos.

4.3.2.1 Agrupamento em função da alocação

Os impactos agrupados pelo parâmetro metodológico alocação são apresentados e seguir (Figura 47 à Figura 51), separadamente, conforme o sistema de produto analisado. Observa-se que os diagramas indicam homogeneidade entre os resultados de todas as categorias de impacto com a iteração do parâmetro "alocação". Contudo, identificou-se a presença de resultados *outliers* nas categorias Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Figura 48-B) e Toxicidade Humana Carcinogênica (Figura 50-A). Esse efeito está relacionado com o fator de conversão mas discrepante (principalmente pelo método TRACI) e com a influência intrínseca do horizonte temporal superior (infinitos anos), respectivamente.

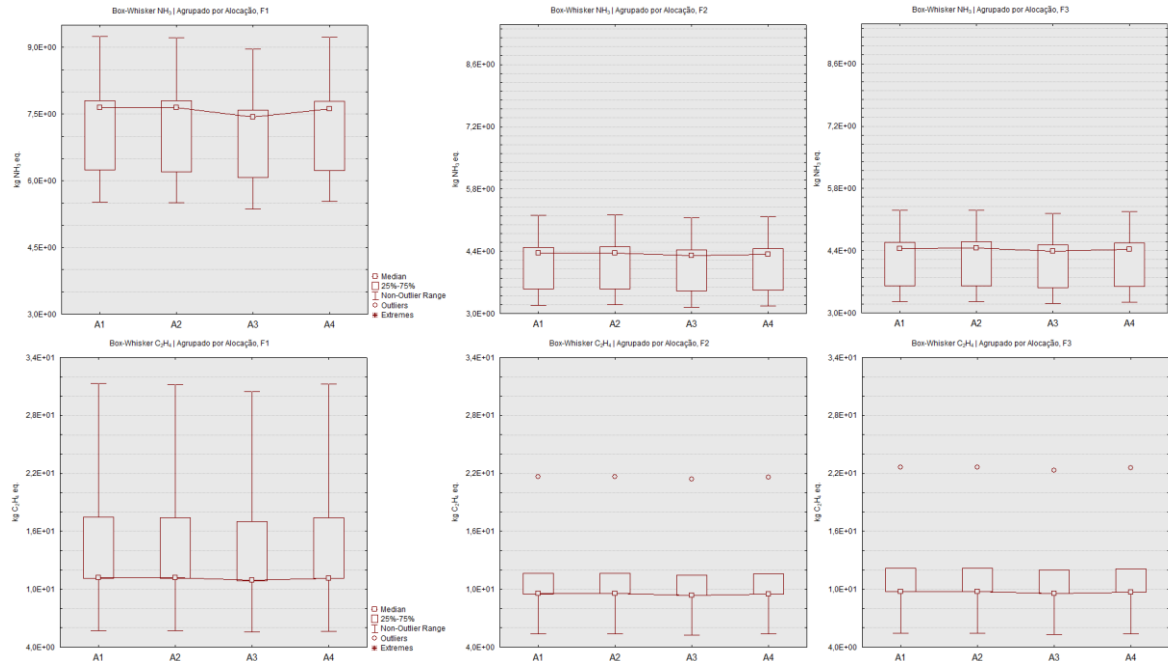
Figura 47 – Box-Whisker agrupado por alocação (A_1 , A_2 , A_3 , A_4) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Alocação A_1 : mássica; A_2 : entálpica; A_3 : econômica; A_4 : volumétrica.

Figura 48 – Box-Whisker agrupado por alocação (A_1 , A_2 , A_3 , A_4) para as variáveis Acidificação (A) e Formação de oxidantes (B)

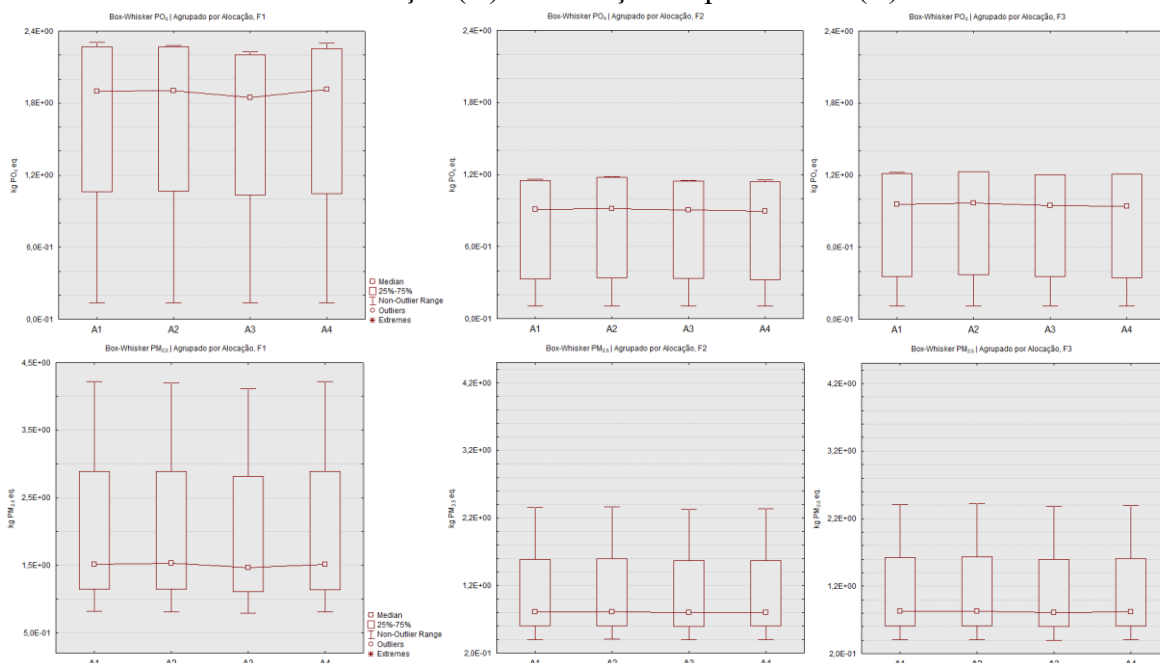


Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Alocação A_1 : mássica; A_2 : entálpica; A_3 : econômica; A_4 : volumétrica.

[2] Cenários *outliers*: B-A₁; B-A₂; B-A₃; B-A₄: biomassa (residual e dedicada); método ReCiPe.

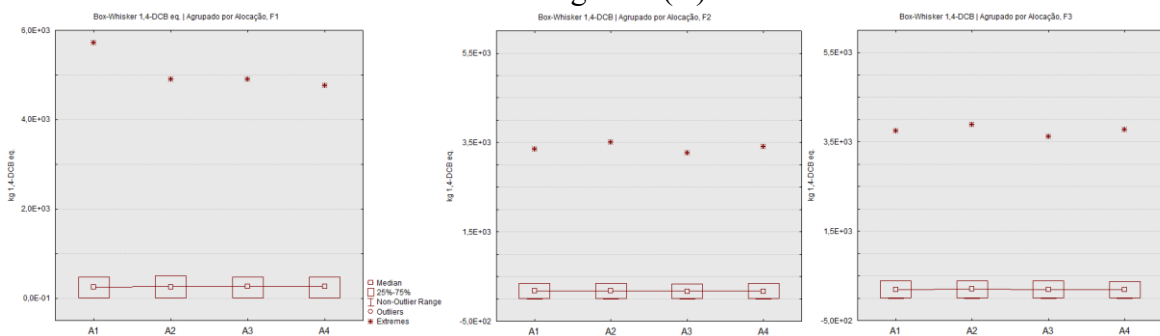
Figura 49 – Box-Whisker agrupado por alocação (A₁, A₂, A₃, A₄) para as variáveis Eutrofização (A) e Formação de particulado (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Alocação A₁: mássica; A₂: entálpica; A₃: econômica; A₄: volumétrica.

Figura 50 – Box-Whisker agrupado por alocação (A₁, A₂, A₃, A₄) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)

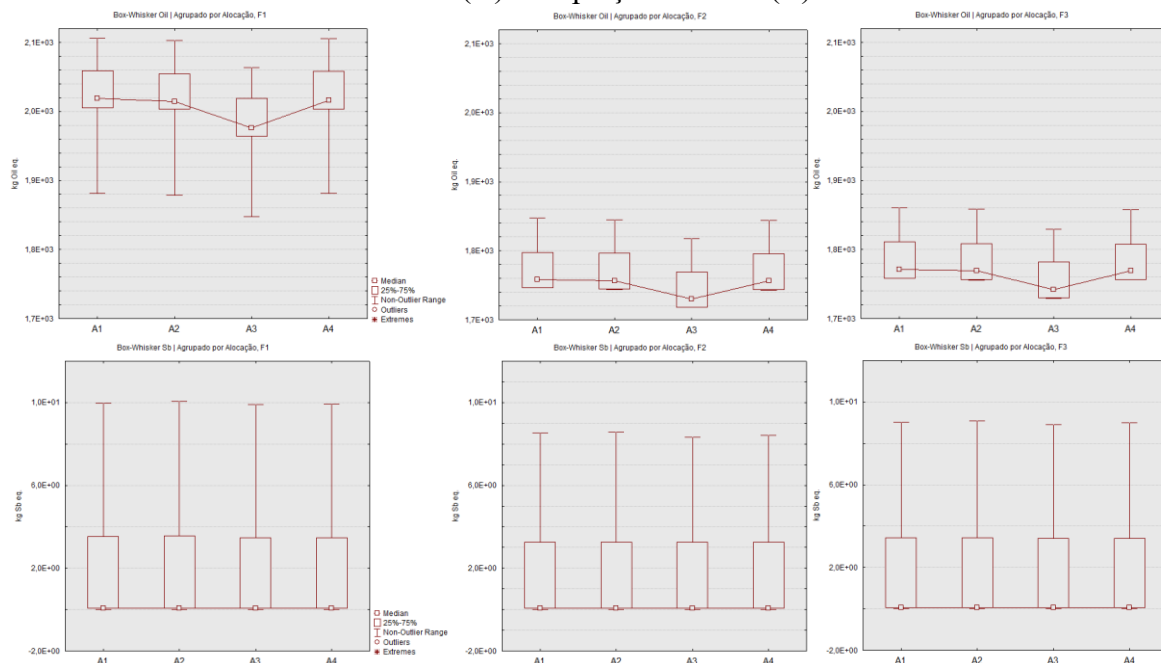


Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Alocação A₁: mássica; A₂: entálpica; A₃: econômica; A₄: volumétrica.

[2] Cenários extremos: A-A₁: ∞ anos; A-A₂: ∞ anos; A-A₃: ∞ anos; A-A₄: ∞ anos.

Figura 51 – Box-Whisker agrupado por alocação (A₁, A₂, A₃, A₄) para as variáveis Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B)



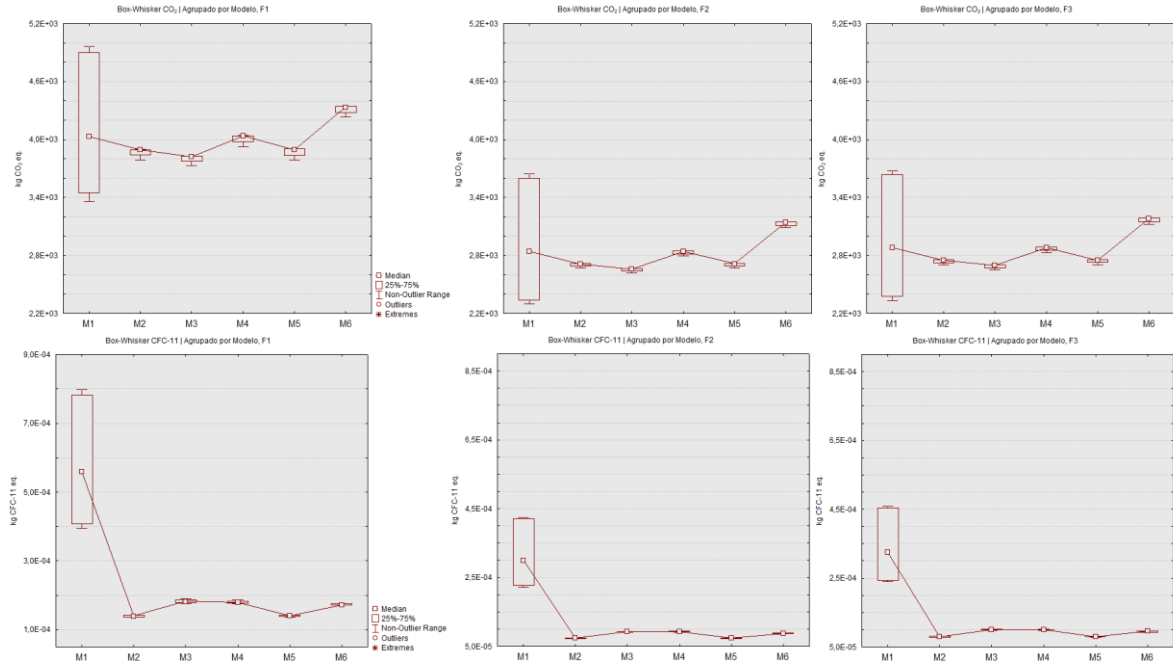
Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica.

4.3.2.2 Agrupamento em função do modelo de caracterização

Os impactos agrupados pelo parâmetro metodológico modelo de caracterização são apresentados a seguir (Figura 52 à Figura 56), separadamente, conforme o sistema de produto analisado. Os resultados apresentaram elevada variação em diversas categorias de impacto, independentemente do sistema de produto analisado. As categorias "Aquecimento global", "Depleção de ozônio" e "Toxicidade humana" do método ReCiPe são suscetíveis à amplitude do horizonte temporal. Isso implica em caixas também mais amplas, conforme visto nos diagramas da Figura 52-A, Figura 52- e Figura 55-A. Nas demais categorias, esse efeito não ocorre e as diferenças observadas indicam efeito da diferença de caracterização realizada por cada um dos modelos de caracterização, bem como da conversão para a NUR (Nova Unidade de Referência).

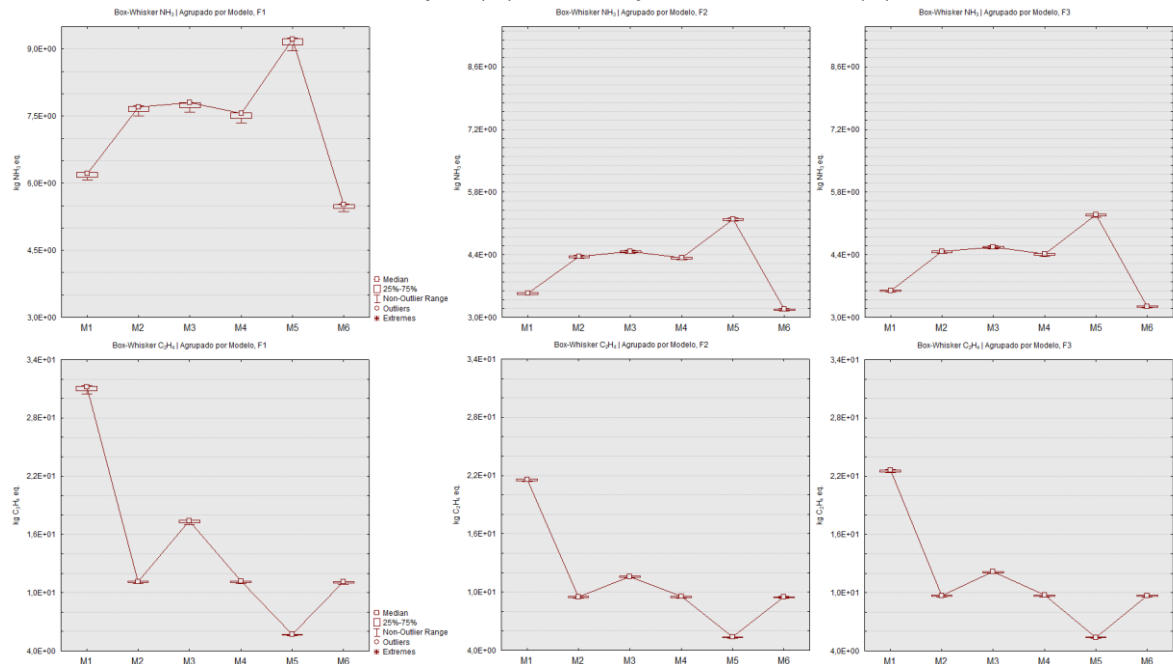
Figura 52 – Box-Whisker agrupado por modelos (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe (M₁), EPD (M₂), TRACI (M₃), Impact World+ (M₄), CML (M₅) e EF 3.0 (M₆).

