

Análise comparativa dos métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida na sua aplicação a processos químicos

Sofia Isabel Silva Martins Monteiro Leitão

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia e Gestão Industrial

Orientador: Prof. Henrique Aníbal Santos de Matos

Júri

Presidente: Prof. Paulo Vasconcelos Dias Correia
Orientador: Prof. Henrique Aníbal Santos de Matos
Vogal: Prof^a Ana Isabel Cerqueira de Sousa Gouveia Carvalho

Junho 2016

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço ao Prof. Henrique Matos por aceitar-me como sua orientanda, por me confiar a oportunidade de trabalhar num tema tão interessante e desafiante, pela sua disponibilidade constante, e por motivar-me sempre a fazer melhor.

Agradeço a toda a minha família, em especial à minha mãe, ao meu pai e aos meus avós, por todo o apoio e suporte em todos os momentos, pela paciência e pelas sábias palavras que me fizeram chegar até aqui. À minha madrinha, pela revisão do resumo alargado. À minha avó Graciete, por continuar a inspirar-me.

Finalmente, agradeço aos meus amigos e colegas com quem partilhei esta etapa. Obrigada pela amizade, compreensão e pelos essenciais momentos de descontração.

Só assim foi possível a realização desta dissertação. Muito obrigada a todos!

Resumo

Nas últimas décadas, o reconhecimento da importância do conceito de desenvolvimento sustentável tem contribuído para a criação de inúmeros métodos que auxiliam as diversas entidades na avaliação do impacto da sua atividade na sociedade. Contudo, tem-se verificado frequentemente que os resultados obtidos por estes métodos não são consensuais quando aplicados a casos concretos, dificultando a tomada de decisão final.

Este estudo baseia-se na comparação dos resultados da implementação de cinco casos na indústria química (cada um com dois processos químicos alternativos) no software SimaPro, com o objetivo de reduzir a incerteza associada à utilização de alguns métodos LCIA (Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida), nomeadamente os métodos Eco-indicator 99, EPS 2000, EDIP 2003, IMPACT 2002+, ReCiPe, ILCD Midpoint 2011, e o recente *Product Environmental Footprint* (PEF).

Primeiro, apresenta-se a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida, bem como um resumo dos métodos e dos casos utilizados. Posteriormente, são efetuadas várias análises a partir dos resultados obtidos, estando essencialmente relacionadas com as pontuações finais de cada método e com as categorias de impacto consideradas relevantes por cada método, em cada caso estudado. Assim, foi possível o desenvolvimento da nova metodologia TOP-NORM, a qual confirma as categorias de impacto relevantes indicadas através de uma análise de Pareto, demonstrando a importância dos fatores de normalização para essa nomeação. No final, foi ainda criada a matriz LCIA-DSM, a qual poderá auxiliar os utilizadores na escolha do método LCIA mais adequado a aplicar numa avaliação de processos alternativos, de acordo com o número de categorias de impacto relevantes e a abrangência das classes *Resources*, *Human Health*, e *Ecological*.

Palavras-chave: Métodos LCIA, Processos químicos alternativos, TOP-NORM, LCIA-DSM

Abstract

In the last decades, the recognition of the importance of the sustainable development concept has contributed to the creation of several methods that have allowed various entities to assess the impact of their activity in society. However, it has often been observed that the results of these methods are not consensual when they are obtained for particular cases, turning the final decision-making into a harder task.

The current study compares the results of the implementation of five case studies (each one providing two alternative chemical processes) in the SimaPro software, in order to decrease the uncertainty regarding the application of some LCIA (Life Cycle Impact Assessment) methods, namely Eco-indicator 99, EPS 2000, EDIP 2003, IMPACT 2002+, ReCiPe, ILCD Midpoint 2011, and the recent Product Environmental Footprint (PEF).

First, the Life Cycle Assessment methodology is presented, as well as a summary of the methods and the case studies that are used. Then, numerous analyses are conducted through the obtained results, mainly regarding the final single score of each method, and the most critical impact categories considered by each method in each case study. Thus, it was possible to develop a new methodology called TOP-NORM, which confirms the critical impact categories provided by a Pareto's analysis, showing the importance of the normalisation factors for this nomination. Finally, a support matrix called LCIA-DSM was also created, which can assist the users in selecting the most adequate LCIA method to employ in an assessment of alternative processes, according to the number of critical impact categories and the end-points coverage (Resources, Human Health and Ecological).

Keywords: LCIA methods, Process design, TOP-NORM, LCIA-DSM

Índice

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Contextualização do Problema	1
1.2. Objetivos da Dissertação	2
1.3. Estrutura da Dissertação.....	2
2. DEFINIÇÃO DO PROBLEMA	4
3. REVISÃO DA LITERATURA	6
3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (<i>Life Cycle Assessment</i>).....	6
3.1.1. Normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006	6
3.2. Métodos selecionados para a análise.....	10
3.2.1. Métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (<i>Life Cycle Impact Assessment</i>).....	11
Método Eco-indicator 99.....	11
Método EPS 2000	12
Método IMPACT 2002+	12
Método EDIP 2003	14
Método ReCiPe	14
Método ILCD 2011 Midpoint.....	15
3.2.2. Método Product Environmental Footprint (PEF).....	16
4. METODOLOGIA DE INVESTIGAÇÃO	22
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1. Passos 1 e 2: Caracterização dos casos em estudo e Implementação no <i>software</i> SimaPro ..	31
5.2. Passo 3: Análise de Resultados	38
5.2.1. Análise da Pontuação Final de cada método	38
5.2.2. Análise dos rácios dos resultados das alternativas	40
5.2.2.1. Cálculo dos rácios dos resultados das alternativas.....	40
5.2.2.2. Análise dos rácios dos resultados das alternativas, com base nos rácios do método PEF.....	41
5.2.3. Análise das categorias de impacto relevantes, por método	45
5.2.4. Análise das categorias de impacto relevantes, por estudo de caso.....	50
5.2.5. Análise de sensibilidade para identificar a influência dos valores de caracterização nas categorias de impacto relevantes	66
5.3. Passo 4: Desenvolvimento da nova metodologia TOP-NORM.....	73
5.4. Passo 5: Criação da matriz LCIA-DSM.....	76
6. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO	79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
ANEXOS	86
Anexo A – Categorias de impacto consideradas para cada método	86

Anexo B – Fatores de normalização recomendados para os métodos ILCD e PEF	92
Anexo C – Figuras de apoio a 5.2.4. <i>Análise das categorias de impacto relevantes, por estudo de caso</i>	93
Anexo D – Figura de apoio a 5.3. <i>Passo 4: Desenvolvimento da nova metodologia TOP-NORM</i> ...	95

Índice de Figuras

Figura 1 – Ordem cronológica da publicação de vários métodos de avaliação de impactos ambientais (Carvalho et al., 2014).	4
Figura 2 – Questão de investigação.....	5
Figura 3 – <i>Inputs</i> e <i>outputs</i> definidos no ciclo de vida de um produto (adaptado de Pinheiro (2014)). ..	6
Figura 4 - Fases da Metodologia LCA (adaptado de ISO 14040, 2006).	7
Figura 5 - Tipos de fronteira do sistema (Pinheiro, 2014).	8
Figura 6 – Análise de inventário (adaptado de Pinheiro (2014)).	8
Figura 7 – Classificação e Caracterização – Exemplo (Pinheiro, 2014).	9
Figura 8 – Etapas na Avaliação de Impactos (adaptado de Pinheiro (2014)).	10
Figura 9 – Metodologia IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003).....	13
Figura 10 – Metodologia ReCiPe (Goedkoop et al., 2009).	14
Figura 11 – Fases de um estudo com base no método PEF (adaptado de European Commission (2013)).	17
Figura 12 – Metodologia de investigação.....	22
Figura 13 – Representação esquemática do processo de separação acetona/clorofórmio (Mimoso et al., 2015).	23
Figura 14 – Fronteira do sistema para a avaliação do processo tradicional (alternativa A), a vermelho. Fronteira do sistema para a avaliação do processo Slag2PCC (alternativa B), a azul. (Mattila et al., 2014).....	24
Figura 15 – Fronteira do sistema para a avaliação da produção de biodiesel NVO (alternativa A) (Farrell e Cavanagh, 2014).	25
Figura 16 – Diagrama de fluxo para a remoção do nitrato, através do processo D (alternativa A) (Chiueh et al., 2011).	25
Figura 17 - Diagrama de fluxo para a remoção do nitrato, através do processo E (alternativa B) (Chiueh et al., 2011).	26
Figura 18 – Diferença entre os rácios para o caso da recuperação do clorofórmio.....	41
Figura 19 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado (PCC).	42
Figura 20 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de biodiesel.	43
Figura 21 - Diferença entre os rácios para o caso da remoção de nitratos.	43
Figura 22 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de tolueno.	44
Figura 23 – Rácios dos resultados de uma alternativa em relação à outra, para todos os métodos e em cada estudo de caso, com base nos rácios obtidos para o método PEF.....	45
Figura 24 – Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método Eco-indicator 99.....	45
Figura 25 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método EDIP 2003.	46
Figura 26 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método IMPACT 2002+	47

Figura 27 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método ReCiPe.	47
Figura 28 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método EPS 2000.....	48
Figura 29 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método ILCD.....	48
Figura 30 - Categorias mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método PEF.....	49
Figura 31 – Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – Benzeno.	50
Figura 32 – Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio - Benzeno.....	51
Figura 33 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da recuperação do clorofórmio.	52
Figura 34 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC - Tradicional.	53
Figura 35 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC - Tradicional.....	53
Figura 36 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC – Slag2PCC.	54
Figura 37 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC – Slag2PCC.....	55
Figura 38 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de carbonato de cálcio precipitado.	56
Figura 39 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – NVO.	57
Figura 40 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – NVO.....	57
Figura 41 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – WVO.....	58
Figura 42 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – WVO.....	58
Figura 43 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de biodiesel.....	59
Figura 44 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd/ZnO.	60
Figura 45 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd/ZnO.	61
Figura 46 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da remoção de nitratos.	62

Figura 47 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Base.	62
Figura 48 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Base.	63
Figura 49 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Proposta.	63
Figura 50 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Proposta.	64
Figura 51 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de tolueno.	65
Figura 52 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método Eco-indicator 99.	67
Figura 53 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método ILCD.	67
Figura 54 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método IMPACT 2002+.	68
Figura 55 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método Eco-indicator 99.	72
Figura 56 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método ILCD.	72
Figura 57 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes <i>Human Health</i> , <i>Resources</i> e <i>Ecological</i> , para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método IMPACT 2002+.	73
Figura 58 – Metodologia TOP-NORM.	74
Figura 59 – Matriz LCIA-DSM.	78
Figura C. 1 – Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – MPE.	93
Figura C. 2 – Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – MPE.	93
Figura C. 3 - Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd-Cu/FeO.	94
Figura C. 4 - Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd-Cu/FeO.	94

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Nomes definidos pelo <i>software</i> SimaPro, para cada método utilizado.	28
Tabela 2 – Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo base (alternativa A).	31
Tabela 3 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo alternativo (alternativa B).	32
Tabela 4 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo tradicional (alternativa A).	32
Tabela 5 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo Slag2PCC (alternativa B).	33
Tabela 6 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo de produção para o biodiesel NVO (alternativa A).	34
Tabela 7 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo de produção para o biodiesel WVO (alternativa B).	34
Tabela 8 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação dos processos de produção e utilização final para o biodiesel NVO (alternativa A).....	35
Tabela 9 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação dos processos de produção e utilização final para o biodiesel WVO (alternativa B).	35
Tabela 10 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo D (alternativa A).	36
Tabela 11 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo E (alternativa B).	36
Tabela 12 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo base (alternativa A).	37
Tabela 13 - Dados de <i>input/output</i> definidos no <i>software</i> para a avaliação do processo alternativo (alternativa B).	38
Tabela 14 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da recuperação do clorofórmio.	39
Tabela 15 - Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de carbonato de cálcio precipitado (PCC).	39
Tabela 16 - Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de biodiesel.....	39
Tabela 17 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da remoção de nitratos.	40
Tabela 18 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno.	40
Tabela 19 – Rácios das alternativas, para cada método e para cada estudo de caso.	41
Tabela 20 – Diferenças entre as alternativas A e B, no caso da recuperação do clorofórmio.....	66
Tabela 21 – Diferenças existentes entre as alternativas A e B, e as alternativas propostas B1, B2 e B3, para o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado.	66

Tabela 22 - Diferenças existentes entre as alternativas (A.1 + A.2) e (B.1 + B.2), para o caso da produção de biodiesel.....	69
Tabela 23 - Diferenças existentes entre as alternativas A e B, para o caso da remoção dos nitratos.	70
Tabela 24 - Diferenças existentes entre as alternativas A e B, e as alternativas propostas B1, B2, B3 e B4, para o caso da produção de tolueno.	71
Tabela 25 – Valores da caracterização, fatores de normalização e resultados dos desvios, considerando a alternativa A do caso PCC e o método Eco-indicator 99.	75
Tabela 26 - Valores da caracterização, fatores de normalização e resultados dos desvios, considerando a alternativa A do caso da recuperação do clorofórmio e o método Eco-indicator 99.	76
Tabela 27 – Classes abrangidas por cada método, para as alternativas A e B de cada caso estudado.	77
Tabela A. 1 - Categorias de impacto consideradas pelo método Eco-indicator 99 e respectivos indicadores, segundo o <i>software</i> SimaPro.	86
Tabela A. 2 - Categorias de impacto consideradas pelo método EPS 2000 e respectivos indicadores, segundo o <i>software</i> SimaPro.....	86
Tabela A. 3 - Categorias de impacto consideradas pelo método IMPACT 2002+ e respectivos indicadores, segundo o <i>software</i> SimaPro.	87
Tabela A. 4 - Categorias de impacto consideradas pelo método EDIP 2003 e respectivos indicadores, segundo o <i>software</i> SimaPro.....	88
Tabela A. 5 - Categorias de impacto consideradas pelo método ReCiPe (<i>Endpoint</i>) e respectivos indicadores, segundo o <i>software</i> SimaPro.	89
Tabela A. 6 - Categorias de impacto consideradas pelo método ILCD 2011 Midpoint e respectivos métodos de caracterização, indicadores, classificações, e métodos utilizados no <i>software</i> para a aplicação do método PEF (European Commission, 2011).	90
Tabela B. 1 – Fatores de normalização recomendados para os métodos ILCD e PEF, de acordo com a categoria de impacto considerada (Benini et al., 2014).	92
Tabela D. 1 - Fatores de ponderação para o método Eco-indicator 99.	95

Lista de Acrónimos

EIA – *Environmental Impact Assessment*

EDIP – *Environmental Development of Industrial Products*

EPI – *Environmental Performance Index*

EPS – *Environmental Priority Strategies in product development*

HDA – *Hydrodealkylation of toluene*

ILCD – *International Reference Life Cycle Data System*

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

IMPACT – *IMPact Assessment of Chemical Toxics*

ISO – *International Organization for Standardization*

JRC – *Joint Research Centre*

LCA – *Life Cycle Assessment*

LCI – *Life Cycle Inventory*

LCIA – *Life Cycle Impact Assessment*

MPE – *Metil-n-pentil éter*

NVO – *New vegetable oil*

PCC – *Precipitated calcium carbonate*

PEF – *Product Environmental Footprint*

PEFCRs – *Product Environmental Footprint Category Rules*

UNEP – *United Nations Environmental Program*

WAR – *Waste Reduction Algorithm*

WVO – *Waste vegetable oil*

WMO – *World Meteorological Organization*

1. Introdução

1.1. Contextualização do Problema

Ao longo das últimas décadas, tem-se verificado uma crescente preocupação com a sustentabilidade dos produtos/serviços por parte dos mais diversos setores da sociedade moderna, em parte pela constatação das consequências graves registadas pelas alterações climáticas. A dificuldade em garantir esta sustentabilidade está associada ao nível de vida pretendido atualmente nos países desenvolvidos, uma vez que é observado um aumento no consumo dos produtos/serviços, conduzindo à utilização de uma grande quantidade de recursos e à libertação de elevados níveis de emissões (Carvalho et al., 2014). Neste sentido, têm sido requeridas soluções inovadoras que apoiem as várias entidades no controlo dos seus impactos ambientais, reduzindo os mesmos sem comprometer os atuais padrões de vida (Carvalho et al., 2013).

Desta forma, o Desenvolvimento Sustentável tem sido uma prioridade da União Europeia, com o qual se pretende assegurar a melhoria contínua da qualidade de vida e bem-estar das gerações atuais e futuras (The Gallup Organisation, 2009). No âmbito deste conceito, o procedimento *Environmental Impact Assessment* (EIA), definido como “um procedimento que identifica, descreve, avalia e desenvolve meios de mitigação de potenciais impactos de uma atividade no ambiente” (UNEP, 2008), torna-se bastante relevante para a tomada de decisão sobre um determinado projeto. De facto, as questões ambientais determinam cada vez mais a escolha dos consumidores por um dado produto, levando a que as empresas promovam cada vez mais uma produção e um consumo sustentáveis que satisfaçam os requisitos pretendidos, sem prejudicarem a sua eficiência (European Commission, 2010a). Consequentemente, a comunidade científica tem desenvolvido inúmeros métodos e ferramentas que visam a quantificação dos impactos ambientais associados a todas as etapas inerentes ao ciclo de vida dos produtos/serviços (produção, transporte, uso, etc.). Como será explicado adiante, uma metodologia de avaliação importante é denominada por Avaliação do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment* (LCA)), sendo que os diversos métodos para a quantificação dos impactos no contexto LCA são denominados por métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (*Life Cycle Impact Assessment* (LCIA)). Além destes, têm sido propostos outros métodos para a avaliação dos impactos ambientais apenas ao nível do processo, sendo bastante úteis quando aplicados, por exemplo, à indústria química. (Carvalho et al., 2014)

Todos estes métodos, apesar de seguirem os mesmos passos (geralmente, classificação, caracterização, normalização e ponderação), consideram, por vezes, categorias de impacto distintas com nomenclaturas específicas e diferentes taxonomias para a classificação dos seus resultados, tornando a sua comparação difícil e pouco credível. Perante esta situação, a Comissão Europeia manifestou a necessidade da criação de dados mais consistentes, bem como um maior consenso em relação às metodologias existentes (Carvalho et al., 2014), propondo um método denominado por *Product Environmental Footprint* (PEF). Torna-se, assim, essencial o desenvolvimento de

metodologias que apoiem os utilizadores na aplicação destes métodos, sendo este o propósito da presente dissertação.

1.2. Objetivos da Dissertação

Um dos principais objetivos consiste na realização de um estudo comparativo de vários métodos LCIA, através da sua aplicação a cinco casos na indústria química, sendo considerados dois processos alternativos em cada caso, e recorrendo-se ao *software* SimaPro.

Um dos métodos utilizados é o recente método *Product Environmental Footprint* (PEF), pelo que se pretende desenvolver uma metodologia para a aplicação do mesmo no *software* SimaPro, com base na informação disponibilizada atualmente, para se perceber como se comporta este novo método comparativamente aos restantes métodos selecionados para a análise.

Assim, este trabalho pretende em primeira instância criar uma plataforma comparativa para a análise dos resultados da avaliação quantitativa dos impactos ambientais, para os seguintes sete métodos LCIA selecionados: Eco-indicator 99, EPS 2000, IMPACT 2002+, EDIP 2003, ReCiPe, ILCD 2011 Midpoint, e PEF.

As aplicações dos métodos aos cinco casos estudados permitiram a criação e o desenvolvimento de duas novas ferramentas de apoio à decisão sobre a melhor utilização dos métodos LCIA.

1.3. Estrutura da Dissertação

Com base nos objetivos propostos, a estrutura da dissertação encontra-se dividida em seis capítulos principais.

O presente capítulo (Introdução) refere-se à contextualização do problema proposto, sendo evidenciada a motivação para este estudo. Definem-se, também, os objetivos da presente dissertação e a estrutura do documento.

No segundo capítulo (Definição do Problema), caracteriza-se o problema a estudar nesta dissertação, com base na literatura existente. Levantam-se, assim, as questões essenciais para o arranque da investigação.

No terceiro capítulo (Revisão da Literatura), são clarificados e discutidos os principais conceitos, definições e metodologias no contexto da Avaliação do Ciclo de Vida, nomeadamente as normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, bem como um resumo dos métodos LCIA utilizados. Realiza-se, ainda, uma descrição mais detalhada sobre o recente método PEF.

O quarto capítulo (Metodologia de Investigação) revela as várias etapas executadas ao longo deste trabalho de investigação.

O quinto capítulo (Resultados e Discussão) apresenta e explica o procedimento da investigação efetuada, incluindo todas as análises realizadas aos resultados obtidos, bem como as novas metodologias criadas a partir dos mesmos.

Finalmente, o sexto capítulo (Conclusões e Trabalho Futuro) resume as principais ideias retiradas ao longo desta dissertação, sendo também propostas algumas sugestões para um trabalho futuro.

2. Definição do Problema

Nas últimas décadas, a comunidade científica tem desenvolvido uma grande diversidade de métodos que estão disponíveis para a avaliação quantitativa dos impactos ambientais de um determinado processo. A Figura 1 mostra a ordem cronológica da publicação de 25 métodos, com base no trabalho de Pyzzol et al. (2011).

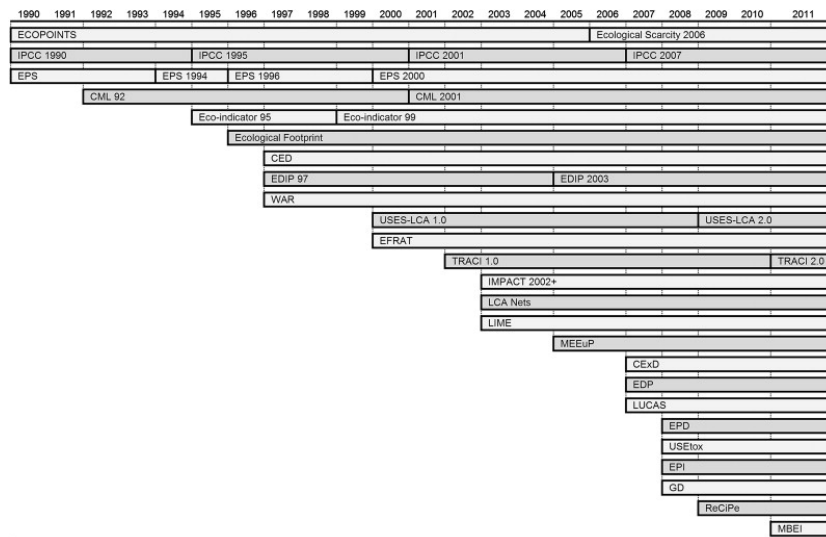


Figura 1 – Ordem cronológica da publicação de vários métodos de avaliação de impactos ambientais (Carvalho et al., 2014).

Alguns destes métodos têm sofrido uma atualização das suas versões originais, como é o caso do método EPS 2000 (cuja primeira versão é de 1990, sendo a mais atual de 1999) e do método ReCiPe, o qual resulta da combinação dos métodos Eco-indicator e CML, demonstrando que o desenvolvimento destes métodos pressupõe uma evolução constante (Carvalho et al., 2014). Para além disso, é importante referir que todos os métodos podem ser classificados em diferentes grupos, de acordo com o tipo de análise pretendida, nomeadamente: métodos com uma única perspetiva relativamente às categorias de impacto consideradas, métodos cuja finalidade é a avaliação do processo de produção, e métodos LCIA (Carvalho et al., 2014).

Contudo, como já foi referido, a atual proliferação de diferentes métodos e iniciativas para a avaliação dos impactos ambientais tem gerado alguma falta de consenso em relação à informação em análise (Carvalho et al., 2014), dificultando a escolha do método a ser aplicado para uma determinada tomada de decisão (Figura 2), uma vez que os métodos criados não consideram, por exemplo, as mesmas categorias para a avaliação dos impactos ambientais, podendo surgir algumas questões: Apesar das suas diferenças, as categorias de impacto mais relevantes são semelhantes em todos os métodos? Como é que essa relevância está definida? Mesmo considerando categorias de impacto diferentes, para um determinado caso, a decisão entre duas alternativas é sempre consensual para todos os métodos?



Figura 2 – Questão de investigação.

Esta dissertação pretende responder às questões anteriores através de uma análise comparativa de diferentes métodos LCIA, bastante utilizados atualmente, os quais serão aplicados a cinco casos na indústria química. Para a realização desta análise, introduz-se inclusivamente um método que ainda está em fase de experimentação, o método *Product Environmental Footprint* (PEF). Este método foi proposto pela Comissão Europeia a 9 de Abril de 2013, após ter sido reconhecida a necessidade da existência de avaliações credíveis sobre o desempenho ambiental de um produto, para que sejam tomadas as decisões corretas no contexto ambiental (European Commission, 2013).

Neste sentido, para se efetuar um estudo comparativo de vários métodos LCIA, será criada e desenvolvida uma metodologia de análise dos resultados obtidos nos diferentes métodos que serão posteriormente comparados. As conclusões retiradas sobre as semelhanças e as diferenças existentes entre os métodos poderão, assim, dar um contributo à comunidade científica relativamente à compreensão e à utilização dos métodos LCIA.

3. Revisão da Literatura

3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment*)

O procedimento *Life Cycle Assessment* (LCA) identifica e quantifica a energia e os materiais utilizados, bem como os resíduos e as emissões libertados para o ambiente, e avalia o impacto destes *inputs* e *outputs*, os quais podem ser definidos para um único processo ou para o ciclo de vida completo, desde a aquisição de matérias-primas até à disposição final do produto (Carvalho et al., 2014), como está ilustrado na Figura 3. Como será explicado de seguida, a metodologia LCA está definida e descrita em ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), consistindo em quatro fases: Objetivo e Âmbito, Análise de Inventário, Avaliação de Impactos, e Interpretação.

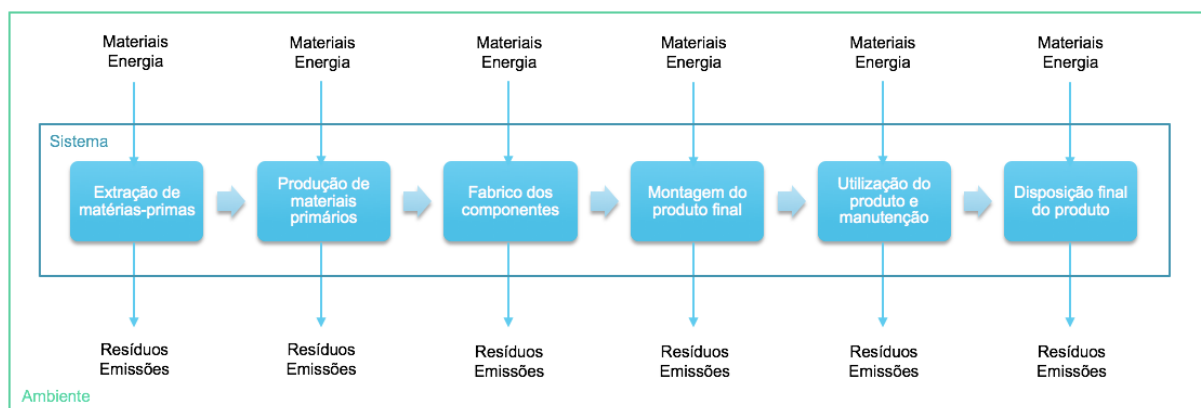


Figura 3 – *Inputs* e *outputs* definidos no ciclo de vida de um produto (adaptado de Pinheiro (2014)).

3.1.1. Normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006

Como já foi referido, uma das técnicas mais utilizadas para o controlo dos impactos ambientais é a metodologia LCA, a qual, segundo as normas internacionais ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), pode auxiliar no seguinte:

- Identificação de oportunidades para melhorar o desempenho ambiental dos produtos, ao longo do seu ciclo de vida;
- Fornecimento de informação útil para a tomada de decisões na indústria, governo ou organizações não governamentais (por exemplo, para a elaboração de propostas de planeamento estratégico, na definição de prioridades, ou na conceção de um produto);
- Seleção de indicadores relevantes de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição;
- *Marketing* (por exemplo, na implementação de um plano para rotulagem ecológica).

Contudo, esta metodologia apresenta algumas desvantagens. Trata-se de uma metodologia complexa, exigindo a recolha de uma quantidade de dados substancial, bem como um conhecimento especializado no tema. Além disso, não considera alterações futuras relativamente à tecnologia utilizada, ou à procura existente por um determinado produto, mas também efeitos sociais, sendo apenas quantificados os efeitos no ambiente (Pinheiro, 2014).

Como se pode observar na Figura 4, segundo as normas em análise, um estudo LCA envolve, então, quatro fases, as quais serão descritas de seguida:

- a) Definição do Objetivo e Âmbito;
- b) Análise de Inventário (LCI - *Life Cycle Inventory*);
- c) Avaliação de Impactos (LCIA - *Life Cycle Impact Assessment*);
- d) Interpretação (esta fase influencia a alteração ou a melhoria das fases anteriores).