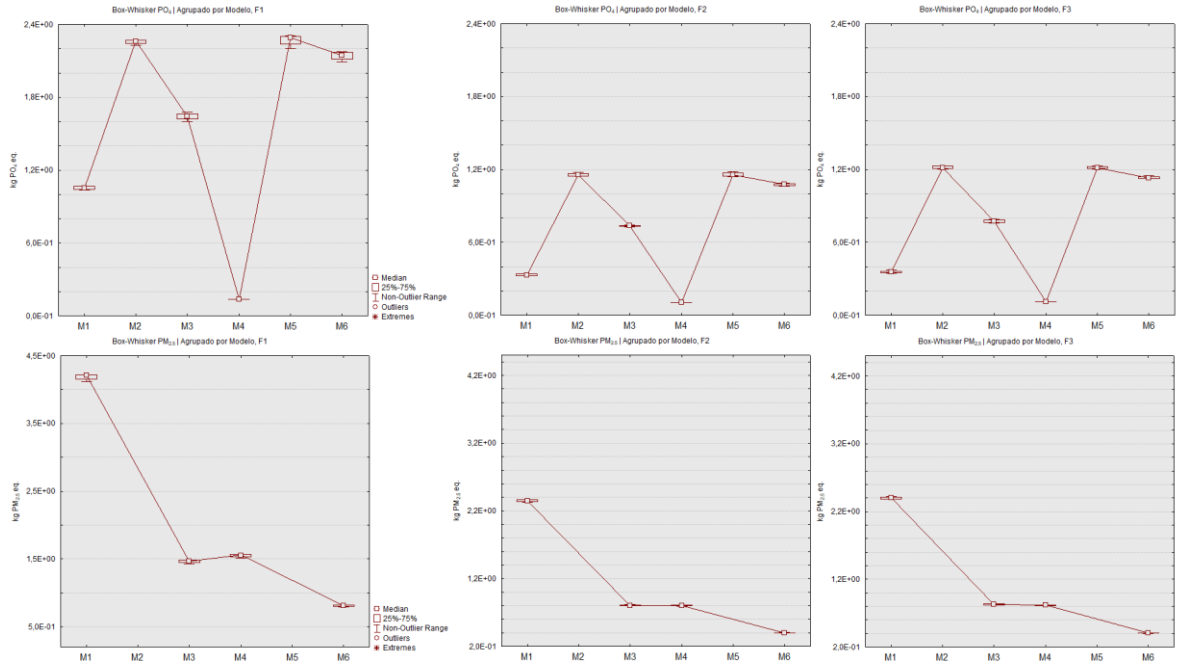
Figura 53 – Box-Whisker agrupado por modelos (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆) para as variáveis Acidificação (A) e Formação de oxidantes (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

[1] Modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe (M₁), EPD (M₂), TRACI (M₃), Impact World+ (M₄), CML (M₅) e EF 3.0 (M₆).

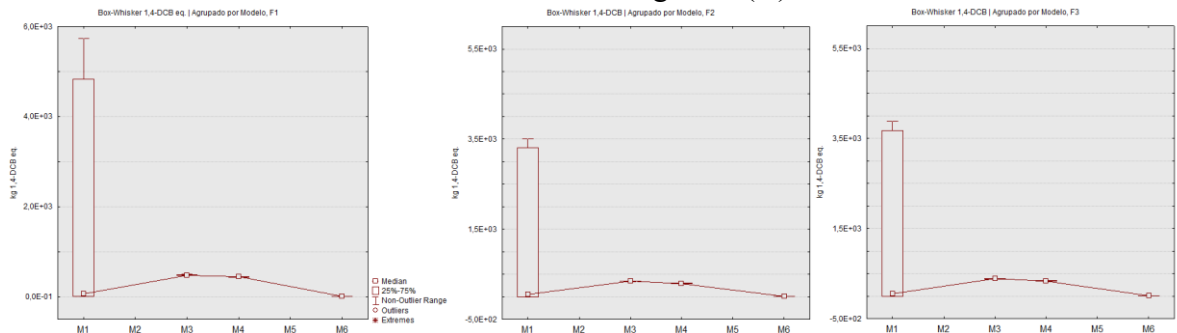
Figura 54 – Box-Whisker agrupado por modelos (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆) para as variáveis Eutrofização (A) e Formação de particulado (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

- [1] Modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe (M₁), EPD (M₂), TRACI (M₃), Impact World+ (M₄), CML (M₅) e EF 3.0 (M₆).
- [2] Métodos M₂ e M₅ não possuem modelos de caracterização para Formação de particulado (Quadro 12).

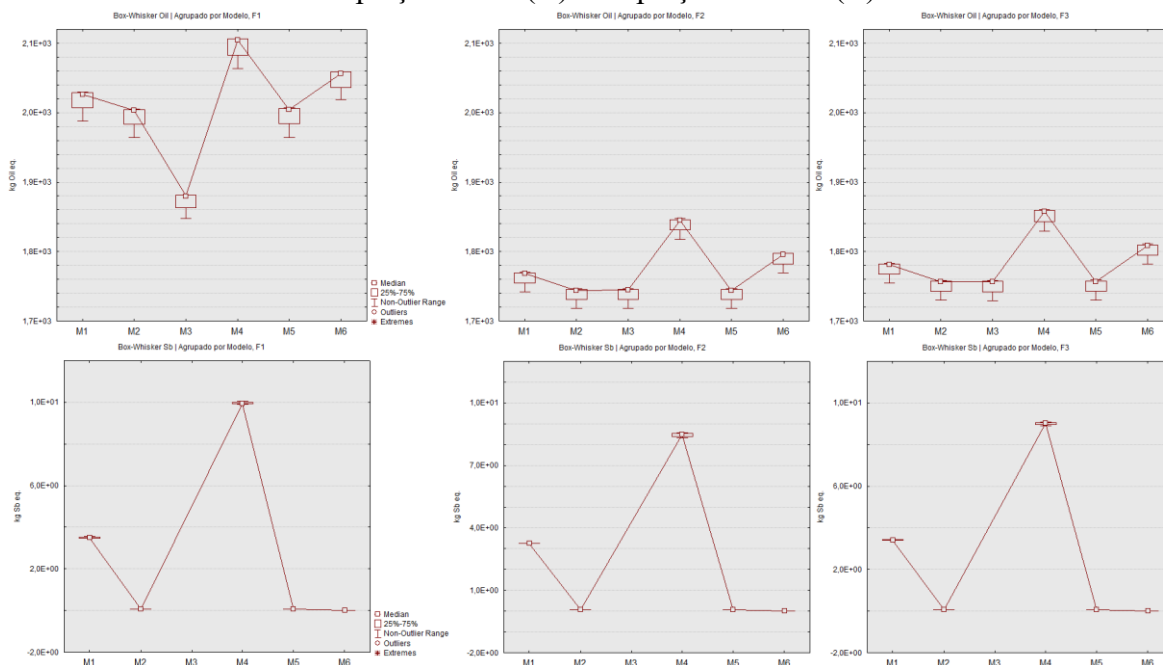
Figura 55 – Box-Whisker agrupado por modelos (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

- [1] Modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe (M₁), EPD (M₂), TRACI (M₃), Impact World+ (M₄), CML (M₅) e EF 3.0 (M₆).
- [2] Métodos M₂ e M₅ não possuem modelos de caracterização para Toxicidade humana (Quadro 13).

Figura 56 – Box-Whisker agrupado por modelos (M₁, M₂, M₃, M₄, M₅, M₆) para as variáveis Depleção fóssil (A) e Depleção mineral (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

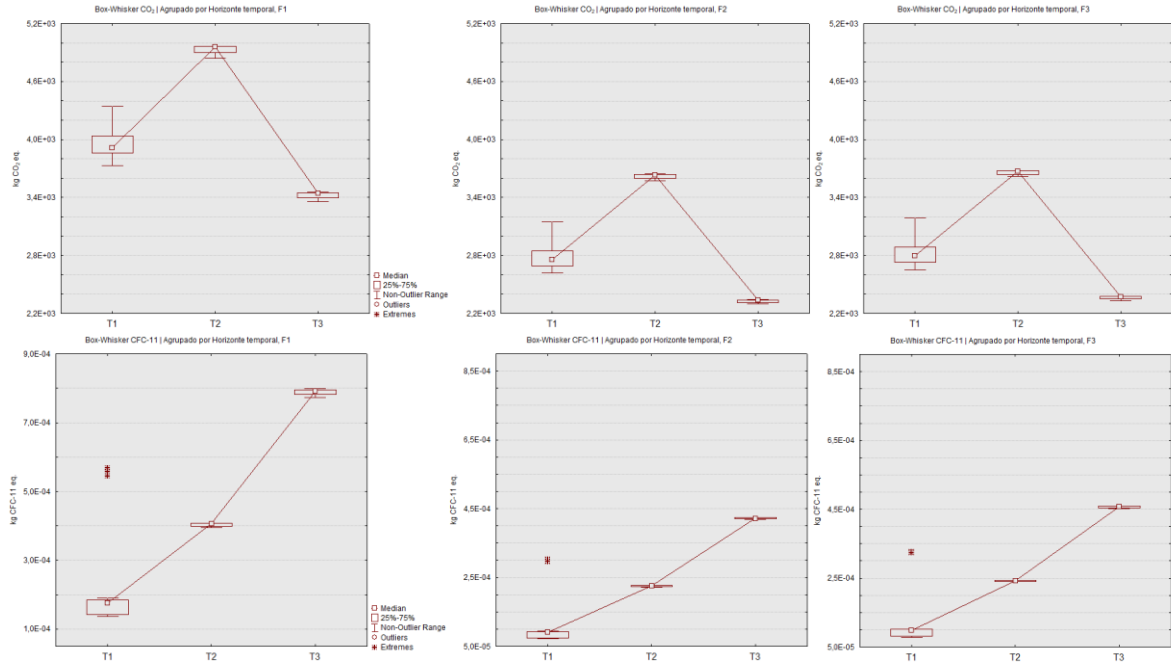
[1] Modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe (M₁), EPD (M₂), TRACI (M₃), Impact World+ (M₄), CML (M₅) e EF 3.0 (M₆).

[2] Método M₃ não possui modelo de caracterização para Depleção mineral (Quadro 11).

4.3.2.3 Agrupamento em função do horizonte temporal

Os impactos agrupados pelo parâmetro metodológico horizonte temporal são apresentados a seguir (Figura 57 e Figura 58). As categorias de impacto não apresentadas nos gráficos de agrupamento por tempo não foram variadas segundo o seu horizonte temporal (vide subseção 3.3.1.2.4 – Horizonte de tempo), separadamente, conforme o sistema de produto analisado.

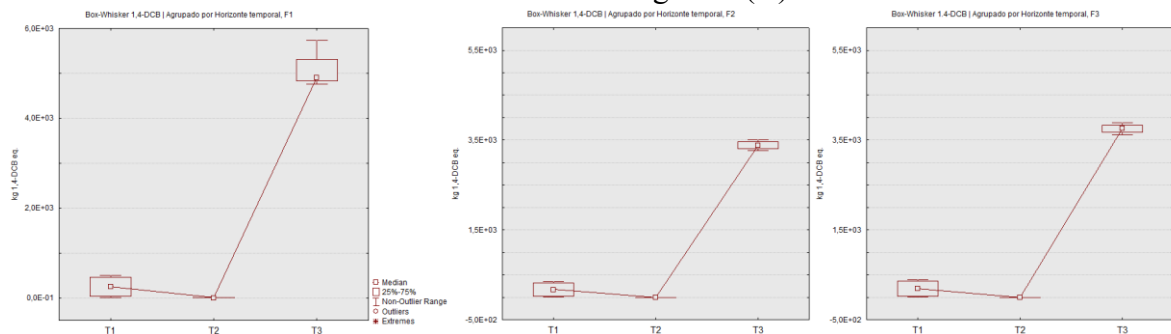
Figura 57 – Box-Whisker agrupado por horizonte temporal (T_1 , T_2 , T_3) para as variáveis Aquecimento global (A) e Depleção de ozônio (B)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

- [1] Horizonte temporal T_1 : 100 anos; T_2 : 20 anos; T_3 : 1000 anos (A) e ∞ anos (B).
- [2] Cenários extremos: B- T_1 : método ReCiPe.

Figura 58 – Box-Whisker agrupado por horizonte temporal (T_1 , T_2 , T_3) para a variável Toxicidade carcinogênica (A)



Fonte: autoria própria, *software* Statistica, 2023

- [1] Horizonte temporal T_1 : 100 anos; T_2 : 20 anos; T_3 : e ∞ anos.

Para as três categorias analisadas sob horizontes temporais iteráveis da caracterização dos impactos, observa-se pelos diagramas de Box-Whisker elevada variação entre os cenários em todos os casos, exceto para Toxicidade humana (Figura 58-A), quando comparado T_1 (horizonte de 100 anos) e T_2 (horizonte de 20 anos), o que poderá ser refletido na definição dos parâmetros metodológicos significativos.

4.3.3 Determinação dos parâmetros metodológicos significativos

Como descrito anteriormente, as iterações metodológicas entre os cenários foram alinhados e, a partir de teste estatístico de hipóteses (Apêndice F), determinou-se aquelas que provocaram variações significativas em relação ao cenário-base (Tabela 24 à Tabela 26). Isto é, as escolhas de modelagem que, se adotadas, influenciariam significativamente o resultado da AICV e, conseqüentemente, as conclusões do estudo.

Tabela 24 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_1)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂									*	*
CFC-11				*	*	*	*	*	*	*
NH ₃				*	*	*	*	*		
C ₂ H ₄				*	*	*	*	*		
PO ₄				*	*	*	*	*		
PM _{2,5}					*	*		*		
1,4-DCB								*	*	*
Oil					*	*				
Sb				*		*	*	*		

Fonte: autoria própria, 2023

[1] * diferença significativa ($\alpha: 0,05$).

[2] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[3] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 25 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_2)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂									*	*
CFC-11				*	*	*	*	*	*	*
NH ₃				*	*	*	*	*		
C ₂ H ₄				*	*	*	*	*		
PO ₄				*	*	*	*	*		
PM _{2,5}					*	*		*		
1,4-DCB								*	*	*
Oil						*				
Sb				*		*	*	*		

Fonte: autoria própria, 2023

[1] * diferença significativa ($\alpha: 0,05$).

[2] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[3] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 26 – Sensibilidade do cenário-base C_{01} ao parâmetro metodológico (em F_3)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂									*	*
CFC-11				*	*	*	*	*	*	*
NH ₃				*	*	*	*	*		
C ₂ H ₄				*	*	*	*	*		
PO ₄				*	*	*	*	*		
PM _{2,5}					*	*		*		
1,4-DCB								*	*	*
Oil						*				
Sb				*		*	*	*		

Fonte: autoria própria, 2023

[¹] * diferença significativa (α : 0,05).[²] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.[³] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Variações significativas também foram identificadas entre os parâmetros metodológicos em si, não somente frente ao cenário-base. Por exemplo, M₂ vs. M₃ ou T₂ vs. T₃. Tais comparações podem ser encontradas no material suplementar (Apêndice G). O percentual de variação relativa do impacto absoluto (%) das comparações apresentadas na Tabela 24 à Tabela 26 pode ser observado na Tabela 27 à Tabela 29, enquanto as variações absolutas (kg equivalentes) são apresentadas na Tabela 30 à Tabela 32.

Tabela 27 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_1)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	-0,2%	-2,7%	-0,3%	-6,2%	-7,8%	-2,8%	-6,1%	4,6%	23,9%	-14,0%
CFC-11	0,6%	-3,3%	-0,9%	-76,1%	-68,7%	-69,1%	-76,0%	-70,3%	76,4%	244,5%
NH ₃	-0,2%	-2,8%	-0,2%	23,7%	25,2%	21,4%	48,1%	-11,4%	-	-
C ₂ H ₄	-0,2%	-2,4%	-0,2%	-64,3%	-44,2%	-64,2%	-81,8%	-64,3%	-	-
PO ₄	-0,1%	-2,8%	-0,1%	114,2%	55,9%	-87,0%	115,7%	103,1%	-	-
PM _{2,5}	0,2%	-2,7%	-0,1%	-	-65,1%	-63,0%	-	-80,7%	-	-
1,4-DCB	3,6%	1,1%	1,9%	-	-72,1%	-74,2%	-	-99,7%	-99,5%	1937,9%
Oil	-0,2%	-2,0%	-0,1%	-1,2%	-7,1%	3,8%	-1,1%	1,5%	-	-
Sb	1,0%	-0,7%	-0,5%	-98,0%	-	183,9%	-98,0%	-99,9%	-	-

Fonte: autoria própria, 2023

[¹] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.[²] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 28 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_2)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	<0,1%	-1,8%	-0,3%	-7,6%	-9,4%	-3,3%	-7,6%	6,9%	29,0%	-17,1%
CFC-11	0,3%	-1,6%	-1,2%	-76,7%	-70,7%	-70,6%	-76,6%	-72,3%	87,2%	251,8%
NH ₃	0,2%	-1,2%	-0,5%	23,4%	26,5%	22,5%	46,9%	-10,1%	-	-
C ₂ H ₄	0,1%	-1,6%	-0,4%	-56,0%	-46,3%	-55,9%	-75,2%	-56,1%	-	-
PO ₄	1,6%	-0,4%	-1,0%	248,0%	121,0%	-68,8%	248,4%	223,5%	-	-
PM _{2.5}	0,5%	-1,3%	-0,8%	-	-65,7%	-65,8%	-	-83,1%	-	-
1,4-DCB	0,5%	-2,4%	-0,9%	-	-69,9%	-74,0%	-	-99,7%	-99,6%	1850,5%
Oil	-0,1%	-1,6%	-0,1%	-1,4%	-1,3%	4,3%	-1,4%	1,5%	-	-
Sb	0,3%	-1,8%	-1,0%	-97,9%	-	159,8%	-97,9%	-99,9%	-	-

Fonte: autoria própria, 2023

[¹] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[²] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 29 – Variação relativa média (%) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_3)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	<0,1%	-1,9%	-0,3%	-7,5%	-9,3%	-3,2%	-7,5%	6,8%	28,6%	-16,9%
CFC-11	0,9%	-1,6%	-0,4%	-76,6%	-70,6%	-70,7%	-76,6%	-72,2%	86,0%	251,5%
NH ₃	0,2%	-1,3%	-0,4%	24,1%	27,2%	22,6%	47,1%	-9,8%	-	-
C ₂ H ₄	0,1%	-1,7%	-0,3%	-57,1%	-46,2%	-57,0%	-76,1%	-57,1%	-	-
PO ₄	1,2%	-1,1%	-1,4%	241,4%	117,5%	-68,6%	240,7%	218,4%	-	-
PM _{2.5}	0,5%	-1,3%	-0,7%	-	-65,5%	-66,1%	-	-83,1%	-	-
1,4-DCB	3,4%	-0,8%	-0,4%	-	-69,7%	-73,6%	-	-99,7%	-99,7%	1832,3%
Oil	-0,1%	-1,6%	-0,1%	-1,4%	-1,4%	4,3%	-1,4%	1,5%	-	-
Sb	0,4%	-1,3%	-0,6%	-97,9%	-	163,8%	-97,9%	-99,9%	-	-

Fonte: autoria própria, 2023

[¹] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[²] Alocação **A₁**: mássica; **A₂**: entálpica; **A₃**: econômica; **A₄**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M₁**: ReCiPe; **M₂**: EPD; **M₃**: TRACI; **M₄**: Impact World+; **M₅**: CML; **M₆**: EF 3.0. Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 30 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C_{01} aos parâmetros metodológicos (em F_1)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	-7,1E+0	-1,1E+2	-1,0E+1	-2,5E+2	-3,2E+2	-1,1E+2	-2,5E+2	1,9E+2	9,5E+2	-5,6E+2
CFC-11	1,3E-6	-7,6E-6	-2,1E-6	-4,4E-4	-4,0E-4	-4,0E-4	-4,4E-4	-4,1E-4	1,7E-4	5,6E-4
NH ₃	-1,6E-2	-2,1E-1	-1,4E-2	1,5E+0	1,6E+0	1,3E+0	3,0E+0	-7,0E-1	-	-
C ₂ H ₄	-2,3E-2	-3,5E-1	-2,6E-2	-2,0E+1	-1,4E+1	-2,0E+1	-2,5E+1	-2,0E+1	-	-
PO ₄	-2,3E-3	-4,5E-2	-1,3E-3	1,2E+0	5,9E-1	-9,2E-1	1,2E+0	1,1E+0	-	-
PM _{2.5}	3,6E-3	-5,5E-2	-1,2E-3	-	-2,7E+0	-2,6E+0	-	-3,4E+0	-	-
1,4-DCB	8,8E+0	2,6E+0	4,6E+0	-	-1,2E+3	-1,3E+3	-	-1,7E+3	-2,5E+2	4,8E+3
Oil	-3,6E+0	-4,1E+1	-1,7E+0	-2,4E+1	-1,5E+2	7,7E+1	-2,2E+1	3,0E+1	-	-
Sb	2,6E-2	-1,8E-2	-1,3E-2	-3,4E+0	-	6,5E+0	-3,4E+0	-3,5E+0	-	-

Fonte: autoria própria, 2023

[¹] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2.5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[2] Alocação **A1**: mássica; **A2**: entálpica; **A3**: econômica; **A4**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M1**: ReCiPe; **M2**: EPD; **M3**: TRACI; **M4**: Impact World+; **M5**: CML; **M6**: EF 3.0. Horizonte temporal **T1**: 100 anos; **T2**: 20 anos; **T3**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 31 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C₀₁ aos parâmetros metodológicos (em F₂)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	6,6E-1	-5,1E+1	-9,3E+0	-2,2E+2	-2,8E+2	-9,5E+1	-2,2E+2	2,0E+2	8,1E+2	-4,8E+2
CFC-11	3,8E-7	-1,9E-6	-1,5E-6	-2,4E-4	-2,2E-4	-2,2E-4	-2,4E-4	-2,3E-4	1,0E-4	3,0E-4
NH ₃	8,8E-3	-4,9E-2	-2,0E-2	8,3E-1	9,4E-1	7,9E-1	1,7E+0	-3,6E-1	-	-
C ₂ H ₄	8,6E-3	-1,8E-1	-4,3E-2	-1,2E+1	-1,0E+1	-1,2E+1	-1,6E+1	-1,2E+1	-	-
PO ₄	1,2E-2	-2,9E-3	-7,8E-3	8,2E-1	4,0E-1	-2,3E-1	8,3E-1	7,4E-1	-	-
PM _{2,5}	5,1E-3	-1,4E-2	-9,0E-3	-	-1,5E+0	-1,5E+0	-	-2,0E+0	-	-
1,4-DCB	9,4E-1	-4,2E+0	-1,5E+0	-	-8,0E+2	-8,5E+2	-	-1,1E+3	-1,7E+2	3,2E+3
Oil	-1,8E+0	-2,8E+1	-2,6E+0	-2,4E+1	-2,4E+1	7,6E+1	-2,4E+1	2,7E+1	-	-
Sb	6,5E-3	-4,2E-2	-2,3E-2	-3,2E+0	-	5,2E+0	-3,2E+0	-3,3E+0	-	-

Fonte: autoria própria, 2023

[1] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[2] Alocação **A1**: mássica; **A2**: entálpica; **A3**: econômica; **A4**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M1**: ReCiPe; **M2**: EPD; **M3**: TRACI; **M4**: Impact World+; **M5**: CML; **M6**: EF 3.0. Horizonte temporal **T1**: 100 anos; **T2**: 20 anos; **T3**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

Tabela 32 – Variação absoluta média (kg equivalentes) no impacto do cenário-base C₀₁ aos parâmetros metodológicos (em F₃)

Categoria	A ₂	A ₃	A ₄	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	T ₂	T ₃
CO ₂	4,4E-2	-5,4E+1	-9,3E+0	-2,2E+2	-2,8E+2	-9,6E+1	-2,2E+2	2,0E+2	8,1E+2	-4,8E+2
CFC-11	1,2E-6	-2,1E-6	-5,0E-7	-2,6E-4	-2,4E-4	-2,4E-4	-2,6E-4	-2,5E-4	1,1E-4	3,3E-4
NH ₃	6,4E-3	-5,4E-2	-1,9E-2	8,7E-1	9,8E-1	8,1E-1	1,7E+0	-3,5E-1	-	-
C ₂ H ₄	8,1E-3	-1,9E-1	-3,8E-2	-1,3E+1	-1,0E+1	-1,3E+1	-1,7E+1	-1,3E+1	-	-
PO ₄	9,9E-3	-8,5E-3	-1,1E-2	8,6E-1	4,2E-1	-2,4E-1	8,6E-1	7,8E-1	-	-
PM _{2,5}	5,2E-3	-1,5E-2	-8,2E-3	-	-1,6E+0	-1,6E+0	-	-2,0E+0	-	-
1,4-DCB	6,6E+0	-1,5E+0	-8,6E-1	-	-8,9E+2	-9,3E+2	-	-1,3E+3	-1,9E+2	3,6E+3
Oil	-2,1E+0	-2,9E+1	-2,5E+0	-2,4E+1	-2,5E+1	7,7E+1	-2,5E+1	2,7E+1	-	-
Sb	1,0E-2	-3,4E-2	-1,4E-2	-3,3E+0	-	5,6E+0	-3,3E+0	-3,4E+0	-	-

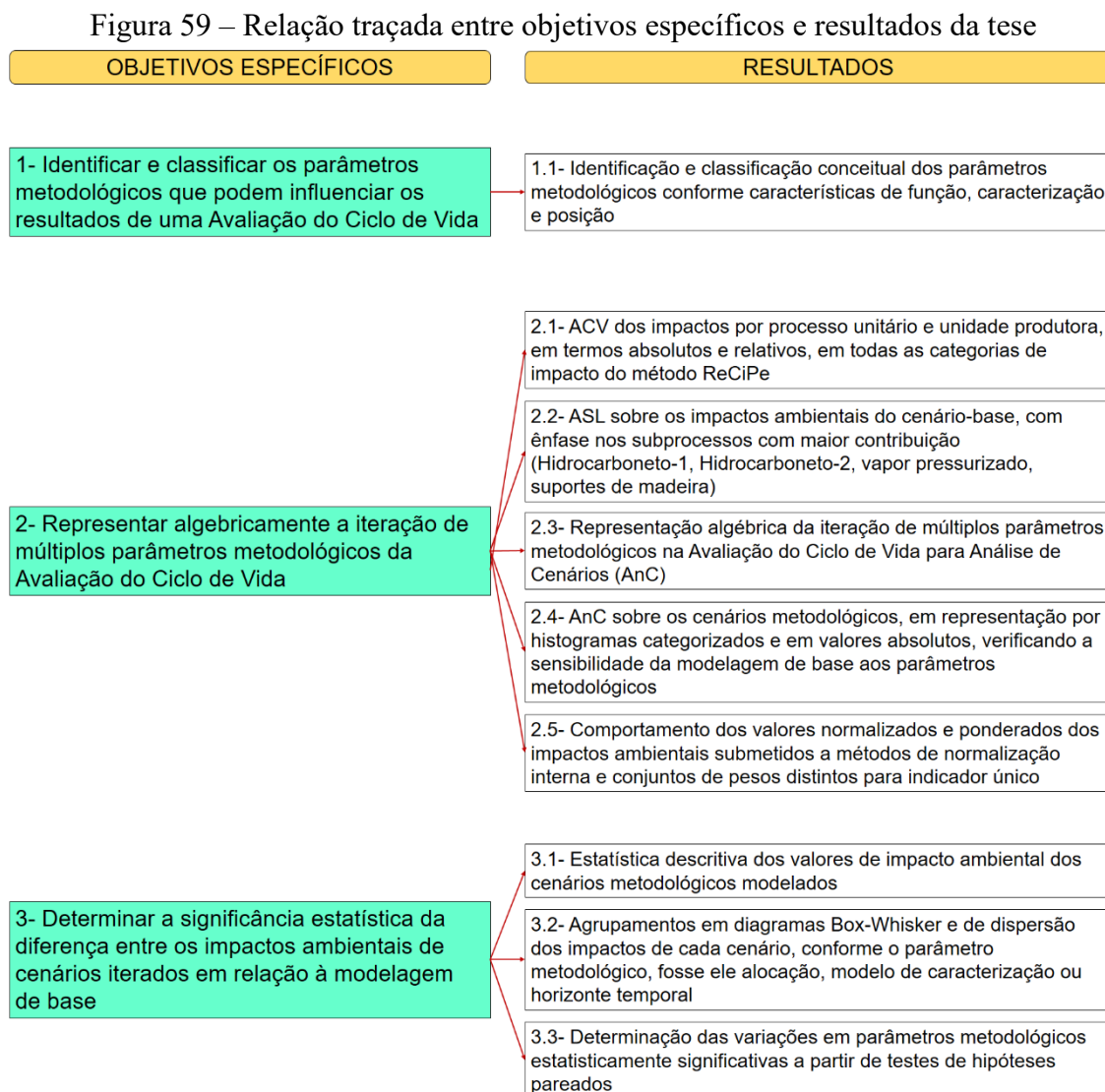
Fonte: autoria própria, 2023

[1] **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **NH₃**: Acidificação; **C₂H₄**: Formação de oxidantes; **PO₄**: Eutrofização; **PM_{2,5}**: Formação de particulado; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica; **Oil**: Escassez fóssil; **Sb**: Escassez mineral.

[2] Alocação **A1**: mássica; **A2**: entálpica; **A3**: econômica; **A4**: volumétrica. Modelo de caracterização contido nos métodos **M1**: ReCiPe; **M2**: EPD; **M3**: TRACI; **M4**: Impact World+; **M5**: CML; **M6**: EF 3.0. Horizonte temporal **T1**: 100 anos; **T2**: 20 anos; **T3**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB).