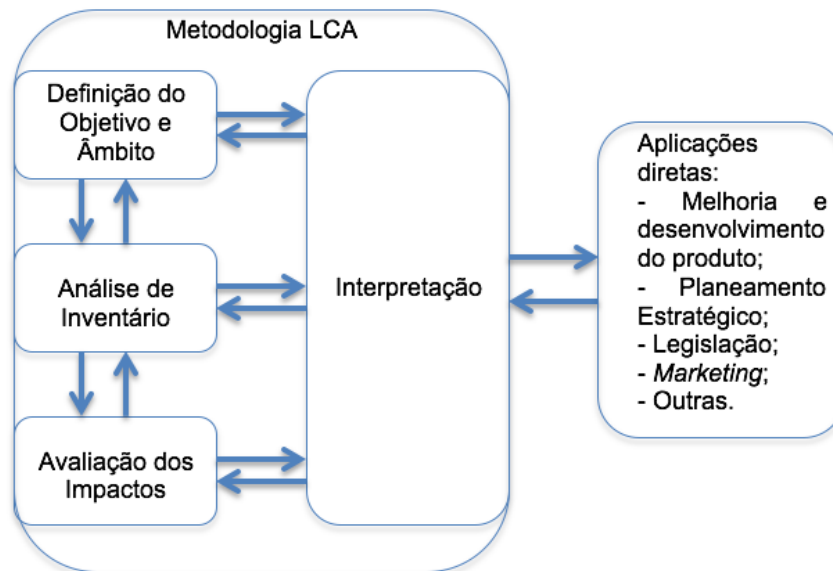


Figura 4 - Fases da Metodologia LCA (adaptado de ISO 14040, 2006).

a) A primeira fase (Definição do Objetivo e Âmbito) especifica os objetivos e o procedimento da investigação proposta. Esta fase inclui, por exemplo, a definição da fronteira do sistema (conjunto de critérios que especificam quais os processos unitários que fazem parte do sistema), da unidade funcional do sistema (desempenho quantificado de um sistema a ser utilizado como unidade de referência), e dos requisitos relativamente à qualidade dos dados.

⇒ A definição da unidade funcional e da fronteira do sistema são passos fundamentais para qualquer análise comparativa entre duas alternativas. Assim, para um dado caso, deve ser identificado um elemento (ou corrente) representativo do processo que permaneça constante para ambas as alternativas, sendo definido como unidade funcional (Mimoso et al., 2015).

⇒ A fronteira do sistema delimita o processo em análise, indicando os *inputs* e *outputs* que devem ser considerados (Mimoso et al., 2015). Dependendo do tipo de análise pretendida, a fronteira pode ser classificada em *cradle-to-grave* (se considera o ciclo de vida completo), *gate-to-gate* (se considera apenas um processo), *cradle-to-gate* (se apenas considera as fases de aquisição de matérias-primas e de produção), e *gate-to-grave* (se apenas considera as fases de utilização e de fim de vida), como se mostra na Figura 5 (Pinheiro, 2014).

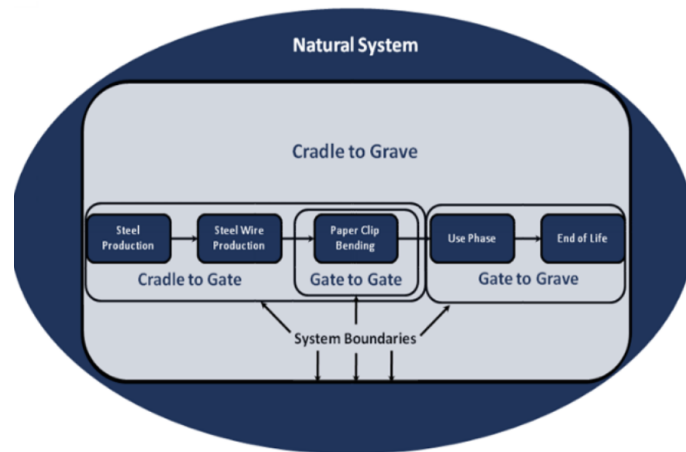


Figura 5 - Tipos de fronteira do sistema (Pinheiro, 2014).

b) A segunda fase (Análise de Inventário - LCI) inclui a realização do inventário de todos os materiais necessários para os dados de *input* e de *output*, bem como os fluxos de energia, de acordo com os objetivos definidos na fase anterior, como está ilustrado na Figura 6. Nesta fase, devem ser definidos quais os processos que devem ou não ser incluídos na análise (dependendo da fronteira do sistema), sendo que esta operação é geralmente designada por *cut-off*. Deve ser, ainda, considerada a alocação de fluxos elementares, se o processo tiver mais do que um produto (ou *output* económico), uma vez que os seus pesos devem ser definidos. Os fluxos elementares consistem nos materiais e energia que não sofrem transformação humana, enquanto que os fluxos intermediários requerem essa transformação dentro do sistema.

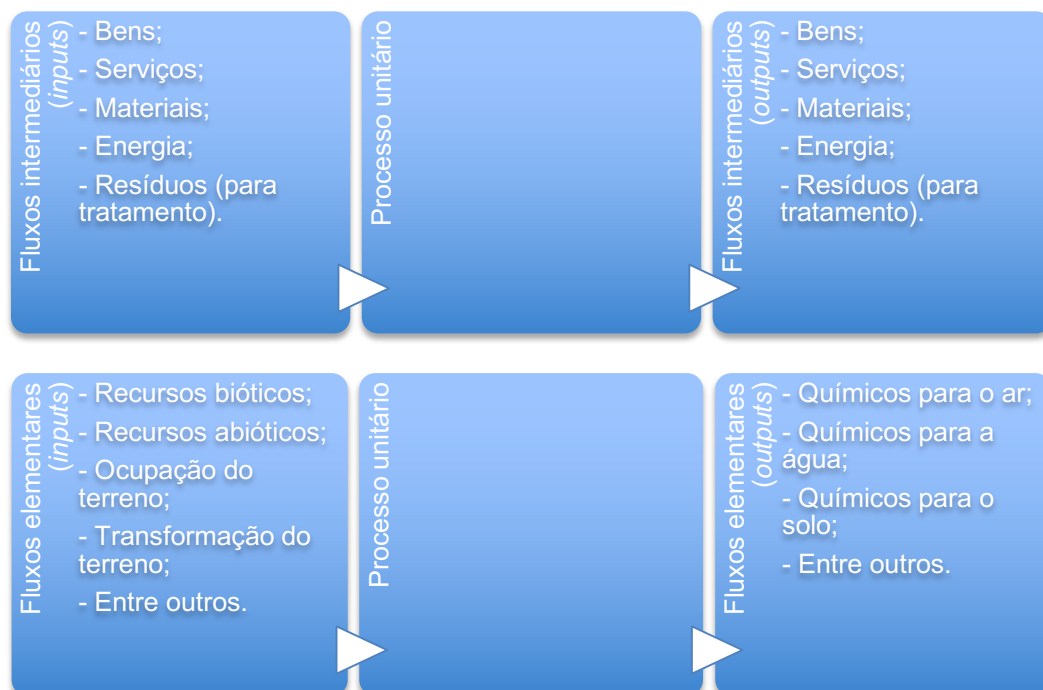


Figura 6 – Análise de inventário (adaptado de Pinheiro (2014)).

c) A terceira fase (Avaliação de Impactos - LCIA) refere-se ao cálculo dos potenciais impactos ambientais, com efeitos na disponibilidade dos recursos, e impactos na saúde humana e na natureza. Estes impactos são calculados com base nos resultados do inventário, sendo que estes devem ser correspondidos a determinadas categorias de impacto, pelo que esta operação é denominada por classificação. De seguida, os resultados do inventário devem ser convertidos para uma unidade específica (indicador de categoria) através de fatores de caracterização (os quais dependem do método LCIA utilizado), sendo esta operação denominada por caracterização. A Figura 7 exemplifica estas operações, mostrando a correspondência entre os resultados do inventário (LCI) e as categorias de impacto existentes, bem como os resultados caracterizados obtidos através da multiplicação dos resultados LCI (a vermelho) pelos respetivos fatores de caracterização que se encontram também indicados na tabela representada nesta figura.

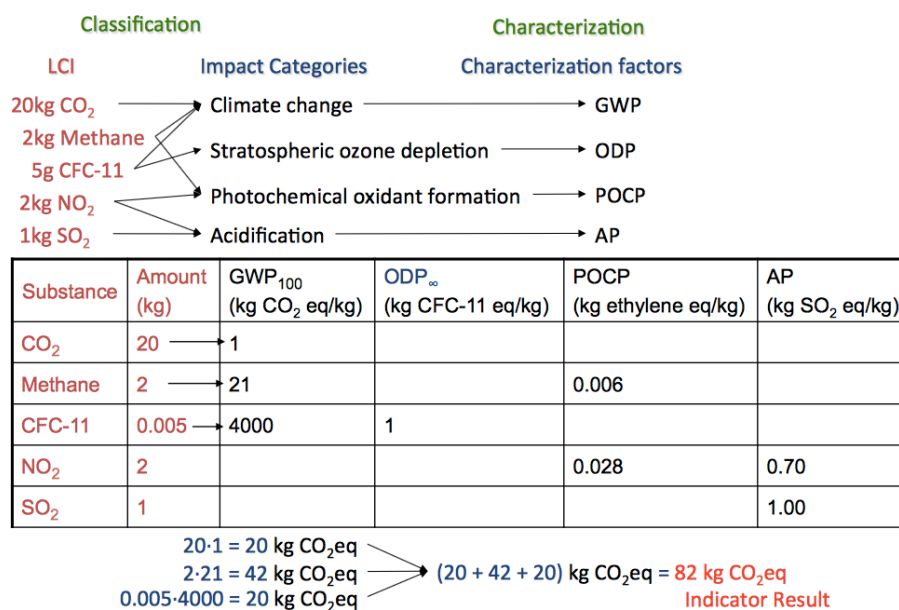


Figura 7 – Classificação e Caracterização – Exemplo (Pinheiro, 2014).

De acordo com as normas ISO 14040 (2006), as operações indicadas anteriormente são obrigatórias. No entanto, podem ainda ser consideradas as operações de normalização (obtenção de resultados relativamente a um valor de referência – fator de normalização – como por exemplo, um resultado anual de uma área geográfica definida, ou a contribuição anual média de uma pessoa) e de ponderação (obtenção da pontuação final única, de acordo com juízos de valor dados sobre a importância relativa das categorias de impacto consideradas) (Pinheiro, 2014). Esta fase do estudo LCA, a qual está esquematizada na Figura 8, é frequentemente realizada com o apoio de um *software* especializado, facilitando todos os cálculos necessários.

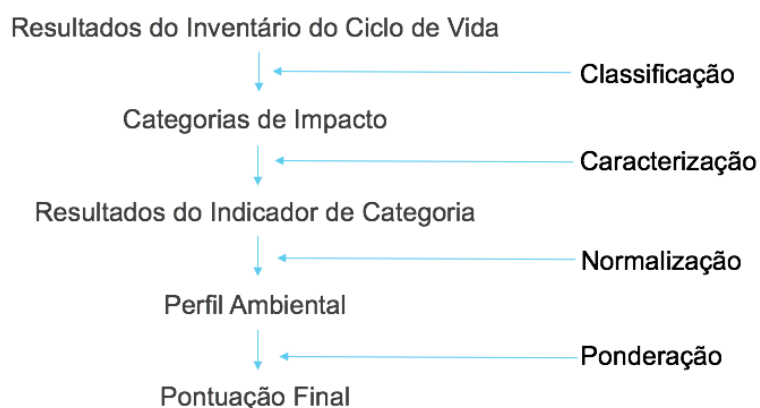


Figura 8 – Etapas na Avaliação de Impactos (adaptado de Pinheiro (2014)).

d) Na última fase (Interpretação), os resultados de LCI e/ou LCIA são verificados e avaliados, para se averiguar a sua consistência com o objetivo e âmbito definidos para o estudo. Em alguns casos, o objetivo de um estudo LCA pode considerar apenas a realização da análise de inventário e interpretação (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

3.2. Métodos selecionados para a análise

Para a aplicação da fase referente à avaliação de impactos num estudo LCA, é necessário definir o método utilizado para o cálculo das operações de caracterização e de normalização. Assim, o problema proposto na presente dissertação exige o conhecimento sobre alguns dos métodos LCIA que são mais utilizados atualmente em estudos deste género.

Como será explicado no próximo capítulo, a metodologia de investigação que será descrita pretende apoiar os utilizadores na aplicação dos métodos LCIA, através da implementação de casos na indústria química. Segundo Mimoso et al. (2015), a melhor abordagem para a avaliação dos impactos ambientais de processos químicos é a que utiliza as pontuações finais únicas, pelo que serão estudados os seguintes sete métodos: Eco-indicator 99 (Goedkoop e Spriensma, 2001), EPS 2000 (Steen, 1999), IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003), EDIP 2003 (Hauschild e Potting, 2005), ReCiPe (Goedkoop et al., 2009), ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2011), e Product Environmental Footprint (European Commission, 2013).

Embora os métodos referidos anteriormente possam ser aplicados ao nível do processo de fabrico, é importante referir que outros métodos também têm sido propostos para a avaliação dos impactos ambientais em processos industriais químicos, como é o caso do método *Environmental Performance Index* (EPI), o qual inclui a metodologia *Waste Reduction Algorithm* (WAR) (Carvalho et al., 2014).

3.2.1. Métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (*Life Cycle Impact Assessment*)

Carvalho et al. (2014) mencionam que os métodos LCIA listados na secção 3.2. constituem um grupo importante de métodos que avaliam os impactos ambientais de um produto, processo ou atividade ao longo do seu ciclo de vida ou com a fronteira fixada num determinado processo. No entanto, estes métodos apresentam diferenças relativamente às categorias de impacto consideradas, bem como diferentes fatores de caracterização, normalização e de ponderação, dificultando a comparação dos seus resultados (Pennington et al., 2004).

Neste subcapítulo, apresenta-se uma descrição sumária de cada um dos métodos LCIA propostos para a realização do presente trabalho de investigação, o qual será desenvolvido nos capítulos seguintes. Neste sentido, a descrição dos métodos será efetuada, principalmente, segundo a informação disponibilizada no manual do *software* SimaPro (PRé, 2015), uma vez que é através deste, que se obterão os resultados das avaliações dos impactos ambientais, facilitando a compreensão dos capítulos relativos à apresentação e discussão dos mesmos.