5 DISCUSSÃO

Os principais resultados obtidos com o desenvolvimento desta tese e apresentados anteriormente são sumarizados na Figura 59, de modo a introduzir à discussão desses achados.



Fonte: autoria própria, 2023.

Nesta seção, esses achados são discutidos e associados à literatura na área de conhecimento da tese. As implicações dos resultados encontrados são igualmente abordadas. Também são discutidas considerações que eventualmente limitem o alcance de determinada conclusão.

5.1 SENSIBILIDADE E INCERTEZA DE ESCOLHA

A iteração de parâmetros metodológicos realizada neste trabalho possibilitou verificar que o resultado de um estudo é sensível às escolhas feitas pelo/pela analista no momento da modelagem do ciclo de vida de um sistema de produto. Essa afirmação, contudo, não se mostrou verdadeira para todas as escolhas metodológicas e categorias de impacto analisadas.

5.1.1 Sensibilidade à alocação

As NBR dedicadas a ACV recomendam evitar a alocação sempre que possível (ABNT, 2014a; 2014b). No entanto, sistemas complexos como o de uma petroquímica geram diferentes produtos e coprodutos ao longo do processo produtivo, como foi o caso do sistema ora modelado. Dependendo das características do sistema, dos tipos de produtos ou do próprio objetivo do estudo, a alocação poderá ter um caráter mássico, energético, econômico, entre outros. Como apresentado na metodologia, a modelagem-base deste estudo foi mássica (A_1).

A escolha do procedimento de alocação não provocou sensibilidade de modo estatisticamente significativo sobre os resultados em nenhuma categoria de impacto, mesmo considerando todas as iterações nesse parâmetro metodológico, isto é, alocação por entalpia (A_2), econômica (A_3) e volumétrica (A_4). As próprias variações quantitativas observadas foram bastante baixas (Tabela 30 à Tabela 32), inferiores a 10% (Tabela 27 à Tabela 29).

Embora quatro diferentes tipos de alocação (A_1 até A_4) tenham sido iterados, em geral, os fatores de alocação para a etapa U-II do processo produtivo variaram pouco entre os cenários analisados (Tabela 1 à Tabela 4). Por outro lado, para a etapa U-I, os fatores de alocação do <Produto 01> variaram de 1,12% (alocação volumétrica) a 99,89% (alocação econômica) por unidade de produto. Então, tem-se alta discrepância em função das características dos produtos analisados, dado que o <Produto 01> é um produto de valor agregado mais elevado – daí o alto valor para alocação econômica – enquanto ocupava pouco volume espacial – eis o baixo valor para alocação volumétrica. Mesmo com tais alterações, os efeitos não foram significativos na última etapa do processo produtivo, correspondente à unidade funcional (UF_1) de produção de

1000 kg de <Produto 06> em um ano ou, ainda, diluídos quando a UF₂ estabelecida foi a produção total da empresa, em massa, em um ano, considerando os produtos finais, pois o <Produto 01> é um produto intermediário.

Os resultados observados na literatura são bastante divergentes quanto às categorias de impacto sensibilizadas pelo tipo de alocação ou se a alocação sequer provoca modificações no impacto ou *ranking* de cenários. Cherubini *et al.* (2018) variaram o método de alocação (mássica, econômica, entre outras) dadas diferentes alternativas tecnológicas para um sistema de produção de suínos, mas não observaram alterações no ordenamento geral das alternativas, embora alguma diferença em valores absolutos tenha sido reportada. AzariJafari *et al.* (2018) testaram os procedimentos de alocação mássica e econômica em sistema de pavimentos e verificaram que eles provocaram alterações apenas nos *midpoints* Acidificação, Eutrofização e Ecotoxicidade. Gnansounou *et al.* (2008) verificaram alta sensibilidade dos resultados de um sistema de produção de bioetanol de trigo à alocação energética e mássica, enquanto a alocação econômica provocou poucos efeitos sobre o seu cenário-base, indicando esse achado ser efeito da relação entre os fatores de alocação e o tipo de sistema de produto. Não obstante, Curran (2007) também relatou que a escolha do método de alocação não interferira na indicação de qual alternativa de combustível apresentara o menor impacto ambiental, fosse ele mássico, econômico ou volumétrico. Diversas categorias de impacto foram analisadas pela autora, dentre elas Acidificação, Aquecimento global, Depleção de ozônio, Formação de oxidantes e Eutrofização. Por outro lado, Wardenaar *et al.* (2012) relataram resultados em Aquecimento global que variaram conforme a escolha do método de alocação – energética, econômica, etc. – (16 a 60% num estudo de caso sobre bioenergia), mesmo em sistemas com alocação restrita a poucos processos, como ocorreu no presente estudo.

5.1.2 Sensibilidade ao modelo de caracterização

O parâmetro metodológico que apresentou maior disparidade entre as categorias de impacto sensíveis a sua iteração foi o modelo de caracterização escolhido para representar cada categoria de impacto. O resultado da categoria de impacto Aquecimento Global foi o único

completamente insensível à variação do modelo de caracterização. As demais categorias apresentaram sensibilidade a esse parâmetro metodológico, em maior ou menor grau.

A categoria Aquecimento Global tem seus modelos baseados em relatórios do IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), com variações principalmente quanto à versão desses relatórios utilizadas para a elaboração do modelo e fatores de caracterização. Por exemplo, o modelo de caracterização contido nos métodos ReCiPe *midpoint* 2016, Impact World+ e EF 3.0 é baseado na versão 5 do relatório (IPCC, 2013). Já o método TRACI 2.1 baseia-se na versão 4 (IPCC, 2007). Ainda, os métodos EPD (2018) e CML-IA tem modelos baseados na versão 3 (IPCC, 2001). Os relatórios do IPCC são utilizados como referencial em diversas áreas científicas, dentre as quais a ACV, para o cálculo dos impactos em kg CO₂ eq. na categoria Aquecimento global.

Outra categoria pouco sensível à escolha do modelo de caracterização foi Depleção Fóssil. Apenas os modelos utilizados nos métodos TRACI e Impact World+ (Goedkoop; Spriensma, 2001 e Fatemi, 2012, respectivamente) sensibilizaram a estatística comparada ao *baseline*. Quando a análise foi realizada considerando outra abordagem de sistema de produto (F₂ e F₃), apenas o modelo de Fatemi (2012) apresentou diferenças significativas. Na categoria Depleção fóssil, os modelos contidos em dois métodos (EPD e CML) são baseados em Van Oers *et al.* (2002) e, segundo consta nos relatórios com fatores de caracterização, essencialmente três aspectos ambientais são caracterizados: carvão, gás natural e petróleo. Os fatores de caracterização atribuídos a esses aspectos ambientais são semelhantes através dos modelos analisados. Dado que os fluxos de referência mantêm-se constantes entre as análises, o impacto ambiental também tende a ser aproximado, o que corrobora a igualdade estatística. Já o método EF 3.0 caracteriza dentro da Depleção fóssil, além dos três aspectos ambientais recém citados, o urânio. Haja vista esse elemento ter baixa presença no ciclo de vida ora analisado, seu impacto ambiental nesta categoria foi também negligenciável (<0,5%). Logo, a caracterização do urânio não tornou o resultado deste modelo diferente estatisticamente do *baseline*.

Na categoria toxicidade carcinogênica, foi observada diferença significativa em relação ao *baseline* apenas a partir do modelo USEtox 2.1 (Rosenbaum *et al.*, 2008) do método de AICV

EF 3.0. Os métodos TRACI e Impact World também são baseados em Rosenbaum *et al.* (2008) para a caracterização desta categoria, contudo não foram diferentes estatisticamente do cenário-base. Isso pode ser justificado pela base de dados desses métodos abrangerem uma relação diferente de substâncias caracterizadas. Outra possível razão é a forma como a dispersão das substâncias pelos compartimentos ambientais é modelada no *software* (Goedkoop *et al.*, 2013).

Nas demais categorias, o impacto ambiental do cenário-base foi significativamente sensibilizado não importando o modelo de caracterização ao qual foi comparado. As categorias nesse rol foram: Acidificação, Depleção de ozônio, Formação de oxidantes e Eutrofização. O método TRACI não aborda a categoria Depleção mineral e os métodos EPD e CML não abordam Formação de material particulado na comparação feita neste trabalho. Portanto, essas categorias não indicam resultados na Tabela 24 à Tabela 32.

A sensibilidade dos resultados em uma categoria de impacto ao modelo de caracterização é outra questão com conclusões distintas na literatura. Dreyer *et al.* (2003) demonstraram de maneira determinística que a escolha do método de AICV e seus respectivos modelos de caracterização pode ser relevante, dependendo da categoria de impacto. Nesse caso, a sensibilidade mais elevada foi para as categorias de Toxicidade humana e Ecotoxicidade, enquanto as menores foram em Aquecimento global, Eutrofização, Depleção de ozônio e Formação de oxidantes. Cherubini *et al.* (2018) encontraram elevada sensibilidade dos impactos em Acidificação, Eutrofização e Ecotoxicidade em água doce ao comparar através de *scatterplots* os modelos contidos nos métodos CML-IA, EDIP (2003), ILCD (2011), ReCiPe (2008) e TRACI 2.1. Diferentes métodos de AICV também foram avaliados por Alvarenga, Prudêncio da Silva e Soares (2012), havendo diferenças entre alguns dos cenários analisados, conforme o método de AICV e seus respectivos modelos de caracterização. Hung e Ma (2009), que compararam diferentes métodos de AICV (Eco-indicator 99, Impact 2002+, EPS, entre outros), indicam que a seleção do método e, conseqüentemente, dos modelos de caracterização nele inseridos é uma importante fonte de incertezas.

Além disso, há o aspecto da completude ou abrangência dos modelos contidos nos métodos de AICV disponíveis em pacotes nos programas. Bai *et al.* (2017) relataram haver forte

discrepância entre os resultados conforme o método de AICV, devido a algumas categorias de impacto serem consideradas por um método e não pelo outro ou fluxos elementares serem contabilizados em um modelo e não em outros. Nesta tese situação similar foi observada. Em certos casos, os resultados dos impactos de uma categoria não puderam ser associados aqueles gerados por outro modelo. Por exemplo, o método CML-IA trazia um modelo de caracterização para “Toxicidade humana”, sem distinguir entre toxicidade carcinogênica (demais modelos testados) e não carcinogênica. Uma alternativa seria ignorar esse aspecto e comparar os indicadores mesmo assim, mas se optou por não realizar esse procedimento nessa categoria de impacto porque a literatura costuma demonstrar fortes diferenças numéricas – em algumas ordens de magnitude – entre indicadores de toxicidade e ecotoxicidade (Cherubini *et al.*, 2018; Pizzol *et al.*, 2011). Outro aspecto foi que alguns métodos de AICV não contêm modelos de caracterização para certas categorias, por exemplo, os métodos EPD (2018) e CML-IA não traziam modelos para Formação de particulado. Alguém que utilizasse um desses dois métodos em um programa de ACV não obteria retornos nesse indicador ambiental.

Um outro ponto a se levantar é que os modelos de caracterização utilizados nesta tese são baseados em publicações científicas, mas podem carecer de regionalização dos fatores de destino das substâncias (*fate factors*). Essa diferenciação pode influenciar a comparação feita entre os modelos ora analisados, especialmente em categorias de impacto altamente sensíveis às condições locais, como Eutrofização (De Andrade; Ugaya; Almeida Neto, 2021), Acidificação (Roy *et al.*, 2014a) e Formação de particulado (Giusti *et al.*, 2022). Nesse sentido, De Andrade, Ugaya e Almeida Neto (2021) relatam haver inconsistências entre modelos globais de avaliação de impacto com dados de destino final de substâncias utilizados em modelos regionalizados. Os autores basearam-se na categoria de Eutrofização em água doce e indicaram a necessidade de regionalizar a abordagem de AICV. Então, o efeito da presença ou ausência de regionalização entre os modelos de caracterização analisados é um elemento a ser explorado futuramente na Análises de Cenários com o parâmetro metodológico "modelo de caracterização".

5.1.3 Sensibilidade ao horizonte temporal

O horizonte temporal foi um parâmetro metodológico variado em três categorias de impacto: Aquecimento global, Depleção de ozônio e Toxicidade carcinogênica. Em todos os casos, o resultado encontrado com os horizontes T_2 (20 anos) e T_3 (1000; ∞ anos) foi estatisticamente diferente do cenário-base T_1 (100 anos). As Figura 57 e Figura 58 já indicavam essa tendência. Logo, a escolha do horizonte temporal dessas categorias de impacto mostrou-se um elemento relevante para a conclusão de um estudo.

Na ACV, esses horizontes temporais são devido aos fluxos elementares apresentarem tempos de vida muito diferentes nos diversos compartimentos ambientais. Logo, seus efeitos ambientais serão, também, diferentes. O gás metano (número CAS 74-82-8), por exemplo, na categoria Aquecimento global, tem fator de caracterização equivalente a 34 kg CO₂ no horizonte de 100 anos (T_1), 84 kg CO₂ em 20 anos (T_2) e 4,8 kg CO₂ no horizonte de 1000 anos (Huijbregts *et al.*, 2017). Isso significa que os efeitos ambientais serão mais intensos num horizonte temporal mais curto. Não obstante, cada substância (fluxo elementar) pode apresentar características próprias quanto a ser mais impactante em escalas temporais mais curtas ou longas.

Estudos já trabalharam com a questão do horizonte temporal de indicadores ambientais. Destacam-se nesse rol De Rosa *et al.* (2018) que modelaram cenários de um sistema de produto florestais sob dois valores para o horizonte de tempo (20 e 100 anos). Os autores identificaram resultados particularmente sensíveis ao horizonte temporal. Já no estudo de Guo e Murphy (2012), o horizonte de tempo sensibilizou o perfil ambiental de polímeros petroquímicos. Os autores testaram os tempos das mesmas categorias desta tese (Aquecimento global, Depleção de ozônio e Toxicidade) e relataram que testar um único horizonte de tempo pode introduzir viés inadvertido sobre os resultados da ACV, principalmente em Toxicidade.

5.1.4 Sensibilidade à normalização, ponderação e indicador único

Se por um lado os procedimentos de normalização Simples (N_1) e Linear (N_2) utilizam os próprios valores do conjunto para estabelecer uma relação de proporcionalidade, tais como os valores máximos e mínimos, a normalização Vetorial (N_3) considera a distância euclidiana entre os valores. Opostamente, a normalização Padrão (N_4) aborda medidas de tendência central (σ ; μ). Ainda, os procedimentos de normalização Sigmoide (N_5) e Decimal (N_6) baseiam-se em fatores exponenciais o que pode provocar severa amplitude entre os valores normalizados (Sousa *et al.*, 2021).

Nenhum dos procedimentos de normalização testados apresenta fragilidades. Ocorre que cada um deles é mais indicado para um determinado conjunto de dados. As normalizações Simples e Linear são amplamente utilizadas, devendo-se atentar, contudo, à presença de valores extremos, como ocorreu com as categorias Toxicidade carcinogênica e Depleção mineral. Esses valores *outliers* e extremos podem dificultar a comparação entre os dados do conjunto. Já uma particularidade da normalização Vetorial é que ela considera apenas o valor em módulo dos impactos. Eventualmente na ACV observa-se a ocorrência de impactos ambientais negativos, isto é, o processo em si evita uma determinada ocorrência ambiental negativa. Para essa situação a normalização Vetorial funcionaria bem. Contudo, no presente estudo esse efeito não foi observado. Já a normalização Padrão é mais recomendada quando os valores do conjunto apresentam uma distribuição gaussiana (Jain *et al.*, 2005), o que não foi o caso deste estudo (e também em muitos estudos de ACV), que foi bastante influenciado pelo efeito lognormal à distribuição dos dados de ICV. A normalização Sigmoide, por sua vez, é apropriada quando há valores *outliers* no conjunto necessários de serem mantidos e não descartados (Loureiro *et al.*, 2004), o que foi o caso para os dados obtidos a partir da iteração dos cenários, em que não houve descarte. A normalização Decimal é indicada, principalmente, quando os valores representados do conjunto são maiores do que 1 (um) (Rodríguez, 2004). Isso não se observou, por exemplo, com os impactos das categorias Depleção de ozônio, Eutrofização e Depleção mineral, em que impactos de alguns cenários modelados estiveram na magnitude de até 10^{*05} /UF.

A literatura não é conclusiva sobre os efeitos dos fatores de normalização. Sousa *et al.* (2021) relataram que, dependendo da normalização interna escolhida, variações no ordenamento de alternativas podem ser observadas. Brent (2004) relatou algo semelhante no tocante à normalização externa. O autor aponta o uso de fatores de normalização regionais diferentes do local em estudo como fonte de grande incerteza do resultado. Em contrapartida, Bai *et al.* (2017) relataram pouca influência dos fatores de normalização sobre a interpretação dos resultados, como também reportado por Hung e Ma (2009).

Tratando-se sobre o outro elemento opcional em uma AICV testado neste trabalho, os pesos utilizados na ponderação dos impactos ambientais normalizados alteraram relativamente a posição dos cenários com os maiores ou menores impactos agregados (seção 4.2.2.2 – Ponderação dos cenários). Isso pode se explicar devido aos fatores de ponderação considerados não apresentarem amplitude tão elevada entre si, o que, conseqüentemente, propagou discrepâncias menores para os impactos ponderados e agregados. Assim como observado para o parâmetro metodológico "alocação", se variações exorbitantes forem consideradas para os pesos de cada categoria de impacto, como exemplo, 90% para Aquecimento global em um conjunto de pesos e 10% em outro conjunto, alterações posicionais poderão ser identificadas. Contudo, diversos conjuntos de pesos e abordagens razoáveis sob o ponto de vista prático de modelagem de ACV foram considerados neste trabalho, o que assegura a representatividade das escolhas metodológicas apresentadas.

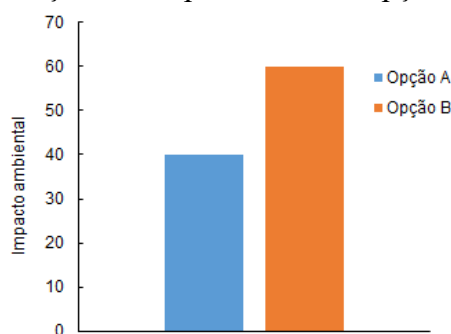
Na literatura, Hung e Ma (2009) também não observaram variações significativas ao considerar incertezas decorrentes dos procedimentos de ponderação. Já Ravikumar *et al.* (2018) levantaram a problemática de os fatores de normalização utilizados influenciarem os resultados da aplicação dos fatores de ponderação. No presente caso, a normalização interna aplicada não alterou o ordenamento dos cenários, logo não teria influência sobre os dados ponderados. Na contramão desses estudos, De Schryver *et al.* (2011) verificaram alterações nos impactos ambientais em até seis ordens de magnitude nos fatores de caracterização associados a categorias de saúde humana, variando a ponderação entre as perspectivas individualista, hierarquista e igualitária. Também nesse sentido, Bai *et al.* (2017) indicaram que fatores de ponderação provocaram fortes efeitos sobre os resultados. Já Sepällä e Hämäläinen (2001)

notaram haver diferenças entre métodos de ponderação, como os baseados na Teoria do Valor de Atributos Múltiplos (MAVT) e o Processo de Hierarquia Analítica (AHP), mas não destacaram os efeitos dos valores dos pesos atribuídos aos indicadores.

5.2 IMPLICAÇÕES METODOLÓGICAS

O presente trabalho difere-se da maioria dos estudos que publicam resultados comparativos de ACV. A existência de uma simples diferença numérica entre um cenário e outro costuma ser relatada em percentuais, para cima ou para baixo, e representados em gráficos paralelos entre alternativa A e B (Figura 60). Nas seções 4.1.1 e 4.1.2 pode ser observada abordagem dessa natureza. Sendo B maior que A, ou vice-versa, ter-se-ia a resposta que se almejava na determinação do objetivo da ACV: indicar qual opção traria resultados ambientais mais destacáveis.

Figura 60 – Pontuações de impacto de duas opções genéricas A e B



Fonte: autoria própria, 2022

A apresentação de resultados e de conclusões costuma ser feita dessa maneira. A menos que sejam realizadas análises rigorosas da qualidade dos dados e verificações minuciosas das incertezas de dados de inventário, modelos e escolhas metodológicas, não se poderia chegar a tal indicação sem incorrer com riscos de decisão. Huijbregts *et al.* (2003) já apontavam que diferenças quantitativas aparentes entre sistemas de produto podem se tornar insignificantes uma vez submetidas a análises estatísticas. Uma alternativa muito mais confiável está na aplicação de testes confirmatórios (Figura 61), baseados em noções estatísticas (Mendoza Beltran *et al.*, 2018), como realizado neste trabalho.

Figura 61 – Representação tabular de um teste confirmatório

Categoria	CO ₂	CFC-11	1,4-DCB
Parâmetros	t-calculado	t-calculado	t-calculado
T ₁ x T ₂	-3,695	2,678	19,582
T ₁ x T ₃	2,582	-2,908	-17,519
T ₂ x T ₃	6,258	-4,790	-17,767
Parâmetros	gl	gl	gl
T ₁ x T ₂	22	22	11
T ₁ x T ₃	22	22	11
T ₂ x T ₃	22	16	11
Parâmetros	t-tabelado	t-tabelado	t-tabelado
T ₁ x T ₂	2,074	2,074	2,201
T ₁ x T ₃	2,074	2,074	2,201
T ₂ x T ₃	2,074	2,120	2,201
Parâmetros	CO ₂	CFC-11	1,4-DCB
T ₁ x T ₂	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀
T ₁ x T ₃	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀
T ₂ x T ₃	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀	rejeita-se H ₀

Fonte: autoria própria, 2023

Nota: Horizonte temporal **T₁**: 100 anos; **T₂**: 20 anos; **T₃**: 1000 anos (CO₂) e ∞ anos (CFC-11 e 1,4-DCB). **CO₂**: Aquecimento global; **CFC-11**: Depleção de ozônio; **1,4-DCB**: Toxicidade carcinogênica. Estatística **t-calculado**: *t* de Student calculado; **t-tabelado**: *t* de Student tabelado ($\alpha = 5\%$); **gl**: graus de liberdade; **H₀**: hipótese nula.

Esta tese apresenta um *framework* para iteração de parâmetros metodológicos, representado a partir de um modelo algébrico (seção 3.3.2 – Iteração dos cenários). Esse *framework* é ajustável conforme os parâmetros analisados pelo/pela praticante da ACV, mas é voltado, especialmente, às escolhas metodológicas na modelagem de um sistema de produto. Isso porque as escolhas metodológicas, tratadas aqui como parâmetros metodológicos, são elementos discretos (Björklund, 2002). Também, a modificação de um desses elementos não implicará em efeitos sobre os demais parâmetros discretos devido à ausência de correlação entre eles. Entendia-se que isso se replicaria, automaticamente, nos resultados dos indicadores de impacto ambiental, em cada categoria analisada. Contudo, até então, não se anteviam os efeitos dos demais tipos de incertezas sobre os valores numéricos de impacto ambiental, como as incertezas de dados de inventário e de modelos. Assim, a hipótese do estágio de qualificação da tese foi desconsiderada, condicionando-se a sua eventual aceitação somente se esses outros elementos de incerteza também fossem analisados e quantificados. Então, partiu-se para a análise da incerteza de escolhas metodológicas exclusivamente, desenvolvendo-se um modelo algébrico iterativo ao invés de preditivo.

Outro ponto de destaque metodológico foi a utilização de fatores de conversão para os resultados dos indicadores ambientais (categorias de impacto). Os resultados dos indicadores de diversas categorias foram convertidos para uma unidade comum de modo a possibilitar a comparação direta entre eles (Owsianiak *et al.*, 2014). É sabido que quanto mais transformado ou agrupado for um elemento, mais ele tenderá a reduzir em homogeneidade e ser influenciado, eventualmente, por características de outros fatores. A propósito, essa questão das incertezas adicionadas numa avaliação é conhecida na comunidade científica da ACV, sendo a mais comum delas as incertezas introduzidas a partir de indicadores *midpoint* agrupados em *endpoint*. Essas questões foram abordadas na seção 2 (Revisão bibliográfica). As conversões realizadas neste trabalho possivelmente sobrepõem aspectos relevantes, como cobertura de substâncias por um modelo, escalas espaciais, temporalidade, etc. Soma-se a isso ainda ser um desafio adequar novos modelos de caracterização a padrões mínimos de confiabilidade e representatividade para serem tidos como válidos para basear um estudo de ACV. Contudo, os referenciais teóricos utilizados para realizar essas transformações carregam respaldo da comunidade científica, publicados em periódicos revisados por pares e utilizados em muitos outros estudos.

Também discutem-se as próprias escolhas metodológicas definidas para a Análise de Cenários. Por que se optar pelas alocações econômica, entálpica e volumétrica, e não, por exemplo, alocação por potencial circularidade dos materiais, conteúdo emergético, etc. Ou levantar-se o motivo de considerar-se um determinado modelo de caracterização. Questionamentos semelhantes podem ser trazidos com relação a todos os parâmetros metodológicos, justamente porque são elementos suscetíveis às escolhas do/da analista. Neste trabalho, procurou-se considerar, primeiramente, as alternativas viáveis tecnicamente em função do sistema de produto analisado. Como explicado na seção 3.3.1.2.2 (Procedimentos de alocação), por exemplo, a alocação emergética não poderia ser utilizada devido às características dos produtos gerados no processo. Quanto às categorias de impacto, há dezenas de indicadores ambientais publicados que poderiam ser abordados na comparação dos modelos de caracterização. Os procedimentos de normalização apresentados, bem como os fatores de ponderação, poderiam ser variados de outras maneiras. Porém, critérios de seleção foram utilizados e explicitados para a definição dos parâmetros metodológicos que seriam abordados. O que se quer dizer é que

escolhas necessitaram ser feitas para que o experimento fosse viável de ser realizado. Essa situação não é exclusiva a este estudo. Sempre que o/a analista define os fatores que serão avaliados, tem-se o chamado experimento de efeito fixo, em que são pré-selecionados os tratamentos que serão aplicados. Neste estudo, foram selecionados quais os parâmetros metodológicos e suas diferentes configurações.

De imediato, essa questão implica na generalização dos achados deste estudo a outros casos. Foram identificadas escolhas metodológicas que influenciaram o resultado do presente estudo. Isto é, se outro/outra analista tivesse baseado seu estudo de ACV em alguma das alternativas metodológicas ao cenário-base deste trabalho, a interpretação daquele estudo seria outra. Obviamente, se n estudos forem realizados sobre diferentes sistemas de produto é matematicamente possível que as mesmas escolhas metodológicas significativas vistas no presente trabalho sejam identificadas em todos os casos. Embora, em sistemas de produto de indústrias petroquímicas as chances de similaridade nos achados sejam ainda maiores. A própria literatura científica não atingiu um consenso no assunto, como descrito anteriormente.

Não obstante, o *framework* (seção 3.3.2 – Iteração dos cenários) apresentado nesta tese mostrou-se um instrumento válido para testar iterações metodológicas. Além disso, ele possibilita a qualquer praticante de ACV gerenciar os parâmetros metodológicos em seu próprio estudo para verificar escolhas que seriam significativamente distintas. Logo, o relatório de ACV produzido justificaria com mais ênfase as razões para as escolhas estabelecidas, eventualmente com o suporte de Análise de Cenários, não somente pelo critério de preferência.

Finalmente, o método estatístico empregado possibilitou a análise comparativa de cada um dos cenários metodológicos construídos e iterados. Futuramente, sugere-se o emprego de um método que, além de diferenciar um parâmetro metodológico de outro, quantifique o quanto foi a variação efetiva provocada por cada escolha metodológica. Esse valor até pode ser numericamente alcançado a partir dos resultados observados na Tabela 30, mas métodos mais robustos e sofisticados podem ser empregados, agregando outras medidas estatísticas ao resultado, como desvio padrão e variância. Originados em áreas do conhecimento distintas, alguns outros métodos estatísticos podem contribuir com essa tarefa. Entram nesse rol, o

bootstrapping paramétrico, expansão das séries de Taylor, análise bayesiana, lógica *fuzzy*, entre outros (Björklund, 2002; Cherubini *et al.*, 2018; Mendoza Beltran *et al.*, 2018).

5.3 IMPLICAÇÕES GERAIS

Os achados deste trabalho contribuem para a ACV e os campos meio ambiente, mercado e ciência. Um desses efeitos é o suporte aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Além da eventual contribuição transversal a todos os objetivos, identifica-se a contribuição mais direta deste estudo a quatro ODS (Figura 62).

Figura 62 – ODS apoiados pelos resultados e conclusões desta tese



Fonte: adaptada de Nações Unidas (2022)

- a) Indústria, inovação e infraestrutura (ODS 9.4): este objetivo prevê a modernização da infraestrutura das indústrias para torná-las sustentáveis, com eficiência aumentada no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e ambientalmente corretos.

O escopo desta tese é uma indústria petroquímica, um dos setores que enfrentam os maiores desafios para a transição para uma economia de baixo carbono. Na própria modelagem de sistemas de produto paralelos ao cenário-base, utilizou-se como combustíveis alternativos

biomassa residual e biomassa dedicada. Esses materiais são renováveis e menos intensivos em carbono, algo que pode ser explorado por empresas para substituir combustíveis fósseis.

- b) Consumo e produção responsáveis (ODS 12.4): alcançar o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, e reduzir significativamente a sua liberação para o ar, água e solo, minimizando seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente.

Foram identificadas escolhas metodológicas que podem influenciar a tomada de decisão a partir de uma ACV por meio da identificação de parâmetros de modelagem estatisticamente sensíveis. Uma vez que esses parâmetros metodológicos sejam conhecidos, os analistas poderão definir com mais cautela os elementos da modelagem e comunicar resultados com menos incertezas aos tomadores de decisão de empresas, por exemplo. Esses, por sua vez, aplicarão em seus sistemas produtivos as melhorias encontradas por meio dos resultados mais robustos e confiáveis da ACV.

- c) Ação contra a mudança global no clima (ODS 13.3): aumentar a capacidade humana e institucional sobre mitigação, adaptação, redução de impacto.

Esta tese aborda categorias de impacto associadas direta ou indiretamente às mudanças climáticas, tais como Aquecimento global, Depleção fóssil e Depleção de Ozônio. Além disso, como mencionado, os sistemas de produto iterados paralelamente ao cenário-base possibilitaram obter um relance sobre possibilidade de redução dos impactos ambientais abrangidas por este ODS.

- d) Vida na água (ODS 14.1): prevenir e reduzir significativamente a poluição marinha de todos os tipos, incluindo a poluição por nutrientes.

A categoria de impacto Eutrofização, analisada neste estudo, está relacionada a este ODS. Embora, em sua natureza, a eutrofização seja tratada como em água doce ou água marinha pela

maioria dos modelos de caracterização, ela foi agregada em um único indicador, conforme especificado na metodologia (seção 3.3.1.2.3 – Modelos de caracterização).