Método Eco-indicator 99

Este método é uma versão mais atualizada do método Eco-indicator 95, pelo que ambos aplicam a abordagem *damage-oriented* (ou de análise de danos). Geralmente, as emissões e a extração de recursos são expressas em várias categorias de impacto diferentes (como *acidification*, *ozone layer depletion*, *ecotoxicity*, e *resource extraction*), sendo que para este método, as várias categorias de impacto estão identificadas na Tabela A. 1 do Anexo A. Desta forma, a fase de ponderação é dificultada pelo número elevado de categorias de impacto, tendo-se concluído que os juízos de valor deveriam ser dados a apenas três categorias *damage*:

- *Damage to Human Health*
- *Damage to Ecosystem Quality*
- *Damage to Resources*

Na relação entre categorias de impacto e categorias *damage*, encontra-se sempre associado um dado nível de incerteza. Assim, neste método, como também acontece no método ReCiPe, foram desenvolvidas três perspetivas ou cenários, as quais agrupam fontes de incerteza e escolhas semelhantes:

- *Individualist* (I) – baseia-se no interesse de curto prazo (100 anos ou menos), nos tipos de impacto que são incontestáveis (isto é, as substâncias são incluídas se os seus impactos estão comprovados), e no otimismo tecnológico referente à adaptação humana;
- *Hierarchist* (H) – baseia-se nos princípios mais comuns: com interesse no longo-prazo e as substâncias são incluídas se existe consenso relativamente aos seus impactos.

- *Egalitarian* (E) – considera um prazo mais longo e os tipos de impacto que ainda não estão totalmente estabelecidos, existindo apenas uma indicação sobre os efeitos das substâncias incluídas.

Os dados para a operação de normalização são calculados com base na informação Europeia, maioritariamente para o ano de 1993, com algumas adaptações para as emissões mais relevantes. Quanto à fase de ponderação, cada perspetiva tem um conjunto de fatores disponíveis, sendo geralmente aplicada a perspetiva *hierarchist*, por ser científica e politicamente aceite. (Goedkoop and Spriensma, 2001)

➤ Exemplo de aplicação:

Audenaert et al. (2012) avaliam os impactos ambientais de um edifício de dezanove apartamentos com um consumo reduzido de energia. Os resultados indicam que a escolha por materiais isolantes tem um maior impacto, enquanto que a reciclagem de resíduos apresenta um menor impacto comparativamente com a eliminação dos mesmos.

Método EPS 2000

O método EPS 2000 (*Environmental Priority Strategies in product design*) é uma metodologia *damage-oriented* (ou de análise de danos), que inclui as fases de caracterização e de ponderação. Este método pretende ser, principalmente, uma ferramenta para o processo de desenvolvimento interno de um produto numa empresa, apoiando a escolha pelo conceito do produto que causa menos impactos ambientais. A versão EPS 2000 é uma atualização da versão EPS 1996, e inclui as categorias de impacto identificadas na Tabela A. 2 do Anexo A, as quais partem de cinco aspetos a salvaguardar: *human health*, *ecosystem production capacity*, *abiotic stock resource*, *biodiversity*, e *cultural and recreational values*. (Steen, 1999)

➤ Exemplo de aplicação:

Stripple et al. (2008) comparam o desempenho ambiental de dois materiais plásticos, PVC e TPU, os quais são utilizados em dispositivos médicos. Comparam, ainda, um novo material plástico com os anteriores. Para a avaliação dos impactos ambientais destes materiais, são aplicados quatro métodos LCIA, incluindo o método EPS 2000. Os resultados demonstram que o novo material apresenta um melhor desempenho ambiental do que o material TPU, enquanto que em relação ao material PVC, as diferenças não são significativas.

Método IMPACT 2002+

O método IMPACT 2002+ (*Impact Assessment of Chemical Toxicity*) foi desenvolvido originalmente por Swiss Federal Institute of Technology – Lausanne (EPFL), sendo que os desenvolvimentos atuais são realizados pela mesma equipa, mas agora com o nome de *EcoIntesys-life cycle systems* (Lausanne). Esta metodologia propõe uma implementação possível através da combinação das

abordagens *midpoint* e *damage*, correspondendo todos os resultados de inventário do ciclo de vida (LCI) a catorze categorias *midpoint*, sendo que estas relacionam-se com quatro categorias *damage* (*human health*, *ecosystem quality*, *climate change*, e *resources*), como se mostra na Figura 9. No *software* SimaPro, são apresentadas quinze categorias de impacto *midpoint* (identificadas na Tabela A. 3 do Anexo A), uma vez que a categoria *human toxicity* foi dividida nas categorias *carcinogens* e *non-carcinogens*.

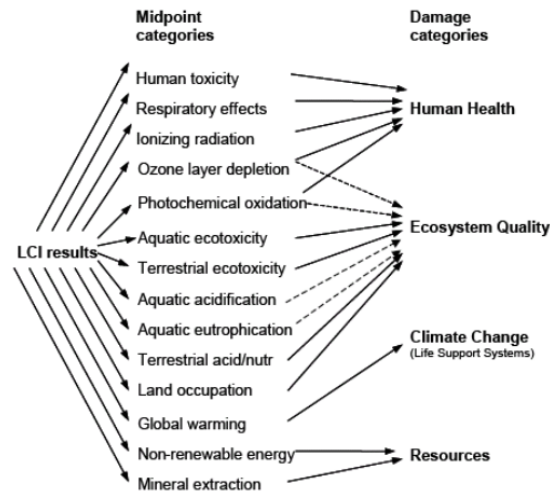


Figura 9 – Metodologia IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003).

Os fatores de caracterização para as categorias *human toxicity*, *aquatic ecotoxicity* e *terrestrial ecotoxicity* são fornecidos por esta metodologia, sendo que para outras categorias, estes fatores são adaptados de outros métodos como Eco-indicator 99, CML 2001, IPCC e *Cumulative Energy Demand*. Quanto à fase de normalização, os seus fatores apresentam a unidade Pessoa*ano/unidade_{emissão} (o número de pessoas afetadas durante um ano, por unidade de emissão, na Europa), enquanto que os fatores de ponderação tomam o valor de 1. (Frischknecht et al., 2007; Jolliet et al., 2003)

➤ Exemplos de aplicação:

Djomo et al. (2008) recorrem à avaliação do ciclo de vida como ferramenta analítica, para avaliarem os benefícios e os prejuízos ambientais relativamente ao uso de cascas de batata vaporizadas para a produção de hidrogénio, em alternativa à utilização direta das cascas na alimentação dos animais. Observa-se uma redução das emissões de gases com efeito de estufa, bem como na poupança de recursos não renováveis, e também uma redução dos impactos na saúde humana, sendo preferível a produção de hidrogénio.

Humbert et al. (2007) avaliam os impactos de trinta substâncias ativas, sendo consideradas as mais utilizadas na Costa Rica, em 1998. Em geral, conclui-se que seria possível uma redução de 90% na toxicidade humana e de 75% na ecotoxicidade aquática, se fossem consideradas apenas algumas substâncias ativas.

Método EDIP 2003

O método EDIP 2003 (*Environmental Development of Industrial Products*) é de origem dinamarquesa, sendo a versão atualizada da metodologia EDIP 1997. A principal inovação deste método está relacionada com a inclusão de categorias de impacto não-globais no modelo de caracterização, e pode ainda ser utilizado com ou sem diferenciação espacial. Este método apresenta dezanove categorias de impacto, as quais se encontram na Tabela A. 4 do Anexo A. Existem fatores de normalização fornecidos para a Europa, no ano de referência de 2004, e os fatores de ponderação utilizados na versão anterior estão também disponíveis. (Frischknecht et al., 2007; Hauschild e Potting, 2003; Laurent et al., 2011)

➤ Exemplo de aplicação:

Salomone e Ioppolo (2012) aplicam vários métodos LCIA, incluindo o método EDIP 2003, com o objetivo de avaliarem os impactos ambientais das atividades que fazem parte da cadeia de produção de azeite na província de Messina (em Itália), a fim de identificarem os processos que causam os maiores impactos, e assim conceberem uma cadeia mais eficiente e ecológica.

Método ReCiPe

Este método sucede os métodos Eco-indicator 99 e CML-IA. Foi desenvolvido com o propósito de integrar a abordagem *problem-oriented* (ou de análise das causas) do método CML-IA e a abordagem *damage-oriented* (ou de análise de danos) do método Eco-indicator 99. A primeira abordagem define as categorias de impacto ao nível *midpoint* (as quais estão identificadas na Tabela A. 5 do Anexo A), enquanto que a segunda abordagem resulta apenas em três categorias de impacto *endpoint* (*human health*, *ecosystems* e *resources*), facilitando a interpretação dos resultados. A Figura 10 ilustra esta metodologia, na qual está identificada também a obtenção da pontuação final única (*single score*).

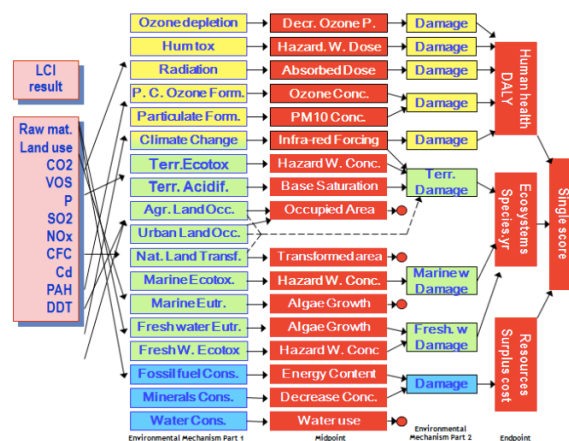


Figura 10 – Metodologia ReCiPe (Goedkoop et al., 2009).

À semelhança do que acontece no método Eco-indicator 99, o método ReCiPe também considera a existência das perspetivas *individualist* (I), *hierarchist* (H) e *egalitarian* (E), sendo geralmente utilizada

a segunda perspectiva para a escolha dos fatores de ponderação. Quanto à fase de normalização, tem como base o trabalho de Sleeswijk et al. (2007). (Goedkoop et al., 2009; Sleeswijk et al., 2007)

➤ Exemplos de aplicação:

Myllyviita et al. (2012) descrevem a avaliação dos impactos ambientais de duas matérias-primas alternativas para a produção de biomassa. São analisados quatro casos de cadeias de produção de biomassa na Finlândia, os quais produzem biodiesel e celulose a partir de matérias-primas diferentes. Em geral, os resultados mostram que a biomassa proveniente de países em desenvolvimento apresenta menos impactos ambientais em comparação com a biomassa produzida na Finlândia.

Durlinger et al. (2012) avaliam os impactos ambientais dos produtos de iluminação PV com baixa potência, os quais são cada vez mais utilizados em zonas rurais do Sudeste Asiático. O estudo é baseado num caso empresarial no Camboja. Três produtos de iluminação PV com potências nominais diferentes são comparados com três alternativas para serviços de iluminação. Conclui-se que os produtos de iluminação PV solares têm um menor impacto ambiental do que as soluções de iluminação convencionais. Para além disso, conclui-se também que o desempenho ambiental de pequenos produtos de iluminação PV pode ser melhorado em cerca de 50%, através da reciclagem de baterias. Mais ainda, os impactos destes produtos de iluminação PV são mais baixos ou comparáveis aos de iluminação por lâmpadas fluorescentes compactas, carregadas pela eletricidade da rede no contexto do Sudeste Asiático, oferecendo um serviço de iluminação ambientalmente benéfico para a população não abrangida pela rede.

Método ILCD 2011 Midpoint

O título completo deste método é '*ILCD recommendations for LCIA in the European context*' (2011), também designado por ILCD 2011 Midpoint. À semelhança do método *Product Environmental Footprint* (PEF), o qual será descrito adiante, o método descrito no manual ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*) foi desenvolvido pela Comissão Europeia, em 2011, com o objetivo de harmonizar os vários métodos LCIA existentes. Para isso, foram selecionados os métodos mais adequados para a quantificação de cada uma das categorias de impacto consideradas (ao nível *midpoint*), as quais se encontram na Tabela A. 6 do Anexo A. Na tabela representada neste anexo, também se encontram os respetivos indicadores de categoria utilizados e a classificação atribuída, sendo que o nível I significa que necessita de uma investigação mais consistente. (European Commission, 2011)

➤ Exemplo de aplicação:

Vorage e Bosch (2013) comparam os impactos ambientais de tanques de gás natural comprimido e de tanques de metal ou de polietileno de elevada densidade. Para isso, é utilizado, no *software* SimaPro, o método ILCD. Os resultados demonstram que a redução do consumo de combustível

causada pela redução do peso, aquando da substituição do metal por compósitos, conduz a uma redução significativa dos impactos ambientais.

3.2.2. Método Product Environmental Footprint (PEF)

Segundo o guia PEF (European Commission, 2013), este método foi recentemente estabelecido e recomendado para a análise multicritério do desempenho ambiental de um bem ou serviço, ao longo do seu ciclo de vida. Foi desenvolvido por *Joint Research Centre (JRC)* da Comissão Europeia em cooperação com *Directorate General for Environment*, com o principal objetivo de “elaborar uma abordagem metodológica comum a fim de permitir aos Estados-Membros e ao setor privado a avaliação, a apresentação e a aferição comparativa do desempenho ambiental dos produtos, serviços e empresas com base numa avaliação abrangente dos impactos ambientais ao longo do seu ciclo de vida” (European Commission, 2013). Esta metodologia baseia-se noutros métodos e normas recomendados: ISO 14044:2006 – *Environmental Management: Life Cycle Assessment* (ISO 14044, 2006), ISO/DIS 14067:2012 – *Carbon Footprint of Products* (ISO/TS 14067, 2013), *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook* (European Commission, 2011), *Ecological Footprint* (Global Footprint Network, 2009), *Greenhouse Gas Protocol* (WRI/WBCSD, 2011), *General principles for an environmental communication on mass market products* BPX 30-323-0 (ADEME, 2011), e *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of goods and services* (PAS 2050, 2011).

No guia PEF é proposto um método para a quantificação dos impactos ambientais de fluxos de materiais/energia, bem como das emissões e resíduos associados a um produto ao longo do seu ciclo de vida. Propõe adicionalmente o desenvolvimento de PEFCRs (*Product Environmental Footprint Category Rules*), com o objetivo de fornecer uma orientação específica para o cálculo e a apresentação dos impactos ambientais de um determinado tipo (ou categoria) de produto. (European Commission, 2013)

Para a realização de um estudo com base neste método, devem ser incluídas várias fases: Definição dos objetivos, Definição do âmbito, Criação do perfil de utilização dos recursos e de emissões, Avaliação dos impactos ambientais, e no final, a fase de Interpretação e Comunicação dos resultados obtidos (European Commission, 2013). O esquema deste procedimento pode ser observado na Figura 11, o qual inclui também uma fase de revisão associada a todas as fases anteriores.

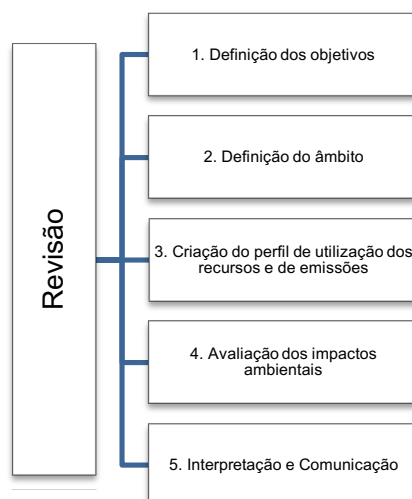


Figura 11 – Fases de um estudo com base no método PEF (adaptado de European Commission (2013)).

1. A primeira fase (Definição dos objetivos) inclui as aplicações previstas, as razões para a realização do estudo e o contexto da decisão, o público-alvo, a intenção de divulgar ou não as comparações do estudo ao público, a entidade que comissiona o estudo, e o procedimento de revisão (se aplicável). (European Commission, 2013)

2. A segunda fase (Definição do âmbito) deve corresponder aos objetivos definidos e incluir a descrição do sistema a ser avaliado, bem como especificações analíticas associadas.
 - a. A unidade de análise deve ser definida de acordo com os seguintes aspetos: a função (ou serviço) pretendida: “o quê”; a magnitude da função ou serviço: “quanto”; o nível esperado de qualidade: “quão bem”; a duração (ou tempo de vida) do produto: “quanto tempo”; o código CPA/NACE (identifica produtos com funções e aplicações semelhantes). Exemplo de uma unidade de análise: 1 m² de colchão para uso diário durante 10 anos;
 - b. O fluxo de referência é a quantidade de produto necessária que garante a função definida. Os dados quantitativos de *input* e de *output* devem ser calculados em relação a este fluxo. Exemplo de um fluxo de referência: 11 kg de colchão de mola;
 - c. As fronteiras do sistema definem quais os processos que pertencem ao sistema a analisar (geralmente, *cradle-to-grave*);
 - d. As categorias de impacto *midpoint* identificadas na Tabela A. 6 do Anexo A devem ser consideradas (sendo as mesmas categorias que são consideradas para o método ILCD 2011 Midpoint), de acordo com os métodos LCIA recomendados no manual ILCD (European Commission, 2011). Informações adicionais, pressupostos e limitações deverão ser apresentados. (European Commission, 2013)

3. Na terceira fase (Perfil de utilização de recursos e de emissões) deve ser compilado um inventário (perfil) de todos os *inputs/outputs* dos recursos de materiais/energia necessários, e

das emissões libertadas para a atmosfera, água e solo, associados a todas as fases do ciclo de vida incluídas nos limites definidos do sistema. Os fluxos considerados podem ser classificados em fluxos elementares (se não sofrem transformação humana) e em fluxos complexos (se necessitam de sofrer uma transformação para serem fluxos elementares).

- a. Os processos que contribuem pelo menos 90% para o impacto ambiental devem ser identificados, uma vez que estes necessitam de satisfazer os requisitos da qualidade dos dados. Os processos considerados podem ser classificados em: aquisição de matérias-primas, bens de capital (com utilização da depreciação linear), produção, distribuição do produto e armazenamento, utilização do produto, logística (incluindo, por exemplo, o tipo de transporte, o tipo de veículo e o consumo de combustível), e fim de vida do produto (com a possibilidade de utilização de uma fórmula para o cálculo da reciclagem dos produtos);
- b. A avaliação da qualidade dos dados deve estar de acordo com o manual ILCD (European Commission, 2011), e deve incluir os seguintes critérios: representatividade tecnológica (TeR), representatividade geográfica (GR), representatividade relacionada com o tempo (TiR), integridade (C), precisão/incerteza (P), e adequação metodológica e consistência (M). A cada um destes critérios, podem ser dados quatro níveis de qualidade: muito bom (1), bom (2), razoável (3), e fraco (4). O cálculo da classificação da qualidade dos dados (DQR) pode ser efetuado através da Equação (1):

$$DQR = \frac{TeR+GR+TiR+C+P+M}{6} \quad (1)$$

Sendo que a classificação calculada pode-se encontrar nos seguintes intervalos: ≤ 1.6 ("qualidade excelente"), > 1.6 a ≤ 2.0 ("qualidade muito boa"), > 2.0 a ≤ 3.0 ("qualidade boa"), > 3.0 a ≤ 4.0 ("qualidade razoável"), e > 4.0 ("qualidade fraca"). Esta classificação deverá ser pelo menos razoável em 90% dos dados relevantes. (European Commission, 2013)

4. A quarta fase (Avaliação dos impactos ambientais) deve incluir as operações de classificação e caracterização dos fluxos, sendo opcionais as operações de normalização e ponderação.
 - a. Classificação: todos os *inputs/outputs* do inventário realizado na fase anterior devem ser correspondidos às categorias de impacto para as quais contribuem;
 - b. Caracterização: todos os valores dos *inputs/outputs* classificados são multiplicados por fatores de caracterização (os quais dependem do método de avaliação de impactos utilizado), representando a contribuição por unidade de *input/output* para cada categoria de impacto. O valor total dos resultados caracterizados de cada categoria de impacto corresponde à soma dos resultados caracterizados dos *inputs/outputs* considerados para essa categoria;
 - c. Normalização: o valor total dos resultados caracterizados de cada categoria de impacto é dividido pelo fator de normalização para essa categoria, sendo calculados os

resultados normalizados. Os fatores de normalização recomendados encontram-se na Tabela B. 1 do Anexo B;

- d. Ponderação: os resultados normalizados são multiplicados por fatores de ponderação, os quais tomam o valor de 1 para todas as categorias de impacto. Por fim, a pontuação final é calculada através da soma dos resultados ponderados de cada categoria de impacto. (European Commission, 2013)
5. A quinta fase (Interpretação e Comunicação) é conduzida para se garantir que o desempenho do método PEF corresponde aos objetivos e aos requisitos de qualidade do estudo, e para se obterem conclusões e recomendações robustas da análise efetuada.
- a. A robustez do método pode ser verificada através da análise da integridade do mesmo (assegurando que o inventário realizado na terceira fase está completo), de uma análise de sensibilidade (avaliando a influência de certas escolhas através da implementação de possíveis alternativas), e de uma análise de consistência (determinando se pressupostos, métodos e dados estão consistentes com o objetivo e âmbito);
 - b. A identificação de contribuições importantes de *inputs/outputs* e de processos pode ser realizada através da análise das contribuições para cada categoria de impacto;
 - c. A estimativa da incerteza consiste na interpretação da variação existente num resultado específico;
 - d. Por fim, qualquer estudo sobre o método PEF destinado a divulgação externa deve incluir um relatório do estudo, fornecendo uma base sólida para a avaliação e para a melhoria do desempenho ambiental de um produto ao longo do tempo, podendo ser revisto posteriormente. (European Commission, 2013)

Desvantagens referidas na literatura

Apesar do seu propósito ser a harmonização das metodologias em que se baseia, principalmente, nas normas ISO 14044 (ISO 14044, 2006), o método PEF pode apresentar algumas desvantagens. Finkbeiner (2014) refere que este método também pode contribuir para a proliferação dos métodos LCIA, ao contrário do que se pretende, uma vez que pode constituir mais uma metodologia diferente de todas as outras, e inclusivamente não seguir convenientemente as normas ISO 14044 (2006). Este autor baseia o seu argumento no seguinte:

- No método PEF, é introduzida uma terminologia totalmente nova, como por exemplo, a substituição de unidade funcional por unidade de análise, e a substituição de inventário do ciclo de vida por perfil de utilização dos recursos e de emissões. Segundo o autor, estas substituições seriam desnecessárias;
- O método PEF considera opcional a operação de ponderação. Tem-se estabelecido um consenso global, formulado nas normas ISO 14044 (2006), de que a ponderação, sendo calculada segundo juízos de valor subjetivos, não deveria ser utilizada em comparações divulgadas ao público;

- Alguns requisitos das normas ISO 14044 (2006) não são satisfeitos, como por exemplo, uma declaração em como a avaliação dos impactos do ciclo de vida não deve ser o único suporte de um estudo comparativo LCA, sendo necessária informação adicional que supere as limitações presentes nos métodos;
- Os métodos recomendados ao nível *midpoint* do manual ILCD (European Commission, 2011) foram incorporados no método PEF, sem uma reflexão apropriada sobre os níveis de maturidade identificados para cada um deles. Apenas dois métodos (método IPCC para a categoria *climate change* e o método WMO para a categoria *ozone depletion*) são classificados com o nível I (“recomendado e satisfatório”), satisfazendo os requisitos necessários. De acordo com a análise de JRC (Benini et al., 2014), os métodos que avaliam as categorias *water consumption* e *land use* devem “apenas ser aplicados com cautela”, sendo classificados com o nível III. Sete métodos são classificados com o nível II (“recomendado, algumas melhorias necessárias”). Finalmente, o método USEtox (utilizado na avaliação das categorias *human toxicity for cancer effects*, *human toxicity for non-cancer effects*, e *ecotoxicity*) é classificado com o nível II-III;
- O método PEF propõe o desenvolvimento de PEFCRs. No entanto, para muitos produtos, a identificação de um código adequado não é uma tarefa simples.
- O método PEF não permite o critério *cutoff*, o que significa que todos os processos têm que ser incluídos na análise (mesmo aqueles que apresentam uma contribuição insignificante para os resultados), conduzindo a uma maior carga de trabalho desnecessária para os utilizadores;
- Quanto aos dados de *input/output*, o método PEF apresenta um procedimento para a avaliação da qualidade dos mesmos. No entanto, as classificações e a interpretação incluídas no mesmo podem ser facilmente ajustadas. Além disso, apesar de ser um procedimento simples, se um determinado sistema incluir um número elevado de processos unitários, a carga de trabalho dos utilizadores torna-se bastante elevada.

Atualizações relativamente ao método ILCD 2011 Midpoint

Como já foi referido, será utilizado um *software* especializado para as avaliações dos impactos ambientais na presente dissertação, o *software* SimaPro. Na versão atual deste *software*, o método ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2011) pretende corresponder ao método PEF. De facto, segundo European Commission (2013), as diferenças existentes entre estas metodologias apenas residem no seguinte:

1. Público-alvo: ao contrário do que é referido no manual ILCD, o guia PEF pretende ser compreendido por pessoas com poucos conhecimentos sobre a avaliação do ciclo de vida, tornando-se mais acessível;
2. Verificação da integralidade: segundo o manual ILCD, esta pode ser realizada para cada categoria de impacto ou para o impacto total; segundo o guia PEF, apenas pode ser realizada para cada categoria de impacto, não aconselhando nenhum conjunto específico de fatores de ponderação;

3. Extensão da definição do objetivo: o guia PEF deverá ser usado para aplicações específicas, pelo que não se considera a possibilidade desta extensão;
4. Definição do âmbito inclui as limitações do estudo: segundo o guia PEF, a definição do âmbito deverá incluir especificações relacionadas com as limitações do estudo.
5. Procedimento da revisão definido no objetivo: segundo o guia PEF, o procedimento da revisão é um passo fundamental para a melhoria da qualidade do estudo, pelo que deve ser incluído logo no primeiro passo;
6. Passo de “despistagem” em vez da abordagem iterativa: o guia PEF recomenda este passo para se obter uma estimativa aproximada do impacto ambiental associado a cada processo/atividade considerado, substituindo a abordagem iterativa utilizada no manual ILCD.
7. Classificação da qualidade dos dados: o guia PEF considera cinco níveis de classificação, enquanto que o manual ILCD considera apenas três níveis.
8. Hierarquia de decisão multifuncional (para um produto que apresenta mais do que uma função): apresentada pelo guia PEF, desviando-se da abordagem utilizada pelo manual ILCD.
9. Análise de sensibilidade: segundo o guia PEF, esta análise é opcional, reduzindo a carga de trabalho dos utilizadores.

➤ Exemplo de aplicação:

Cistóbal et al. (2016) utilizam o método PEF para a avaliação do desempenho ambiental de três casos, os quais exemplificam cadeias de valor dos três pilares da bioeconomia (alimentação humana e animal, produtos biológicos, e bioenergia). Trata-se de um estudo *cradle-to-grave*, no qual os impactos ambientais são avaliados para as catorze categorias de impacto recomendadas pelo método PEF, com recurso ao *software* SimaPro 8. Os cálculos relacionados com a operação de normalização são efetuados posteriormente, com os fatores de normalização disponibilizados por JRC (Benini et al., 2014).

4. Metodologia de investigação

Com base na revisão da literatura efetuada, e como já foi referido, segue-se um trabalho de investigação que consiste na aplicação e comparação dos vários métodos LCIA mencionados anteriormente, no contexto de cinco estudos de casos na indústria química.

A Figura 12 apresenta os passos seguidos na metodologia de investigação desenvolvida, os quais serão descritos, de seguida.

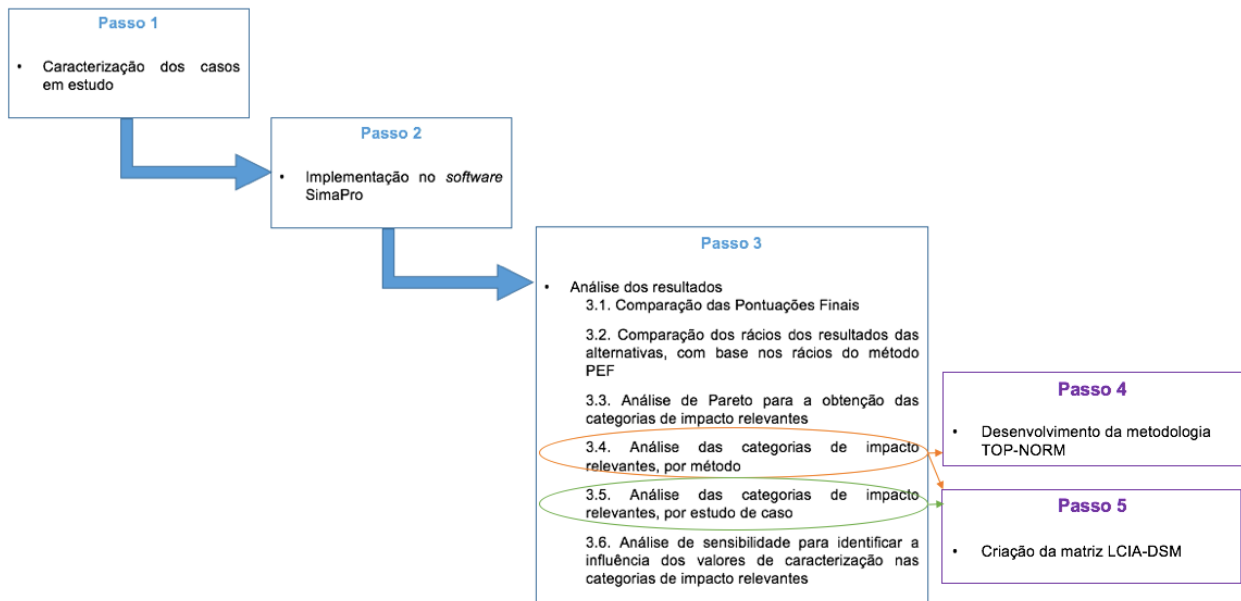


Figura 12 – Metodologia de investigação.