Como aludido no ODS voltado a indústrias e empresas, os resultados desta tese promoverão que resultados de estudos de ACV sejam explorados pelos *stakeholders* com maior certeza de que os indicadores ambientais e seus respectivos valores sejam suficientemente adequados. Nesse propósito, a modelagem dos próprios sistemas poderá ser otimizada, pois os/as analistas idealizarão, a partir dos presentes achados, que determinados elementos da modelagem requeiram maior atenção quanto às definições feitas. Esses ganhos de eficiência e de tempo acarretarão em benefícios para projetos futuros.

Os argumentos apresentados neste trabalho também reforçam a necessidade de padronização na modelagem em ACV. Embora as normas ISO 14.040 e 14.044 estabeleçam um direcionamento mínimo para a elaboração de um estudo de ACV, elas aparentam não acompanhar devidamente os avanços científicos na área, especialmente na última década. Esta tese indicou que certos resultados são inteiramente dependentes das escolhas do/da analista, mesmo que se siga à risca as orientações presentes nas normas.

Uma vez que importantes deliberações são tomadas a partir de resultados de estudos de ACV (desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, planejamento estratégico, políticas públicas, etc.) não mais deveria admitir-se que essas conclusões estejam suscetíveis às definições de um indivíduo. Recomenda-se que seja estabelecido um *framework* padrão sobre os parâmetros metodológicos que devem ser adotados para a realização de uma ACV, conforme o tipo de sistema de produto.

Os/as analistas ainda poderão modelar conforme suas escolhas metodológicas, mas terão que comparar o resultado encontrado com o *default* regulamento. Algo nesse sentido já é observado pelo *Product Environmental Footprint* da Comissão Europeia. Produtos que ingressarão no mercado europeu deverão ser comparados aos produtos médios padronizados pelo mercado local (Comissão Europeia, 2021). Outro exemplo é o das Declarações Ambientais de Produto (DAP), por exemplo, que apresentam requisitos obrigatórios que possibilitam a comparabilidade entre produtos (Moré; Galindro; Soares, 2022). A mais elementar delas é que

ambos os produtos comparáveis estarem sob uma mesma unidade funcional (também observada em afirmações comparativas). Além disso, um conjunto determinado de categorias e modelos também são trazidos pelas normativas.

Por fim, os achados deste trabalho contribuem para o histórico de pesquisas e avanços do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O CICLOG concentra suas pesquisas no desenvolvimento e aprimoramento da metodologia de ACV e de sua melhor aplicação às condições ambientais brasileiras. Trabalhos já publicados pelo grupo envolveram elementos como análise de inventário, alocação, método de AICV, normalização, ponderação, entre outros (CICLOG, 2023). A presente tese conecta diversos desses elementos da metodologia da ACV através da Análise de Cenários, avançando nas conclusões previamente realizadas sobre análises de incertezas e sensibilidade em ACV, principalmente na identificação mais precisa de parâmetros determinantemente sensíveis às escolhas metodológicas feitas pelo/pela analista.

6 CONCLUSÃO

Esta tese demonstrou que estudos de ACV baseados puramente em elementos determinísticos podem ser questionáveis. Com base nesse entendimento, materializa-se neste trabalho que análises rigorosas da qualidade dos dados e verificações minuciosas das incertezas possibilitam a tomada de decisão baseada em abordagens mais robustas da modelagem de sistemas.

Com base na quantificação e avaliação dos impactos do sistema de produto analisado e na iteração de parâmetros metodológicos verificou-se que o resultado de um estudo de ACV é sensível às escolhas feitas pelo/pela analista no momento da modelagem do ciclo de vida de um sistema de produto. Isso indica que as conclusões de estudos dessa natureza devam também ser baseadas em pressupostos estatísticos, decisivamente quando perfis ambientais dos diferentes sistemas de produtos comparados forem semelhantes entre si.

Nas iterações realizadas neste estudo, o parâmetro metodológico modelo de caracterização influenciou significativamente as categorias Depleção de ozônio, Acidificação, Formação de oxidantes, Eutrofização, Formação de particulado, Toxicidade humana (parcialmente), Depleção fóssil (parcialmente) e Depleção mineral. A categoria Aquecimento global não foi influenciada pela escolha do modelo de caracterização. O horizonte temporal sensibilizou as categorias Aquecimento global, Depleção de ozônio e Toxicidade humana. A alocação não influenciou de maneira significativa nenhuma categoria de impacto. O procedimento de normalização interna, sozinho, não influenciou a posição relativa dos sistemas de produto com melhor perfil ambiental, apenas intrassistemas. Em contrapartida, os fatores de ponderação demonstraram influência quando os resultados foram agrupados sob um indicador único.

O *framework* algébrico de iteração de cenários desenvolvido nesta tese é ajustável e expansível conforme os parâmetros a serem analisados pelo/pela analista da ACV. Logo, mostra-se método generalizável para outros sistemas de produto, algo bastante desejável em termos de avanço metodológico.

Recomenda-se a realização e verificação futuras deste experimento através da ampliação dos fatores considerados em cada parâmetro metodológico que se mostrou significativamente

sensível, como o modelo de caracterização, bem como testar outros procedimentos e fatores de alocação, dado que nenhum desses revelou-se influente de maneira significativa. Uma oportunidade de refinamento encontra-se no aumento do rigor dos testes de significância, fixado $\alpha = 0,05$, podendo atingir $\alpha = 0,01$. Por fim, sugere-se expandir o *framework* algébrico desenvolvido para que outros tipos de incertezas sejam incluídos, como a incerteza de modelo e de dados de inventário.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040**: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2014a, 21 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14044**: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2014b, 46 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **ISO/TR 14047**: avaliação do ciclo de vida – exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 a situações de avaliação de impacto. Rio de Janeiro: ABNT, 2016, 91 p.
- ALVARENGA, Júlia F. **Avaliação das alterações ambientais causadas pela implantação de um projeto de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**: estudo em uma indústria petroquímica. 2020. Projeto de Qualificação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.
- ALVARENGA, R.; PRUDÊNCIO DA SILVA, V.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 25-32, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.023>
- ALYASERI, I.; ZHOU, J. Handling uncertainties inherited in life cycle inventory and life cycle impact assessment method for improved life cycle assessment of wastewater sludge treatment. **Heliyon**, v. 5, e02793, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02793>
- AZARIJAFARI, H.; YAHIA, A.; BEN AMOR, M. Assessing the individual and combined effects of uncertainty and variability sources in comparative LCA of pavements. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 1888–1902, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1400-1>
- AZEVEDO, L. B.; VAN ZELM, R.; ELSHOUT, P. M. F.; HENDRIKS, A.J.; LEUVEN, R. S. E. W. *et al.* Species richness–phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1304-1314. 2013a. <https://doi.org/10.1111/geb.12080>
- AZEVEDO, L. B.; VAN ZELM, R.; HENDRIKS, A. J.; BOBBINK, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. **Environmental Pollution**, v. 174, p. 10-15, 2013b. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.001>
- BAI, S.; WANG, X.; ZHANG, X.; ZHAOA, X.; REN, N. Life cycle assessment in wastewater treatment: influence of site-oriented normalization factors, life cycle impact

assessment methods, and weighting methods. **RSC Advances**, v. 7, p. 26335–26341, 2017. <https://doi.org/10.1039/c7ra01016h>

BARE, J. TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 13, p. 687-696, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10098-010-0338-9>

BARE, J.; HOFSTETTER, P.; PENNINGTON, D.; UDO DE HAES, H. Midpoints versus endpoints: the sacrifices and benefits. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, p. 319-326, 2000. <https://doi.org/10.1007/BF02978665>

BARE, J. C.; NORRIS, G. A.; PENNINGTON, D. W.; MCKONE, T. TRACI: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, p. 49-78, 2003. <https://doi.org/10.1162/108819802766269539>

BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 105, p. 127-144, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

BASSET-MENS, C.; VAN DER WERF, H.; DURAND, P.; LETERME, P. Implications of uncertainty and variability in the Life Cycle Assessment of pig production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, p. 298-304, 2006. <https://doi.org/10.1065/lca2005.08.219>

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. **The Hitch Hiker's Guide to LCA: an orientation in Life Cycle Assessment methodology and application**. Lund, Suécia: Studentlitteratur AB, 2004. 543 p. ISBN 91-44-02364-2

BENEDET JÚNIOR, Gilberto. **Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BENETTO, E.; DUJET, C.; ROUSSEAUX, P. Possibility Theory: a new approach to uncertainty analysis? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, p. 114-116, 2006. <https://doi.org/10.1065/lca2005.06.212>

BENINI, L.; SALA, S. Uncertainty and sensitivity analysis of normalization factors to methodological assumptions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 224-236, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1013-5>

BJÖRKLUND, A. Survey of approaches to improve reliability in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, p. 64-72, 2002. <https://doi.org/10.1007/BF02978849>

BJØRN, A.; OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; OLSEN, S.; CORONA, A.; HAUSCHILD, M. Scope definition. In: Hauschild, M.; Olsen, S.; Rosenbaum, R. **Life Cycle Assessment:**

Theory and Practice. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 8, p. 75-116. ISBN 978-3-319-56475-3

BOJACÁ, C.; SCHREVEENS, E. Parameter uncertainty in LCA: stochastic sampling under correlation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 238-246, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0150-0>

BOULAY, A-M.; ROSENBAUM, R.; HAUSCHILD, M.; FANTKE, P.; LAURENT, A.; NÚÑEZ, M. *et al.* Life Cycle Impact Assessment. In: Hauschild, M.; Olsen, S.; Rosenbaum, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 10, p. 167-270. ISBN 978-3-319-56475-3

BRENT, A. A life cycle impact assessment procedure with resource groups as areas of protection. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, p. 172-179, 2004. <https://doi.org/10.1007/BF02994191>

BULLE, C.; MARGNI, M.; PATOUILLARD, L. *et al.* IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 1653–1674, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

CANTER, K.; KENNEDY, D.; MONTGOMERY, D.; KEATS, J. B.; CARLYLE, W. M. Screening stochastic Life Cycle Assessment inventory models. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, p. 18-26, 2002. <https://doi.org/10.1007/BF02978906>

CARTER, W. Development of the SAPRC-07 chemical mechanism and updated ozone reactivity scales. Final report. California Air Resources Board, 2007.

CARVALHO JUNIOR, J. L. de; WESTPHALEN, C. A.; LEISGOLD, S. Relatório de sustentabilidade 2021. Triunfo, RS, Brasil: Innova, 2022. Disponível em: <<https://innova.com.br/wp-content/uploads/2022/06/Relatorio-de-Sustentabilidade-2021-1.pdf>>.

CEN (European Committee for Standardization). 15804: 2012+A1:2013. Sustainability of Construction Works - Environmental Product Declarations - Core Rules for the Product Category of Construction Products. European Committee for Standardization (CEN): Bruxelas, Bélgica, 2013.

CHERUBINI, E.; FRANCO, D.; ZANGHELINI, G.; SOARES, S. R. Uncertainty in LCA case study due to allocation approaches and life cycle impact assessment methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 2055-2070, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1432-6>

CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida. **Publicações**. 2022. Disponível em: <<https://ciclodevida.ufsc.br/publicacoes/artigos-cientificos/>>. Acesso em: 30 nov. 2023.

CIROTH, A.; FLEISCHER, G.; STEINBACH, J. Uncertainty calculation in life cycle assessments: a combined model of simulation and approximation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, p. 216-226, 2004. <https://doi.org/10.1007/BF02978597>

CLAVREUL, J.; GUYONNET, D.; CHRISTENSEN, T. H. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management**, v. 32, p. 2482-2495, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.008>

COMISSÃO EUROPEIA. European Commission recommendation 2021/2079 on the use of Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. Annex I: product Environmental Footprint Method: Official Journal of the European Union, 384 p.

COSME, N.; KOSKI, M.; HAUSCHILD, M. Z. Exposure factors for marine eutrophication impacts assessment based on a mechanistic biological model. **Ecological Modelling**, v. 317, p. 50-63, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.09.005>

COSME, N.; MAYORGA, E.; HAUSCHILD, M. Z. Spatially explicit fate factors of waterborne nitrogen emissions at the global scale. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 1286-1296, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1349-0>

CUCURACHI, S.; BORGONOVO, E.; HEIJUNGS, R. A protocol for the global sensitivity analysis of impact assessment models in Life Cycle Assessment. **Risk Analysis**, v. 36, p. 357-377, 2016. <https://doi.org/10.1111/risa.12443>

CURRAN, M. A. Studying the effect on system preference by varying coproduct allocation in creating life-cycle inventory. **Environmental Science & Technology**, v. 41, p. 7145-7151, 2007. <https://doi.org/10.1021/es070033f>

CURRAN, M.; DE BAAN, L.; DE SCHRYVER, A.; VAN ZELM, R.; HELLWEG, S.; KOELLNER, T. *et al.* Toward meaningful end points of biodiversity in Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 70-79, 2011. <https://doi.org/10.1021/es101444k>

CURRAN, M.; HELLWEG, S.; BECK, J. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? **Ecological Applications**, v. 24, p. 617-632, 2014. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>

DE ANDRADE, M. C.; UGAYA, C. M. L.; DE ALMEIDA NETO, J. A.; RODRIGUES, L. Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, p. 879-898, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>

DE BAAN, L.; ALKEMADE, R.; KÖLLNER, T. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1216-1230, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>

DE BRUILLE, V. Impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques dans un contexte cycle de vie: une approche fonctionnelle. PhD Thesis, Polytechnique Montreal, Montreal, 2014.

DE ROSA, M.; PIZZOL, M.; SCHMIDT, J. How methodological choices affect LCA climate impact results: the case of structural timber. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 147-158, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1312-0>

DE SCHRYVER, A.; VAN ZELM, R.; HUMBERT, S.; PFISTER, S.; MCKONE, T.; HUIJBREGTS, M. Value choices in Life Cycle Impact Assessment of stressors causing human health damage. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, p. 796-815, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00371.x>

DE SMET, B.; STALMANS, M. LCI data and data quality: thoughts and considerations. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, p. 96-104, 1996. <https://doi.org/10.1007/BF02978653>

DEL CAÑO, A.; GÓMEZ, D.; DE LA CRUZ, M. P. Uncertainty analysis in the sustainable design of concrete structures: a probabilistic method. **Construction and Building Materials**, v. 37, p. 865–873, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.04.020>

DERWENT, R. G.; JENKIN, M. E.; SAUNDERS, S. M.; PILLING, M. J. Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. **Atmospheric Environment**, v. 32, p. 2429–2441, 1998. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00053-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00053-3)

DREYER, L.; NIEMANN, A. L.; HAUSCHILD, M. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. Does it matter which one you choose? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, p. 191-200, 2003. <https://doi.org/10.1007/BF02978471>

EFSA – European Food Safety Authority. Guidance of the Scientific Committee on a request from EFSA related to uncertainties in dietary exposure assessment. **The EFSA Journal**, v. 438, p. 1-54, 2006 *apud* ROSENBAUM, R.; GEORGIADIS, S.; FANTKE, P. Uncertainty management and sensitivity analysis. In: Hauschild, M.; Olsen, S.; Rosenbaum, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. 1216 p. ISBN 978-3-319-56475-3.

ENGINEERING TOOLBOX. Properties of Saturated Steam - SI Units. 2003. Disponível em: <https://www.engineeringtoolbox.com/saturated-steam-properties-d_101.html>. Acesso em: 25 fev. 2022.