Passo 1: Caracterização dos Casos em estudo

Neste primeiro passo, procedeu-se à caracterização dos casos selecionados para a sua implementação no *software* SimaPro. Para isso, foi realizada uma pesquisa de artigos científicos na plataforma *ScienceDirect*, com vista à obtenção de casos na indústria química que apresentassem um estudo comparativo da avaliação dos impactos ambientais de dois processos alternativos, e que para o mesmo utilizassem o *software* SimaPro. Foram, então, selecionados cinco casos, os quais apresentaram os dados necessários para a definição dos balanços de massa e de energia, bem como da fronteira do sistema e da unidade funcional, para duas alternativas propostas pelos autores. De seguida, são resumidos os processos considerados em cada caso estudado.

CS1: Recuperação do Clorofórmio (Mimoso et al., 2015)

Este caso consiste na recuperação do clorofórmio a partir de uma mistura equimolar do mesmo com acetona, através de uma destilação azeotrópica extrativa, com a adição de um solvente. A mistura equimolar é alimentada a uma primeira coluna de destilação, para a remoção da acetona. Seguidamente, a restante mistura (clorofórmio e solvente) é alimentada a uma segunda coluna de

destilação, para se efetuar a separação dos compostos. O solvente é depois reciclado para a primeira coluna de destilação, com a finalidade de reduzir a quantidade de solvente fresco (*make-up*) necessária no processo. A Figura 13 ilustra o processo descrito.

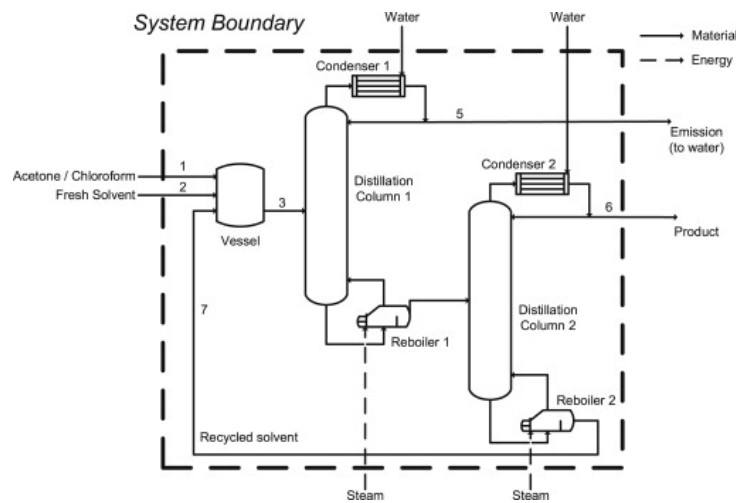


Figura 13 – Representação esquemática do processo de separação acetona/clorofórmio (Mimoso et al., 2015).

Para a realização deste estudo, foram consideradas duas hipóteses, sendo que estas diferem, principalmente, quanto à escolha do solvente utilizado no processo. No processo base (alternativa A) foi utilizado o benzeno, e no processo alternativo (alternativa B) foi utilizado o metil-n-pentil éter (MPE). No *software* SimaPro, o solvente MPE não está disponível na sua base de dados, pelo que foi considerado um outro solvente com propriedades físicas e químicas semelhantes, o éter etil-terc-butílico.

Além disso, a taxa de fluxo de água de arrefecimento foi calculada, assumindo um ΔT de 15°C entre a entrada e a saída do condensador, e uma capacidade de calor específico de $4185,5 \text{ J}/(\text{kg } ^{\circ}\text{C})$. Os consumos de água de arrefecimento obtidos nos condensadores para os processos base e alternativo foram de 1278 ton/h e de 897 ton/h , respetivamente. Como unidade funcional escolhida, considerou-se a quantidade de mistura equimolar acetona/clorofórmio processada (17710 kg/h), e a fronteira do sistema inclui o processo de produção, como também está representado na Figura 13.

CS2: Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado (Mattila et al., 2014)

O principal processo para a produção do carbonato de cálcio precipitado (*precipitated calcium carbonate* – PCC) é o processo de carbonatação. Neste, o calcário é calcinado num forno de cal para a formação de óxido de cálcio, hidratado com água para a formação de hidróxido de cálcio, e este finalmente reage com dióxido de carbono gasoso para a formação de carbonato de cálcio.

Uma vez que o processo anterior produz emissões significativas de dióxido de carbono, devido à utilização de combustível principalmente na fase da calcinação do calcário, foi desenvolvido um

processo alternativo de produção, designado por Slag2PCC. Este novo processo utiliza escória, um resíduo material da indústria do fabrico de aço, como fonte de cálcio, substituindo a utilização de calcário natural.

Pretende-se, assim, comparar os impactos ambientais resultantes de cada processo, através da avaliação do ciclo de vida, considerando como unidade funcional, a produção de 1 kg de PCC. As fronteiras do sistema incluem todos os passos, desde a obtenção de matérias-primas até aos processos de produção de PCC (*cradle-to-gate*), como está ilustrado na Figura 14. Mais concretamente, no processo tradicional (alternativa A) é considerada a mineração do calcário, ao contrário do que acontece no processo Slag2PCC (alternativa B). Este último também não considera o processo de fabrico do aço, mas considera as correntes de resíduos materiais (dióxido de carbono e escória), bem como a utilização de cloreto de amónio como solvente (com uma concentração de 0,65 mol/L).

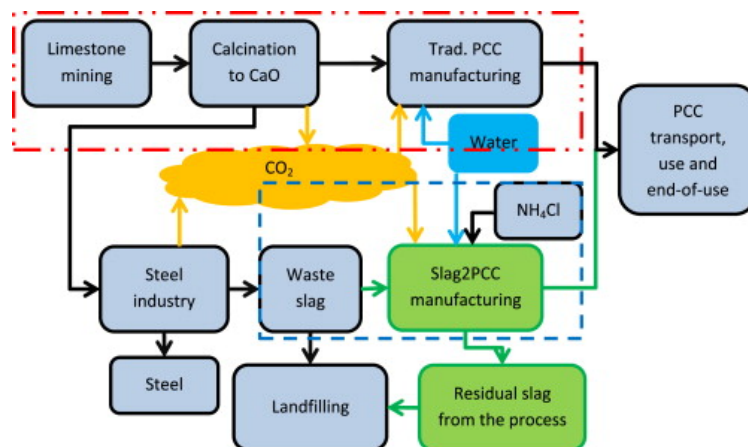


Figura 14 – Fronteira do sistema para a avaliação do processo tradicional (alternativa A), a vermelho. Fronteira do sistema para a avaliação do processo Slag2PCC (alternativa B), a azul. (Mattila et al., 2014)

CS3: Produção de Biodiesel (Farrell e Cavanagh, 2014)

Este estudo *cradle-to-grave* pretende comparar os impactos ambientais resultantes da produção e utilização de dois combustíveis: biodiesel a partir de óleo vegetal novo (*new vegetable oil – NVO*), e biodiesel a partir de óleo vegetal usado (*waste vegetable oil – WVO*). As fronteiras do sistema para ambos os processos incluem a produção e a utilização final do combustível, como está exemplificado na Figura 15 para o primeiro processo. A produção de biodiesel NVO (alternativa A) envolve a produção de óleo de colza, o transporte e a extração do óleo, bem como o processo de transesterificação. A produção de biodiesel WVO (alternativa B) envolve a recuperação de óleo vegetal, eliminando a fase de produção da matéria-prima existente no primeiro processo. A glicerina é considerada um subproduto da reação de transesterificação, e como utilização final de cada combustível é considerada a sua combustão num gerador. Como unidade funcional, considera-se a produção de 1 kg de biodiesel.

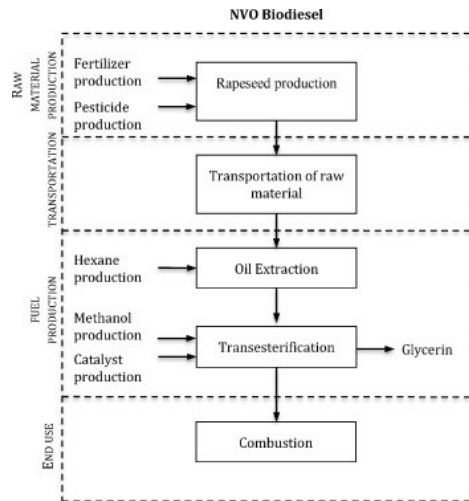


Figura 15 – Fronteira do sistema para a avaliação da produção de biodiesel NVO (alternativa A) (Farrell e Cavanagh, 2014).

CS4: Remoção de Nitratos (Chiueh et al., 2011)

Neste estudo, foi realizada uma avaliação do ciclo de vida para se compararem os impactos ambientais de tecnologias associadas à desnitrificação catalítica com utilização de paládio (Pd). Para o presente trabalho, foram implementados, no *software* SimaPro, os processos D e E apresentados no artigo de Chiueh et al. (2011), os quais pretendem remover os nitratos da água.

O processo D (alternativa A) consiste na redução do nitrato através de Zn^0 e partículas bimetálicas Pd/Zn (Pd/ZnO), como está esquematizado na Figura 16. O processo E (alternativa B) consiste na redução do nitrato através de partículas bimetálicas catalíticas Cu/Pd (Pd-Cu/FeO), como está esquematizado na Figura 17.

A avaliação do ciclo de vida para estes processos incluiu os dados relacionados com a exploração dos materiais, fabrico dos produtos, transporte, utilização, emissões libertadas, tratamento de resíduos e disposição final. Para isso, considerou-se como unidade funcional, a remoção de 0,325 kg de nitrato.

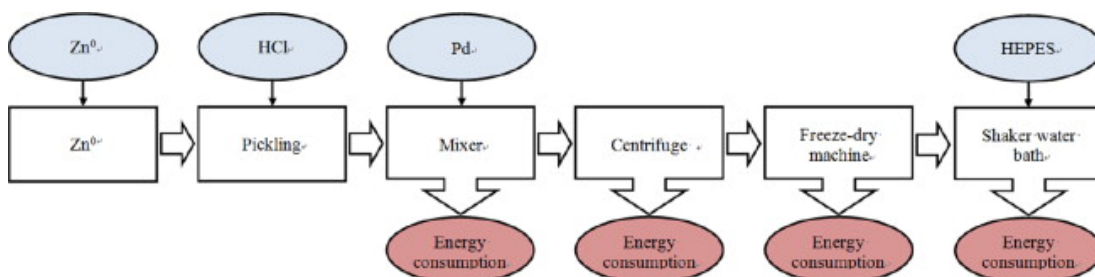


Figura 16 – Diagrama de fluxo para a remoção do nitrato, através do processo D (alternativa A) (Chiueh et al., 2011).

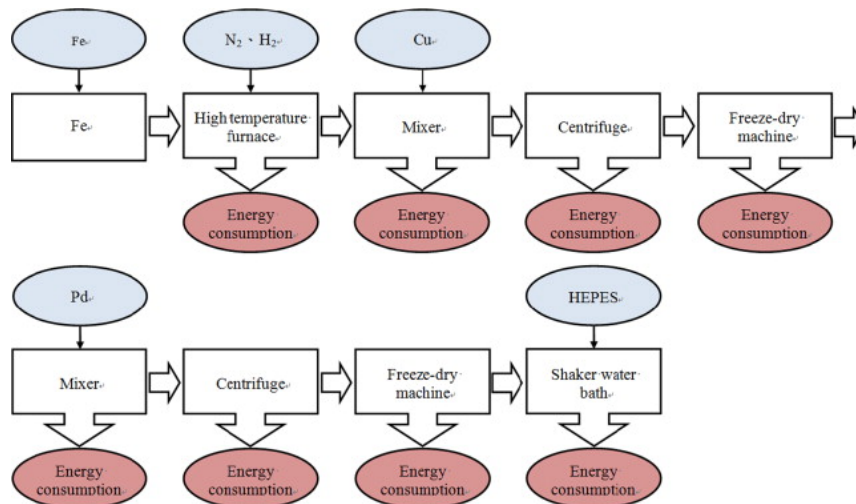


Figura 17 - Diagrama de fluxo para a remoção do nitrato, através do processo E (alternativa B) (Chiueh et al., 2011).

CS5: Produção de Tolueno - HDA (Furtado, 2014)

No processo HDA (*Hydrodealkylation of toluene*), as correntes de tolueno puro e de hidrogénio (com 5% de metano) são misturadas com uma corrente de tolueno reciclado e uma outra corrente de hidrogénio, constituindo esta mistura, a corrente de entrada num reator a elevadas temperaturas e pressões. Uma parte do vapor obtido (contendo hidrogénio e metano não-convertidos) é purgada para evitar a acumulação de metano, enquanto que a restante parte do vapor obtido é reciclada, após sofrer uma compressão. O produto líquido é maioritariamente alimentado a uma sequência de três colunas de destilação. A primeira remove as quantidades de hidrogénio e de metano que ainda estão presentes (para o ar), a segunda coluna remove o benzeno (para o ar), e a terceira coluna separa o tolueno não-reagido (removido para o ar) do bifenilo e do tolueno que é reciclado ao processo. Este processo corresponde à alternativa A desta avaliação.

O processo alternativo, correspondente à alternativa B desta avaliação, consiste na introdução de uma membrana seletiva, cujo objetivo é separar o hidrogénio do metano antes da purga, reduzindo as perdas de hidrogénio.

Considerou-se como unidade funcional, a quantidade de tolueno necessária (11460 kg), e os sistemas em análise correspondem aos processos descritos.

Passo 2: Implementação no *software* SimaPro

O passo seguinte consiste na implementação dos casos estudados no *software* SimaPro. Primeiro, foi criada uma metodologia para se aplicar o método PEF no *software*, de acordo com a informação disponibilizada no guia do método, a qual é descrita de seguida. Deste modo, foi possível aplicar todos os métodos selecionados, utilizando o *software*, como também é aqui referido.

Metodologia para a aplicação do método PEF no *software* SimaPro

Com o propósito de tornar possível a aplicação do método PEF a um determinado caso, utilizando o *software* SimaPro, desenvolveu-se uma metodologia com base na informação disponibilizada no guia *Product Environmental Footprint* (European Commission, 2013).

Segundo este guia, as categorias de impacto ao nível da caracterização que devem ser consideradas na aplicação deste método encontram-se na Tabela A. 6 do Anexo A, especificando os respetivos métodos de caracterização recomendados, as suas fontes bibliográficas, e os indicadores de categoria de impacto. Apesar de estarem referidas no guia PEF (European Commission, 2013), o guia *Life Cycle Metrics for Chemical Products* (WBCSD, 2014) não considera relevante a análise da categoria *Ionising Radiation – human health effects* e da categoria *Eutrophication – terrestrial*, pelo que estas não foram consideradas na metodologia que se apresenta.

Para uma aplicação coerente desta metodologia, propõe-se que, para cada categoria de impacto considerada, se implemente o método mais apropriado que se encontra disponível no *software*, como também se indica na Tabela A. 6 do Anexo A. Assim, o *software* apresenta automaticamente os resultados caracterizados para cada categoria de impacto, de acordo com o método escolhido.

Todos os indicadores de categoria, métodos de caracterização e fontes bibliográficas são compatíveis com as recomendações do guia *Product Environmental Footprint* (European Commission, 2013), exceto para a categoria de impacto *Resource depletion - water*, para a qual foi utilizado o método Pfister por ser mais recente do que o método Frischknecht.

Após a obtenção dos resultados da fase de caracterização, segue-se a fase de normalização, a qual é opcional segundo o guia *Product Environmental Footprint* (European Commission, 2013). No entanto, como se pretende comparar os resultados finais de todos os métodos, procedeu-se ao cálculo necessário para esta fase, pelo que os valores caracterizados obtidos anteriormente foram posteriormente divididos pelos fatores de normalização indicados na Tabela B. 1 do Anexo B.

Finalmente, obtém-se a pontuação final única após a fase de ponderação, a qual também é considerada opcional no guia *Product Environmental Footprint* (European Commission, 2013). Para os cálculos requeridos nesta fase, considerou-se que o fator de ponderação para todas as categorias de impacto teria o valor de 1. Assim, multiplicando este valor pelos resultados da normalização obtidos anteriormente, e somando todos no final, obtém-se a pontuação final única (*Single Score*), em Pt.

Como já foi referido, o método ILCD 2011 Midpoint, descrito no capítulo anterior, é o método utilizado atualmente para a aplicação do método PEF no *software* SimaPro. Assim, considerou-se também interessante a realização de uma análise comparativa ente os resultados obtidos para a presente metodologia proposta e os resultados obtidos para o método ILCD 2011 Midpoint, cuja análise será

apresentada no capítulo seguinte. No *software* SimaPro, o método ILCD 2011 Midpoint apenas considera a operação de caracterização, pelo que foram efetuados os cálculos para as restantes operações como foi explicado anteriormente para a metodologia proposta de aplicação do método PEF.

Aplicação dos métodos através da utilização do *software* SimaPro

Como elemento fundamental para a análise pretendida, foi requerido algum conhecimento sobre o funcionamento do *software* SimaPro. Este foi desenvolvido por *PRé Sustainability*, sendo que a sua primeira versão foi criada há cerca de 25 anos, com o objetivo de justificar a importância da sustentabilidade e da avaliação do ciclo de vida, através da obtenção de factos quantitativos (<https://simapro.com/about/>, consultado em 2 de maio de 2016).

Esta ferramenta permite simular e analisar ciclos de vida de uma forma transparente e sistemática, medindo os impactos ambientais causados pelo produto ou serviço pretendido, em todas as etapas consideradas. Para isso, inclui várias bases de dados, nomeadamente: *ecoinvent*, *Agri-footprint*, *ELCD*, *US Life Cycle Inventory Database*, *Swiss Input/Output Database* e *LCA Food*. (<https://simapro.com/about/>, consultado em 2 de maio de 2016)

No presente trabalho, foi utilizada a versão SimaPro 8. De facto, este *software* revelou-se muito intuitivo, facilitando a aprendizagem sobre o mesmo. A maior dificuldade encontrada consistiu na escolha de um determinado *input/output* quando este apresentava várias opções possíveis, tendo sido necessária uma análise mais detalhada sobre cada uma destas opções. Quanto aos métodos utilizados, por vezes, também está disponível mais do que uma versão, pelo que a Tabela 1 mostra os nomes definidos pelo *software* para cada método utilizado.

Tabela 1 – Nomes definidos pelo *software* SimaPro, para cada método utilizado.

Método utilizado	Nome definido pelo <i>software</i> SimaPro
Eco-indicator 99	Eco-indicator 99 (H) LCA Food V2.03 / Europe EI 99 H/H
EPS 2000	EPS 2000 V2.07 / EPS
IMPACT 2002	IMPACT 2002+ V2.11 / IMPACT 2002+
EDIP 2003	EDIP 2003 V1.04 / Default
ReCiPe	ReCiPe Endpoint (H) V1.08 / Europe ReCiPe H/H
ILCD 2011 Midpoint	ILCD 2011 Midpoint V1.02

Passo 3: Análise dos Resultados

O terceiro passo corresponde à realização de várias análises aos resultados devolvidos pelo *software*:

1. Primeiro, compararam-se as pontuações finais de todos os métodos, as quais permitiram perceber qual a alternativa que cada método considera mais sustentável (com o menor resultado em Pt), em cada caso estudado.
2. De seguida, considerando as pontuações finais que foram apresentadas, procedeu-se para todos os métodos, ao cálculo dos rácios dos resultados de uma alternativa em relação à outra (em cada caso estudado), para se confirmar, de uma forma mais clara, em qual das duas alternativas se observa uma melhoria. Assim, por exemplo, para o método X e para as alternativas A e B, calculou-se o rácio através da seguinte Equação (2).

$$\text{Rácio para o método X} = (PU_A - PU_B)/PU_A \quad (2)$$

Em que PU_A e PU_B correspondem aos resultados da pontuação única para as alternativas A e B, respetivamente.

Como um dos objetivos desta dissertação é a aplicação do método PEF, considerado o método mais recente para a avaliação dos impactos ambientais no contexto LCA, pretendeu-se conhecer a diferença entre os rácios obtidos para o método PEF e os rácios obtidos para os restantes métodos utilizados. Assim, para cada estudo de caso, dividiu-se o rácio obtido para o método X pelo rácio obtido para o método PEF. Esta análise permitiu, assim, conhecer o nível de exigência de cada método relativamente à melhoria estabelecida entre ambas as alternativas, tendo como base o que foi definido pelo método PEF.

3. Depois, para a obtenção das categorias mais relevantes consideradas por cada método, em ambas as alternativas de cada caso estudado, realizou-se uma análise de Pareto. Primeiro, considerando as pontuações finais (em Pt) para cada método e para cada alternativa, dividiram-se os valores obtidos de cada categoria de impacto pelo resultado do impacto total. De seguida, ordenaram-se esses quocientes (em percentagem), tendo sido somados depois os resultados maiores até que a sua soma fosse igual a 80%, podendo este valor ter sido excedido quando necessário. Deste modo, para cada método, as categorias de impacto mais relevantes correspondem a cerca de 80% da pontuação final. Pretendeu-se, assim, conhecer as categorias de impacto que são consideradas relevantes para as alternativas dos casos estudados, bem como o número de categorias relevantes consideradas por cada método.
4. Para além da análise anterior, as categorias de impacto relevantes obtidas através da análise de Pareto foram também analisadas por estudo de caso. Nesta análise, estas categorias foram classificadas em grupos e classes, de acordo com as semelhanças apresentadas entre as mesmas, como foi proposto por Carvalho et al. (2014). Foi observada, assim, uma abrangência crescente de níveis (categoria de impacto < grupo < classe) que permite clarificar os resultados obtidos.

5. Finalmente, relacionaram-se as análises anteriores com as diferenças existentes entre as alternativas, em cada estudo de caso. Primeiramente, considerou-se a possibilidade de uma relação dessas análises com os rácios calculados no ponto 2. Observando ambos os resultados, concluiu-se que essa relação não existe, pelo que os valores dos rácios não são justificados pelas categorias de impacto ou classes relevantes que os diferentes métodos consideram.

Uma outra relação possível, sendo que esta revelou-se bem-sucedida, consiste na comparação das análises efetuadas nos pontos 4 e 5 com as diferenças que existem entre as alternativas. Para isso, foram também realizadas algumas análises de sensibilidade.

Passo 4: Metodologia TOP-NORM

Através da análise das categorias de impacto, por método utilizado, realizada no ponto 4 do passo anterior, foi possível desenvolver a nova metodologia TOP-NORM, a qual permite a obtenção das categorias de impacto relevantes indicadas pela análise de Pareto, demonstrando a importância dos fatores de normalização para essa nomeação.

Passo 5: Criação da matriz LCIA-DSM

Através das análises das categorias de impacto, por método e por estudo de caso, realizadas nos pontos 4 e 5 do passo 3, foi possível criar a matriz LCIA-DSM (*Decision Support Matrix* para a utilização dos métodos LCIA), a qual poderá auxiliar os utilizadores na escolha do método LCIA mais adequado a aplicar numa avaliação de processos alternativos, de acordo com o número de categorias de impacto relevantes e a abrangência das classes *Resources*, *Human Health*, e *Ecological*.

5. Resultados e Discussão

5.1. Passos 1 e 2: Caracterização dos casos em estudo e Implementação no software SimaPro

Todos os casos referidos no capítulo anterior, foram então implementados no *software* SimaPro e, quando necessário, foram realizadas adaptações relativamente aos dados de *input/output* considerados. As tabelas que se encontram de seguida, resumem os dados de inventário implementados no *software*, para as alternativas A e B de cada caso estudado.

CS1: Recuperação do Clorofórmio (Mimoso et al., 2015)

As Tabelas 2 e 3 indicam os dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação das alternativas A e B deste caso, respetivamente.

Tabela 2 – Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo base (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Mistura total - A	11950,4	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Water, cooling, unspecified natural origin/kg	1278	ton
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Acetone E	5810	kg
	Trichloromethane{ <i>RER</i> } production Alloc Def, S	11900	kg
	Benzene{ <i>RER</i> } production Alloc Def, S	120	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S	161,6	GJ
Emissões para a água	Acetone	5806,3	kg
	Chloroform	7,1	kg
	Benzene	66,2	kg

Tabela 3 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo alternativo (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Mistura total - B	11969	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Water, cooling, unspecified natural origin/kg	897	ton
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Acetone E	5810	kg
	Trichloromethane{ <i>RER</i> } production Alloc Def, S	11900	kg
	Ethyl tert-butyl ether { <i>RER</i> } production, from bioethanol Alloc Def, S	33,3	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S	113,7	GJ
Emissões para a água	Acetone	5774,3	kg

CS2: Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado (Mattila et al., 2014)

As Tabelas 4 e 5 indicam os dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação das alternativas A e B deste caso, respetivamente.

Tabela 4 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo tradicional (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	PCC - A	1	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Carbon dioxide, in air	0,65	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Lime (burnt) ETH S	0,63	kg
	Process water, ion exchange, production mix, at plant, from surface water RER S	6	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Heat, district or industrial, other than natural gas { <i>RoW</i> } heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW Alloc Def, S	3,75	MJ
	Electricity, high voltage { <i>FI</i> } market for Alloc Deff, S	0,28	kWh
Emissões para o ar	Carbon dioxide	0,20	kg
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento	Inert waste, for final disposal (waste treatment) { <i>CH</i> } treatment of inert waste, inert material landfill Alloc Deff, S	0,08	kg

Tabela 5 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo Slag2PCC (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	PCC - B	1	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Carbon dioxide, in air	0,44	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Ammonium chloride {GLO} production Alloc Def, S	5,34	g
	Process water, ion exchange, production mix, at plant, from surface water RER S	6	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Process steam from heavy fuel oil, heat plant, consumption mix, at plant, MJ FI S	37,50	MJ
	Electricity, high voltage {FI} market for Alloc Def, S	0,28	kWh
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento	Landfill of gas/inert waste EU-27	0,70	kg

CS3: Produção de Biodiesel (Farrell e Cavanagh, 2014)

No *software* SimaPro, foram inicialmente criados os processos de produção para cada combustível, não sendo considerada a etapa referente à sua utilização final. As Tabelas 6 e 7 indicam os dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação dos processos de produção para as alternativas A e B, respectivamente.

Finalmente, realizou-se uma outra implementação no *software*, considerando os dados de inventário referentes à produção do combustível e às emissões produzidas durante a combustão, os quais se encontram nas Tabelas 8 e 9 para os processos de produção e de utilização final das alternativas A e B, respectivamente.

Tabela 6 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo de produção para o biodiesel NVO (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Biodiesel - A	0,868	kg
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos evitados	Glycerine {US} esterification of soybean oil Alloc Def, S	0,095	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Rape seed oil, in supermarket	0,900	kg
	Methanol, at plant/RNA	0,158	kg
	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Def, S	0,007	kg
	Tap water, at user {RoW} market for Alloc Def, S	1500	g
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Electricity, medium voltage {WECC, US only} market for Alloc Def, S	0,316	kWh
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Resíduos e emissões para tratamento	Waste water – untreated, EU-27S	1598	g

Tabela 7 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo de produção para o biodiesel WVO (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Biodiesel - B	0,862	kg
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos evitados	Glycerine {US} esterification of soybean oil Alloc Def, S	0,094	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Water, cooling, drinking	1500	g
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Used vegetable cooking oil {GLO} market for Conseq, S	0,894	kg
	Methanol, at plant/RNA	0,158	kg
	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Def, S	0,007	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Electricity, medium voltage {WECC, US only} market for Alloc Def, S	0,316	kWh
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica.	Waste water – untreated, EU-27S	1599	g

Tabela 8 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação dos processos de produção e utilização final para o biodiesel NVO (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Biodiesel final - A	1	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Biodiesel - A	1	kg
Emissões para o ar	Carbon monoxide, biogenic	4,97E-3	kg
	Carbon dioxide, biogenic	1,7	kg
	Nitrogen oxides	4,49E-3	kg

Tabela 9 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação dos processos de produção e utilização final para o biodiesel WVO (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Biodiesel final - B	1	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Biodiesel - B	1	kg
Emissões para o ar	Carbon monoxide, biogenic	4,98E-3	kg
	Carbon dioxide, biogenic	1,68	kg
	Nitrogen oxides	4,47E-3	kg

CS4: Remoção de Nitratos (Chiueh et al., 2011)

As Tabelas 10 e 11 indicam os dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação das alternativas A e B deste caso, respectivamente.