EPD System (The Environment Product Declaration System). General programme instructions for the international EPD system, 3.0. 2017. Disponível em: <http://www.environdec.com/Documents/GPI/General_programme_instructions_2_01_20130918.pdf> Acesso em: 14 jun. 2021.

European Commission. **International reference life cycle data system (ILCD) handbook: recommendations for life cycle impact assessment in the European context.** European commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability: Luxemburgo, 2011.

FANTKE, P.; EVANS, J.; HODAS, N.; APTE, J.; JANTUNEN, M. *et al.* **Health impacts of fine particulate matter.** In: Frischknecht, R.; Jolliet, O. (Eds.). *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators: v. 1.* UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: Paris, França, p. 76-99, 2016.

FANTKE, P.; JOLLIET, O.; EVANS, J. S.; APTE, J. S.; COHEN, A. J. *et al.* Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, p. 276–288, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0822-2>

FATEMI, F. A novel methodology for the assessment of the direct and indirect impacts associated with the depletion of fossil resources in life cycle assessment. Polytechnique Montreal, Montreal, 2012.

FAZIO, S.; BIGANZIOLI, F.; DE LAURENTIIS, V.; ZAMPORI, L.; SALA, S.; DIACONU, E. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0, EUR 29600 EN, European Commission, Ispra, 2018. ISBN 978-92-79-98584-3. PUBSY No. JRC114822. <https://doi.org/10.2760/002447>

FINNVEDEN, G. On the limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis tools in general. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, p. 229-238, 2000. <https://doi.org/10.1007/BF02979365>

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S. *et al.* Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1-21, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>

FRISCHKNECHT, R.; BRAUNSCHEWIG, A.; HOFSTETTER, P.; SUTER, P. Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, p. 159-189, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6)

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. Uncertainty and its management. In: Funtowicz, S. *et al.* **Uncertainty and Quality in Science for Policy**. 1. ed. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, 1990. Cap. 2, p. 17-34. ISBN 978-94-009-0621-1

GEISLER, G.; HELLWEG, S.; HUNGERBÜHLER, K. Uncertainty analysis in Life Cycle Assessment (LCA): case study on plant-protection products and implications for decision making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, p. 184-192, 2005. <https://doi.org/10.1065/lca2004.09.178>

GIUSTI, G.; VIEIRA, J. G. V.; TADANO, Y. S.; SILVA, D. A. L.; FANTKE, P. Health effects of particulate matter formation in Life Cycle Impact Assessment: critical review and recommendation of models for Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 27, p. 868-884, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02068-3>

GNANSOUNOU, E.; DAURIAT, A.; PANICHELLI, L.; VILLEGAS, J. Energy and greenhouse gas balances of biofuels: biases induced by LCA modelling choices. **Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 67, n. 11, p. 885-897, 2008.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER A.; STRUIJS, J. *et al.* ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM, 2013.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. The eco-indicator 99: a damage orientated method for life cycle impact assessment. Methodology Report, 3. ed. PRé Consultants: Haia, Países Baixos. 2001.

GOMES, F.P. Curso de estatística experimental. 12. ed. São Paulo: Nobel, 1990. 467 p. *apud* Mohallem, D. F.; TAVARES, M.; SILVA, P. L. *et al.* Avaliação do coeficiente de variação como medida da precisão em experimentos com frangos de corte. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v. 60, n. 2, p. 449-453, 2008.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; DIAS, A. C.; CLERMIDY, S.; BENOIST, A.; MAUREL, V. B.; GASOL, C. M. *et al.* Comparative environmental and energy profiles of potential bioenergy production chains in Southern Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 76, p. 42-54, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.022>.

GÖTZE, U. PEÇAS, P.; SALMAN, H. M.; KAUFMANN, J.; SCHMIDT, A. Risk-sensitive Life Cycle Assessment of green composites for automotive applications. In: Koronis, G.; Silva, A. **Green Composites for Automotive Applications**. Singapura: Elsevier, Woodhead Publishing, 2019. Cap. 10, p. 219-251. ISBN 978-0-08-102177-4.

GREGORY, J.; MONTALBO, T.; KIRCHAIN, R. Analyzing uncertainty in a comparative life cycle assessment of hand drying systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1605-1617, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0606-0>

GRONLUND, C. J.; HUMBERT, S.; SHAKED, S.; O'NEILL, M. S.; JOLLIET, O. Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 8, p. 29-46, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0283-6>

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. Introduction to Life Cycle Assessment. In: Bouchery, Y., *et al.* **Sustainable supply chains: a research-based textbook on operations and strategy**. Cham, Suíça: Springer, v. 4, 2017. Cap. 2, p. 15-41. ISBN 978-3-319-29791-0.

GUINÉE, J.; UDO DE HAES, H.; HUPPES, G. Quantitative Life Cycle Assessment of products. **Journal of Cleaner Production**, v. 1, p. 3-13, 1993a. [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(93\)90027-9](https://doi.org/10.1016/0959-6526(93)90027-9)

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; UDO DE HAES, H.; HUPPES, G. Quantitative life cycle assessment of products 2. Classification, valuation and improvement analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 1, p. 81-91, 1993b. [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(93\)90046-E](https://doi.org/10.1016/0959-6526(93)90046-E)

GUINÉE, J.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; DE KONING, A. *et al.* **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, 2002. 692 p. e-ISBN 978-0-306-48055-3.

GUO, M.; MURPHY, R. J. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. **Science of the Total Environment**, v. 435-436, p. 230-243, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.006>

HANAFIAH, M. M.; XENOPOULOS, M. A.; PFISTER, S.; LEUVEN, R. S.; HUIJBREGTS, M. A. J. Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 5572-5278, 2011. <https://doi.org/10.1021/es1039634>

HAUCK, M.; HUIJBREGTS, M.; ARMITAGE, J.; COUSINS, I.; RAGAS, A.; VAN DE MEENT, D. Model and input uncertainty in multi-media fate modeling: benzo[*a*]pyrene concentrations in Europe. **Chemosphere**, v. 72, p. 959-967, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.014>

HAUSCHILD, M.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O. *et al.* Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 683-697, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>

HAUSCHILD, M.; OLSEN, S.; ROSENBAUM, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. 1216 p. ISBN 978-3-319-56475-3.

HAYASHI, K.; NAKAGAWA, A.; ITSUBO, N.; INABA, A. Expanded damage function of stratospheric ozone depletion to cover major endpoints regarding life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, p. 150-161, 2006. <https://doi.org/10.1065/lca2004.11.189>

HEIJUNGS, R. Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, p. 159-166, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00042-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00042-X)

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.; BELTRÁN, A.; HENRIKSSON, P.; GROEN, E. Everything is relative and nothing is certain. Toward a theory and practice of comparative probabilistic LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 1573-1579, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01666-y>

HEIJUNGS, R.; SUH, S.; KLEIJN, R. Numerical Approaches to Life Cycle Interpretation: The case of the ecoinvent'96 database. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, p. 103-112, 2005. <https://doi.org/10.1065/lca2004.06.161>

HELMES, R. J. K.; HUIJBREGTS, M. A. J.; HENDERSON, A. D.; JOLLIET, O. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to fresh water at the global scale. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 5, p. 646-654, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>

HENRIKSSON, P.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; DE KONING, A.; MICHAEL GREEN, D. A protocol for horizontal averaging of unit process data—including estimates for uncertainty. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 429-436, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0647-4>

HENRIKSSON, P.; RICO, A.; ZHANG, W.; AHMAD-AL-NAHID, S.; NEWTON, R.; PHAN, L. *et al.* Comparison of Asian aquaculture products by use of statistically supported Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 14176-14183, 2015. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04634>

HOFSTETTER, P.; HAMMITT, J. Selecting human health metrics for environmental decision-support tools. **Risk Analysis**, v. 22, p. 965-983, 2002. <https://doi.org/10.1111/1539-6924.00264>

HUIJBREGTS, M. Application of uncertainty and variability in LCA, Part I: a general framework for the analysis of uncertainty. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, p. 273-280, 1998. <https://doi.org/10.1007/BF02979835>

HUIJBREGTS, M. A. J. Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. University of Amsterdam: Amsterdã, Países Baixos, 1999, 40 p.

HUIJBREGTS, M.; NORRIS, G.; BRETZ, R.; CIROTH, A.; MAURICE, B.; VON BAHR, B. *et al.* Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, p. 127-132, 2001. <https://doi.org/10.1007/BF02978728>

HUIJBREGTS, M.; GILIJAMSE, W.; RAGAS, A.; REIJNDERS, L. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment: a case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling. **Environmental Science & Technology**, v. 37, p. 2600-2608, 2003. <https://doi.org/10.1021/es020971+>

HUIJBREGTS, M.; STEINMANN, Z.; ELSHOUT, P.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. *et al.* **ReCiPe 2016**: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. Bilthoven, Holanda: RIVM, 2016. 201 p.

HUIJBREGTS, M.; STEINMANN, Z.; ELSHOUT, P.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. *et al.* ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 138-147, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

HUMBERT, S.; MARSHALL, J. D.; SHAKED, S.; SPADARO, J. V.; NISHIOKA, Y. *et al.* Intake fraction for particulate matter: recommendations for life cycle impact assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 4808–4816, 2011. <https://doi.org/10.1021/es103563z>

HUNG, M.-L.; MA, H.-W. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, p. 19-27, 2009. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0034-8>

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Guia Qualidata**: Requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida. Eds.: Rodrigues, T. O.; Sugawara, E. T.; Silva, D. A. L. *et al.* Brasília, DF: IBICT, 2016. 58 p.

IGOS, E.; BENETTO, E.; MEYER, R.; BAUSTERT, P.; OTHONIEL, B. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 794-807, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1>

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2001**: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)]. IPCC: Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 2001, 398 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2007**: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC: Genebra, Suíça, 2007, 104 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: STOCKER, T. F.; QIN, G. K.; PLATTNER, M.; TIGNOR, S. K.; ALLEN, J. *et al.* (eds.). Cambridge University Press: Cambridge, Reino Unido; New York, USA, 1535 p.

JAFFE, D. Nitrogen Cycle, Atmospheric. **Encyclopedia of Physical Science and Technology**. 3. ed. Cambridge, MA, EUA: Academic Press, 2003. p. 431-440. ISBN 978-0-122-27410-7

JAIN, A.; NANDAKUMAR, K.; ROSS, A. Score normalization in multimodal biometric systems. **Pattern Recognition**, v. 38, n. 12, 2005, p. 2270-2285.
<https://doi.org/10.1016/j.patcog.2005.01.012>

JOOS, F.; ROTH, R.; FUGLESTVEDT, J. S.; PETERS, G. P.; ENTING, I. G. *et al.* Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics: a multi-model analysis. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 5, p. 2793-2825, 2013. <https://doi.org/10.5194/acp-13-2793-2013>

JENKIN, M. E.; HAYMAN, G. D. Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. **Atmospheric Environment**, v. 33, p. 1275–1293, 1999.
[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00261-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00261-1)

KENNEDY, D.; MONTGOMERY, D.; QUAY, B. Data quality: stochastic environmental life cycle assessment modeling. A probabilistic approach to incorporating variable input data quality. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, p. 199-207, 1996.
<https://doi.org/10.1007/BF02978693>

LACIRIGNOLA, M.; BLANC, P.; GIRARD, R.; PÉREZ-LÓPEZ, P.; BLANC, I. LCA of emerging technologies: addressing high uncertainty on inputs' variability when performing global sensitivity analysis. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 268–280, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.066>

LAURENT, A.; LAUTIER, A.; ROSENBAUM, R.; OLSEN, S.; HAUSCHILD, M. Normalization references for Europe and North America for application with USEtox™ characterization factors. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, p. 728-738, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0285-7>

LEVASSEUR, A.; LESAGE P.; MARGNI, M.; DESCHÊNES, L.; SAMSON, R. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 3169-3174, 2010.

<https://doi.org/10.1021/es9030003>

LLOYD, S.; RIES, R. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in Life-Cycle Assessment: a survey of quantitative approaches. **Journal of Industrial Ecology**, v. 11, p. 161-179, 2007. <https://doi.org/10.1162/jiec.2007.1136>

LO, S.-C.; MA, H.-W.; LO, S.-L. Quantifying and reducing uncertainty in Life Cycle Assessment using the Bayesian Monte Carlo method. **Science of the Total Environment**, v. 340, p. 23– 33, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.08.020>

LOUREIRO, M.; BAÇÃO, F. O. Self-Organizing Map como ferramenta na análise geodemográfica. In: V Congresso da Geografia Portuguesa. Guimarães: Campus de Azurém, 2004. 14 p. Disponível em: <http://www.apgeo.pt/files/docs/CD_V_Congresso_APG/web/_pdf/C18_Out_Loureiro_Baca_o.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2022.

MARGNI, M.; GLORIA, T.; BARE, J.; SEPPÄLÄ, J.; STEEN, B. *et al.* Guidance on how to move from current practice to recommended practice in life cycle impact assessment. UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative: [s.l.], 2008.

MATHEYS, J.; VAN AUTENBOER, W.; TIMMERMANS, J.-M.; VAN MIERLO, J.; VAN DEN BOSSCHE, P.; MAGGETTO, G. Influence of functional unit on the Life Cycle Assessment of traction batteries. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, p. 191-196, 2007. <https://doi.org/10.1065/lca2007.04.322>

MAURICE, B.; FRISCHKNECHT, R.; COELHO-SCHWIRTZ, V.; HUNGERBÜHLER, K. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, p. 95-108, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00324-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00324-8)

MCCLEESE, D.; LAPUMA, P. Using Monte Carlo simulation in Life Cycle Assessment for electric and internal combustion vehicles. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, p. 230-236, 2002. <https://doi.org/10.1007/BF02978878>

MENDOZA BELTRAN, A.; HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.; TUKKER, A. A pseudo-statistical approach to treat choice uncertainty: the example of partitioning allocation methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 252-264, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0994-4>

MENDOZA BELTRAN, A.; PRADO, V.; VIVANCO, D.; HENRIKSSON, P.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. Quantified uncertainties in comparative Life Cycle Assessment: what can be concluded? **Environmental Science & Technology**, v. 11, p. 114-116, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06365>

MORÉ, F. B.; GALINDRO, B. M.; SOARES, S. R. Assessing the completeness and comparability of environmental product declarations. **Journal of Cleaner Production**, v. 375, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133999>

MORENO-RUIZ, E.; FITZGERALD, D.; SYMEONIDIS, A.; IOANNIDOU, D.; MÜLLER, J.; VALSASINA, L. *et al.* **Documentation of changes implemented in theecoinvent database v3.8 (2021.09.21)**. Zürich, Suíça: Ecoinvent Association, 2021. 74 p.

MORGAN, G.; HENRION, M.; MORRIS, S.; AMARAL, D. Uncertainty in risk assessment: a case study involving sulfur transport and health effects. **Environmental Science & Technology**, v. 19, p. 662-667, 1985. <https://doi.org/10.1021/es00138a002>

MUENCH, S.; GUENTHER, E. A systematic review of bioenergy life cycle assessments. **Applied Energy**, v. 112, p. 257-273, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>

MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F-M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J. *et al.* Anthropogenic and natural radiative forcing. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Reino Unido; New York, EUA: Cambridge University Press. 2013.

NAÇÕES UNIDAS – Brasil. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. 2022. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 26 nov. 2022.

NORRIS, G. The requirement for congruence in normalization. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, p. 85–88, 2001. <https://doi.org/10.1007/BF02977843>

NORRIS, G. Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts – methods for acidification, eutrophication, and ozone formation. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, p. 79–101, 2002. <https://doi.org/10.1162/108819802766269548>

OMM – Organização Meteorológica Mundial. **Scientific assessment of ozone depletion: 2010**, Global Ozone Research and Monitoring Project-report no.52. Geneva, Suíça: World Meteorological Organization, 2011. 438 p.

OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; BJØRN, A.; HAUSCHILD, M. Z. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 5, p. 1007–1021, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0708-3>

PANNIER, M.-L.; SCHALBART, P.; PEUPORTIER, B. Comprehensive assessment of sensitivity analysis methods for the identification of influential factors in building life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 199, p. 466-480, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.070>

PENNINGTON, D.; POTTING, J.; FINNVEDEN, G.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; RYDBERG, T. *et al.* Life Cycle Assessment Part 2: current impact assessment practice. **Environment International**, v. 30, p. 721-739, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.12.009>

PESONEN, H.-L.; EKVALL, T.; FLEISCHER, G.; HUPPES, G.; JAHN, C.; KLOS, Z. *et al.* Framework for scenario development in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, p. 21-30, 2000. <https://doi.org/10.1007/BF02978555>

PFISTER, S.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 4098-4104, 2009. <https://doi.org/10.1021/es802423e>

PIZZOL, M.; CHRISTENSEN, P.; SCHMIDT, J.; THOMSEN, M. Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 646-656, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.05.007>

PONSIOEN, T. C.; VIEIRA, M. D. M.; GOEDKOOP, M. J. Surplus cost as a life cycle impact indicator for fossil resource scarcity. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 872–881, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0676-z>

POSCH, M.; SEPPÄLÄ, J.; HETTELINGH, J. P.; JOHANSSON, M.; MARGNI M. *et al.* The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, p. 477–486, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0025-9>

PRÉ SUSTAINABILITY. **SimaPro**. v. 9.4.0.1, 2022.

RAGAS, A.; ETIENNE, R.; WILLEMSSEN, F.; VAN DE MEENT, D. Assessing model uncertainty for environmental decision making: a case study of the coherence of independently derived environmental quality objectives for air and water. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, p. 1856-1867, 1999. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180837>

RAU, Karlan. **Origem, uso e aplicação dos métodos de inventário**. [202-]. In: Rau, K. Cap. 3. [202-]. **Tese [no prelo]** (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, [202-].

RAVIKUMAR, D.; SEAGER, T. P.; CUCURACHI, S.; PRADO, V.; MUTEL, C. Novel method of sensitivity analysis improves the prioritization of research in anticipatory Life Cycle Assessment of emerging technologies. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 634-6543, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04517>

RAYNOLDS, M.; CHECKEL, D.; FRASER, R. Uncertainty, sensitivity and data quality assessment for Life Cycle Value Assessment (LCVA). **International Congress and Exposition**. Detroit, EUA: Society of Automotive Engineers, Inc. 1998. p. 1-8. ISSN 0148-7191.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T. *et al.* Life Cycle Assessment Part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, p. 701-720, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>

REDFIELD, A.C.; KETCHUM, B.H.; RICHARDS, F.A. The influence of organisms on the composition of seawater. In *The Composition of Seawater: Comparative and Descriptive Oceanography*; Hill, M.N., Ed.; The Sea: Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas; Interscience Publishers: New York, NY, EUA, 1963; v. 2, p. 26–77 *apud* GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER A.; STRUIJS, J. *et al.* ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. Bilthoven: RIVM, 2013.

RODRÍGUEZ, C. K. A. Computational Environment for Data Reprocessing in Supervised Classification. **Dissertação (Mestrado)** – Scientific Computation, University of Puerto Rico, Mayagüez, 2004. 164 p.

RÖÖS, E.; SUNDBERG, C.; HANSSON, P.-A. Uncertainties in the carbon footprint of refined wheat products: a case study on Swedish pasta. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, p. 338-350, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0270-1>

ROSENBAUM, R. K., BACHMANN, T. M., GOLD, L. S., HUIJBREGTS, M. A. J., JOLLIET, O. *et al.* USEtox: The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 7, p. 532-546, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>

ROSENBAUM, R.; GEORGIADIS, S.; FANTKE, P. Uncertainty management and sensitivity analysis. In: Hauschild, M.; Olsen, S.; Rosenbaum, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 11, p. 271-321. ISBN 978-3-319-56475-3

ROY, P-O.; AZEVEDO, L. B.; MARGNI, M.; VAN ZELM, R.; DESCHÊNES, L. *et al.* Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. **Science of the Total Environment**, v. 500, p. 270-276, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.099>

- ROY, P-O.; DECHÊNES, L.; MARGNI, M. Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 882–890, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0683-0>
- ROY, P-O.; HUIJBREGTS, M.; DESCHÊNES, L.; MARGNI, M. Spatially differentiated atmospheric source–receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global scale for life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, v. 62, p. 74–81, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.069>
- SAIDUR, R.; ABDELAZIZ, E.A.; DEMIRBAS, A.; HOSSAIN, M. S.; MEKHILEF, S. A review on biomass as a fuel for boilers. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 5, p. 2262-2289, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.02.015>.
- SCRUCCA, F.; BALDASSARRI, C.; BALDINELLI, G.; BONAMENTE, E.; RINALDI, S.; ROTILI, A. *et al.* Uncertainty in LCA: an estimation of practitioner-related effects. **Journal of Cleaner Production**, v. 268, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122304>
- SEPÄLLÄ, J.; HÄMÄLÄINEN, R. P. On the meaning of the distance-to-target weighting method and normalisation in Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, p. 211-218, 2001. DOI 0.1065/Ica2001.04.050.
- SEPPÄLÄ, J.; POSCH, M.; JOHANSSON, M.; HETTELINGH, J. P. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 6, p. 403-416, 2006. <https://doi.org/10.1065/lca2005.06.215>
- SEVERIS, R. M.; SIMIONI, F. J.; MOREIRA, J. M. M. A. P.; ALVARENGA, R. A. F. Sustainable consumption in mobility from a life cycle assessment perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 234, p. 579-587, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.203>
- SEVERIS, R. M.; SILVA, F. A.; WAHRLICH, J.; SKORONSKI, E.; SIMIONI, F. J. Economic analysis and risk-based assessment of the financial losses of domestic rainwater harvesting systems. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 146, p. 206-217, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.040>
- SIGMA-ALDRICH. Produtos químicos e bioquímicos. 2022. Disponível em: <https://www.sigmaaldrich.com/BR/pt/products/chemistry-and-biochemicals>. Acesso em: 17 mar. 2022.
- SLOB, W. Uncertainty analysis in multiplicative models. **Risk Analysis**, v. 14, p. 571-576, 1994. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1994.tb00271.x>
- SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. Development of weighting factors in the context of LCIA. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, p. 649-660, 2006.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.018>

SONNEMANN, G.; SCHUHMACHER, M.; CASTELLS, F. Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. **Journal of Cleaner Production**, v. 11, p. 279-292, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00028-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00028-8)

SOUSA, S. R.; SOARES, S. R.; MOREIRA, N. G.; SEVERIS, R. M.; SANTA-EULALIA, L. A. Internal normalization procedures in the context of LCA: a simulation-based comparative analysis. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 26, p. 271-281, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09767-5>

STATSOFT. **Statistica**. v. 8.0. 2007.

STEEN, B. On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting. **Journal of Cleaner Production**, v. 5, p. 255-262, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00039-5](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00039-5)

STRUIJS, J.; BEUSEN, A.; VAN JAARVELD, H.; HUIJBREGTS, M. A. J. Aquatic Eutrophication. In: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., *et al.* **ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Report I: Characterisation factors, Cap. 6. 2009.

STRUIJS, J.; VAN DIJK, A.; SLAPER, H.; VAN WIJNEN, H. J.; VELDERS, G. J. M. *et al.* Spatial- and time-explicit human damage modeling of ozone depleting substances in Life Cycle Impact Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 1, p. 204-209, 2010. <https://doi.org/10.1021/es9017865>

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for Life Cycle Inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 687-697, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2003.04.001>

TILLMAN, A.-M. EIA procedure: significance of decision-making for LCA methodology. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, p. 113-123, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00035-9](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00035-9)

TILLMAN, A.-M.; EKVALL, T.; BAUMANN, H.; RYDBERG, T. Choice of system boundaries in life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 2, p. 21-29, 1994. [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(94\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0959-6526(94)90021-3)

TIRADO-SECO, P. Development of damage functions for aquatic eutrophication in life cycle assessment. Université de Genève, Genebra, Suíça, 2005.

UDO DE HAES, H.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E.; HOFSTETTER. *et al.* **Life-cycle impact assessment: Striving towards best practice**. Pensacola, Flórida, EUA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC),

2002. 272 p. *apud* Collet, P.; Lardon, L.; Steyer, J.-P. *et al.* How to take time into account in the inventory step: a selective introduction based on sensitivity analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 320-330, 2014.

<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0636-7>

UGAYA, C. M. L.; WALTER, A. C. S. Life Cycle Inventory Analysis - A Case Study of Steel Used in Brazilian Automobiles. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 6, p. 365-370, 2004. <https://doi.org/10.1007/BF02979079>

VAN OERS, L.; DE KONING, A.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G. Abiotic resource depletion in LCA. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water: Amsterdam, Payses Baixos, 2002.

VAN STAPPEN, F.; MATHOT, M.; LORIER, A.; DELCOUR, A.; STILMANT, D.; PLANCHON, V. *et al.* Sensitive parameters in local agricultural life cycle assessments: the illustrative case of cereal production in Wallonia, Belgium. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 225-250, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1325-8>

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. Quantifying the trade-off between parameter and model structure uncertainty in Life Cycle Impact Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 9274-9280, 2013. <https://doi.org/10.1021/es305107s>

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; DEN HOLLANDER, H. A.; VAN JAARVELD, H. A.; SAUTER, F. J. *et al.* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 441-453, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; VAN DE MEENT, D. USES-LCA 2.0: a global nested multi-media fate, exposure and effects model. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 30, p. 282-284, 2009. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0066-8>

VAN ZELM, R.; PREISS, P.; VAN GOETHEM, T.; VAN DINGENEN, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, v. 134, p. 129-137, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>

VIEIRA, M. D. M.; PONSIOEN, T. C.; GOEDKOOP, M.; HUIJBREGTS, M. A. J. Surplus cost potential as a Life Cycle Impact Indicator for metal extraction. **Resources**, v. 5, n. 1, 1-12, 2016. <https://doi.org/10.3390/resources5010002>

VIEIRA, M. D. M.; PONSIOEN, T. C.; GOEDKOOP, M.; HUIJBREGTS, M. A. J. Surplus ore potential as a scarcity indicator for resource extraction. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 2, p. 381-390, 2017. <https://doi.org/10.1111/jiec.12444>

- WANG, M.; LEE, H.; MOLBURG, J. Allocation of energy use in petroleum refineries to petroleum products: implications for life-cycle energy use and emission inventory of petroleum transportation fuels. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, p. 34-44, 2004. <https://doi.org/10.1007/BF02978534>
- WANG, S.; MCNAMARA, S. M.; MOORE, C. W.; OBRIST, D.; STEFFEN, A.; SHEPSON, P. B. *et al.* Direct detection of atmospheric atomic bromine leading to mercury and ozone depletion. **Earth, Atmospheric, and Planetary Sciences**, v. 116, n., 29, p. 14479-14484, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.190061311>
- WARDENAAR, T.; VAN RUIJVEN, T.; MENDOZA BELTRAN, A.; VAD, K.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, p. 1059-1067, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0431-x>
- WEI, W.; LARREY-LASSALLE, P.; FAURE, T.; DUMOULIN, N.; ROUX, P.; MATHIAS, J.-D. Using the reliability theory for assessing the decision confidence probability for comparative Life Cycle Assessments. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 2272-2280, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03683>
- WEIDEMA, B. P. Avoiding or ignoring uncertainty. **Journal of Industrial Ecology**, v. 13, p. 354-356, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00132.x>
- WEIDEMA, B. P.; BAUER, C.; HISCHIER, R.; MUTEL, C.; NEMECEK, T.; REINHARD, J. *et al.* **Overview and methodology**: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. St. Gallen, Suíça: Ecoinvent, 2013.
- WEIDEMA, B.P.; PIZZOL, M.; SCHMIDT, J.; THOMA, G. Attributional or consequential life cycle assessment: a matter of social responsibility. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 305-314, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.340>
- WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. Avoiding allocation in Life Cycle Assessment revisited. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, p. 192-195, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x>
- WEIDEMA, B. P.; WESNAES, M. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3-4, p. 167-174, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- WELFLE, A.; GILBERT, P.; THORNLEY, P.; STEPHENSON, A. Generating low-carbon heat from biomass: life cycle assessment of bioenergy scenarios. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 448-460, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.035>

WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 1218-1230, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

WMO (World Meteorological Organization). **Scientific assessment of ozone depletion:** 1998. Global ozone research and monitoring project – report no. 44, WMO: Genebra, Suíça, 1999.

WMO (World Meteorological Organization). **Scientific assessment of ozone depletion:** 2002. Global ozone research and monitoring project – report no. 47, WMO: Genebra, Suíça, 2003, 498 p.

WMO (World Meteorological Organization). **Scientific assessment of ozone depletion:** 2010, Global Ozone Research and Monitoring Project-report no.52. World Meteorological Organization: Genebra, Suíça, 2011. ISBN 978-9966-7319-6-2

WMO (World Meteorological Organization). **Scientific assessment of ozone depletion:** 2014. Global Ozone Research and Monitoring Project Report no. 55. WMO: Genebra, Suíça, 2014.

YANG, R.; AL-QADI, I.; OZER, H. Effect of methodological choices on pavement life-cycle assessment. **Transportation Research Record**, v. 2672, n. 40, p. 78-87, 2018. <https://doi.org/10.1177/0361198118757194>

YAWS, C. L.; SHETH, S. D.; HART, M. Enthalpy of combustion. In: Carl L. Yaws. **Handbook of Chemical Compound Data for Process Safety**. Houston, TX, EUA: Gulf Professional Publishing, 1997. Cap. 5, p. 109-135. <https://doi.org/10.1016/B978-088415381-8/50021-8>

ZANGHELINI, Guilherme M. **Ponderação de categorias de impacto ambiental através de análise de decisão multicritério**. 301 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2018.

ZANGHELINI, G. M.; CHERUBINI, E.; SOUZA JUNIOR, H. R. A. de; SOARES, S. R. Como os stakeholders brasileiros julgam a significância das categorias de impacto?. **LALCA: Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida**, v. 2, p. 82-96, 2018. DOI 10.18225/lalca.v2iEspec.4465

ZHANG, X.; ZHENG, R.; WANG, F. Uncertainty in the life cycle assessment of building emissions: A comparative case study of stochastic approaches. **Building and Environment**, v. 147, p. 121-131, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.016>

APÊNDICE A – Fatores de alocação

Vide material auxiliar.

APÊNDICE B – Processos unitários

Vide material auxiliar.

APÊNDICE C – Resultados quantitativos, cenários, UF₁

Vide material auxiliar.

APÊNDICE D – Resultados quantitativos, normalizados, UF₁

Vide material auxiliar.

APÊNDICE E – Resultados quantitativos, ponderados, UF₁

Vide material auxiliar.

APÊNDICE F – ANOVA e Testes de hipóteses, UF1

Vide material auxiliar.

APÊNDICE G – Análise quantitativa e estatística dos impactos, UF₂

Vide material auxiliar.

ANEXO A – Distribuição da incerteza no inventário – cenário-base

Vide material auxiliar.

ANEXO B – Orientações para a aplicação da Matriz Pedigree

Vide material auxiliar.