Tabela 10 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo D (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Caso D (A)	0,325	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Palladium	81,25	g
	Nitrogen	497048	g
	Carbon dioxide, in air	60,02	kg
	Zinc	1625	g
	Gas, natural/kg	19,1	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Hydrogen chloride gas, production mix for PVC production, at plant RER	1,46	kg
	Sulfuric acid {GLO} market for Alloc Def, S	33,42	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Electricity, high voltage {TW} market for Alloc Def, S	44418	kWh
	Transport, passenger car {RoW} market for Alloc Def, S	448,22	km
Emissões para o ar	Nitrogen	0,26	kg
	Nitrite	0,07	kg

Tabela 11 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo E (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Caso E (B)	0,325	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Palladium	12,19	g
	Nitrogen	679860,5	g
	Carbon dioxide, in air	60,02	kg
	Copper	20,13	g
	Gas, natural/kg	19,1	kg
	Iron	8,83	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Hydrogen (cracker) E	2,63	kg
	Sulfuric acid {GLO} market for Alloc Def, S	33,42	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Electricity, high voltage {TW} market for Alloc Def, S	79084	kWh
	Transport, passenger car {RoW} market for Alloc Def, S	448,22	km
Emissões para o ar	Nitrogen	0,08	kg
	Nitrite	0,25	kg

CS5: Produção de Tolueno - HDA (Furtado, 2014)

As Tabelas 12 e 13 indicam os dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação das alternativas A e B deste caso, respectivamente.

Tabela 12 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo base (alternativa A).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Mistura total - A	9351	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Water, cooling, unspecified natural origin/kg	785	ton
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Hydrogen (cracker) E	493	kg
	Methane, 96% by volume, from biogas, from medium pressure network, at service station {GLO} market for Alloc Def, S	207	kg
	Toluene, liquid {RER} production Alloc Def, S	11460	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S	49,97	GJ
	Electricity, high voltage {PT} production mix Alloc Def, S	232	kWh
Emissões para o ar	Benzene	138	kg
	Hydrogen	246	kg
	Methane	2198	kg
	Toluene	18	kg
Emissões para a água	Bifenilo	207	kg
	Tolueno	0,381	kg

Tabela 13 - Dados de *input/output* definidos no *software* para a avaliação do processo alternativo (alternativa B).

Tipo de <i>input/output</i>	Nome definido no <i>software</i> SimaPro	Quantidade	Unidade
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos	Mistura total - B	9508	kg
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	Water, cooling, unspecified natural origin/kg	644	ton
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	Hydrogen (cracker) E	251	kg
	Methane, 96% by volume, from biogas, from medium pressure network, at service station {GLO} market for Alloc Def, S	105	kg
	Toluene, liquid {RER} production Alloc Def, S	11460	kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	Process steam from natural gas, heat plant, consumption mix, at plant, MJ PT S	43,55	GJ
	Electricity, high voltage {PT} production mix Alloc Def, S	125	kWh
Emissões para o ar	Benzene	4	kg
	Hydrogen	3	kg
	Methane	2100	kg
	Toluene	0,03	kg
Emissões para a água	Bifenilo	201	kg
	Tolueno	0,388	kg

5.2. Passo 3: Análise de Resultados

5.2.1. Análise da Pontuação Final de cada método

Para cada um dos casos em estudo apresentados no capítulo anterior, foram avaliadas e comparadas duas alternativas (A e B), tendo como base os resultados obtidos no *software* SimaPro. Nas Tabelas 14 - 18, encontram-se resumidos os resultados referentes à última etapa do procedimento de avaliação de impactos ambientais, ou seja, a pontuação final (ou resultado final único) de cada método (em Pt), para cada alternativa em cada um dos casos estudados. Deste modo, a alternativa que apresenta a menor pontuação (em Pt) corresponde à alternativa mais sustentável, considerando apenas o ponto de vista quantitativo da avaliação. O método PEF indicado na análise que se segue corresponde à metodologia proposta no passo 2 (descrito no capítulo anterior), enquanto que o método ILCD corresponde ao método ILCD 2011 Midpoint, incluindo também os cálculos adicionais referentes às operações de normalização e de ponderação.

Tabela 14 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da recuperação do clorofórmio.

Métodos	Alternativas	
	Clorofórmio – Benzeno (A)	Clorofórmio – MPE (B)
	Pontuação Final (em Pt)	Pontuação Final (em Pt)
Eco-indicator 99	6,06E+03	5,64E+03
EDIP 2003	2,85E+04	2,69E+04
EPS 2000	3,98E+04	3,77E+04
IMPACT 2002+	1,85E+01	1,76E+01
ReCiPe	7,83E+03	7,43E+03
PEF	5,17E+02	5,15E+02
ILCD	7,20E+02	7,17E+02

Tabela 15 - Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de carbonato de cálcio precipitado (PCC).

Métodos	Alternativas	
	PCC – Tradicional (A)	PCC – Slag2PCC (B)
	Pontuação Final (em Pt)	Pontuação Final (em Pt)
Eco-indicator 99	4,23E-02	2,92E-01
EDIP 2003	2,44E-03	4,04E-03
EPS 2000	4,72E-01	1,21E+00
IMPACT 2002+	3,49E-04	1,01E-03
ReCiPe	1,11E-01	3,46E-01
PEF	1,70E-03	2,30E-03
ILCD	7,17E-03	7,48E-03

Tabela 16 - Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de biodiesel.

Métodos	Alternativas	
	Biodiesel – NVO (A)	Biodiesel – WVO (B)
	Pontuação Final (em Pt)	Pontuação Final (em Pt)
Eco-indicator 99	3,14E+00	6,59E+00
EDIP 2003	1,70E-02	1,10E-02
EPS 2000	1,07E+00	1,26E+00
IMPACT 2002+	1,75E-03	1,50E-03
ReCiPe	7,15E-01	3,12E-01
PEF	8,68E-03	9,47E-03
ILCD	1,57E-02	3,58E-02

Tabela 17 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da remoção de nitratos.

Métodos	Alternativas	
	Nitratos – Pd/ZnO (A)	Nitratos – Pd-Cu/FeO (B)
	Pontuação Final (em Pt)	Pontuação Final (em Pt)
Eco-indicator 99	1,91E+03	3,39E+03
EDIP 2003	1,14E+02	2,03E+02
EPS 2000	6,17E+05	1,13E+05
IMPACT 2002+	1,23E+01	2,19E+01
ReCiPe	3,30E+03	5,82E+03
PEF	9,24E+01	1,35E+02
ILCD	2,59E+02	4,47E+02

Tabela 18 – Pontuações finais de cada método (em Pt), para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno.

Métodos	Alternativas	
	Tolueno – Base (A)	Tolueno – Proposta (B)
	Pontuação Final (em Pt)	Pontuação Final (em Pt)
Eco-indicator 99	4,45E+03	4,28E+03
EDIP 2003	5,99E+02	1,18E+02
EPS 2000	2,24E+04	2,08E+04
IMPACT 2002+	1,07E+01	9,91E+00
ReCiPe	5,94E+03	5,70E+03
PEF	7,58E+01	7,01E+01
ILCD	8,89E+01	8,06E+01

Como se pode observar nas tabelas anteriores, os resultados dos diferentes métodos demonstram que, para certos casos, não existe um consenso relativamente à alternativa considerada mais sustentável. De seguida, este facto será mostrado de uma forma mais clara.

5.2.2. Análise dos rácios dos resultados das alternativas

5.2.2.1. Cálculo dos rácios dos resultados das alternativas

Os rácios calculados para cada método e para cada estudo de caso encontram-se na Tabela 19, confirmando-se o seguinte:

⇒ Para os casos da recuperação do clorofórmio (*Clorofórmio*), da produção de carbonato de cálcio precipitado (*PCC*), e da produção de tolueno (*Tolueno*), os rácios tomam valores com o mesmo sinal para todos os métodos utilizados. Ou seja, nestes casos, todos os métodos estão de acordo relativamente à escolha da alternativa mais sustentável.

⇒ Para o caso da produção de biodiesel (*Biodiesel*) e para o caso da remoção de nitratos (*Nitratos*), não existe um consenso entre os vários métodos relativamente à escolha da alternativa mais sustentável, uma vez que os rácios nestes casos apresentam valores com sinais diferentes.

Tabela 19 – Rácios das alternativas, para cada método e para cada estudo de caso.

Métodos	R Clorofórmio (%)	R PCC (%)	R Biodiesel (%)	R Nitratos (%)	R Tolueno (%)
Eco-indicator 99	7,03	-592,15	-109,50	-77,42	3,80
EDIP 2003	5,74	-65,57	35,29	-78,07	80,36
EPS 2000	5,31	-156,36	-17,76	81,69	7,02
IMPACT 2002+	4,86	-189,40	14,29	-78,05	7,63
ReCiPe	5,11	-211,71	56,36	-76,36	4,09
PEF	0,38	-35,65	-9,04	-46,14	7,60
ILCD	0,46	-4,28	-127,75	-72,71	9,30

5.2.2.2. Análise dos rácios dos resultados das alternativas, com base nos rácios do método PEF

CS1: Recuperação do Clorofórmio

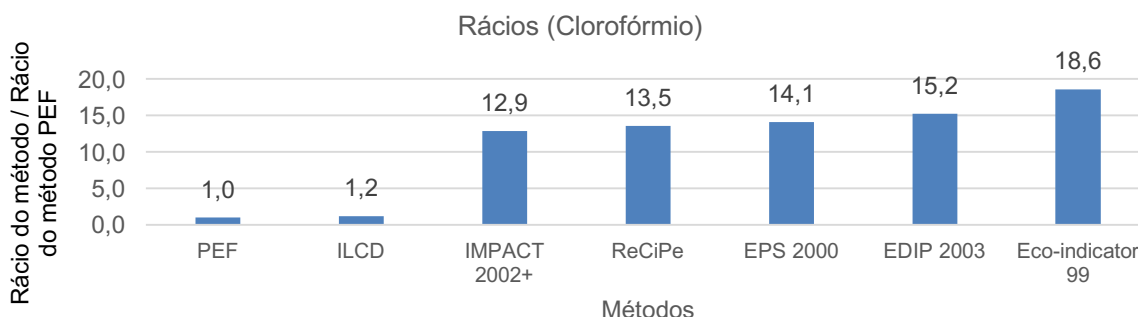


Figura 18 – Diferença entre os rácios para o caso da recuperação do clorofórmio.

Através da análise da Figura 18, verifica-se para o caso da recuperação do clorofórmio o seguinte:

⇒ Confirma-se que todos os métodos são coerentes relativamente à eleição da alternativa mais sustentável, uma vez que todos os resultados tomam valores com o mesmo sinal. Isto é, todos os métodos demonstram que a alternativa que resulta numa melhoria é aquela que utiliza MPE como solvente, como se constata também através da Tabela 14.

⇒ O método PEF é o método que apresenta a menor diferença de uma alternativa em relação à outra, o que significa que poderá ser considerado o método mais exigente. Isto é, comparando os métodos que têm os valores extremos, para o método PEF, a diferença entre as duas alternativas avaliadas é cerca de dezanove vezes inferior à diferença considerada pelo método Eco-indicator 99.

⇒ Relativamente à exigência dos métodos, estes resultados podem ser agrupados em dois grupos. Um grupo inclui os métodos PEF e ILCD, e o outro grupo inclui os restantes métodos, apesar do método Eco-indicator 99 estar ligeiramente mais destacado.

CS2: Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado (PCC)

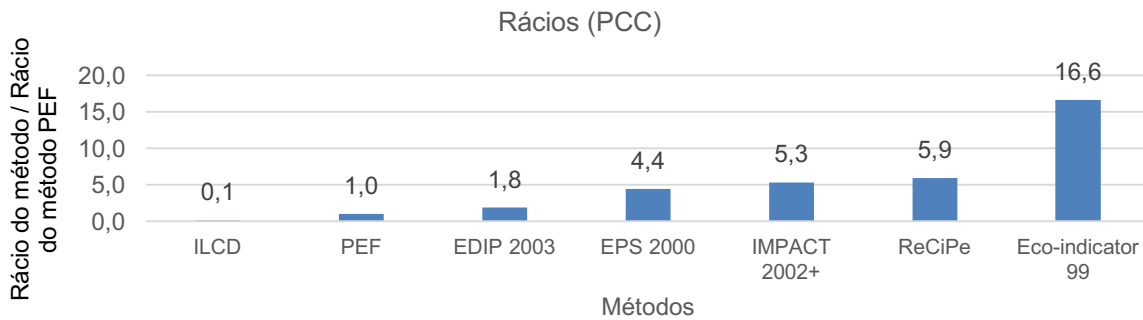


Figura 19 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado (PCC).

Através da análise da Figura 19, verifica-se para o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado o seguinte:

- ⇒ À semelhança do caso anterior, mais uma vez, também se confirma que todos os métodos são coerentes relativamente à eleição da alternativa mais sustentável, uma vez que todos os resultados tomam valores com o mesmo sinal. Isto é, todos os métodos demonstram que a alternativa que resulta numa melhoria é aquela que corresponde à utilização da metodologia tradicional, como se constata também através da Tabela 15.
- ⇒ O método ILCD é o método que apresenta a menor diferença de uma alternativa em relação à outra, o que significa que poderá ser considerado um método ainda mais exigente que o método PEF.
- ⇒ Relativamente à exigência dos métodos, estes resultados podem ser agrupados em dois grupos. Um grupo inclui os métodos ILCD, PEF e EDIP 2003, enquanto que outro grupo inclui os métodos EPS 2000, IMPACT 2002+ e ReCiPe. O método Eco-indicator 99 destaca-se significativamente, sendo mais uma vez o que apresenta uma maior diferença de uma alternativa em relação à outra e, esta diferença é cerca de dezassete vezes superior à obtida para o método PEF.

CS3: Produção de Biodiesel

Através da análise da Figura 20, verifica-se para o caso da produção de biodiesel o seguinte:

- ⇒ Contrariamente ao que foi observado anteriormente, e como já foi referido, os métodos não são coerentes relativamente à eleição da alternativa mais sustentável, uma vez que os resultados tomam valores com sinais diferentes. Isto é, os métodos ReCiPe, EDIP 2003 e IMPACT 2002+ demonstram que a alternativa que resulta numa melhoria é aquela que utiliza óleo vegetal usado, enquanto que os restantes métodos demonstram que é a alternativa que utiliza óleo vegetal novo, como se constata também através da Tabela 16. Esta diferença que se verifica relativamente à

escolha da alternativa mais sustentável poderá ser explicada pelas categorias de impacto que os métodos consideram, como se explicará na secção 5.2.5 desta dissertação.

- ⇒ Mais uma vez, o método PEF é o método que apresenta a menor diferença de uma alternativa em relação à outra, o que significa que poderá ser considerado o método mais exigente.
- ⇒ O método Eco-indicator 99 continua a destacar-se, embora seja o método ILCD que apresenta a maior diferença de uma alternativa em relação à outra, sendo cerca de catorze vezes superior ao valor apresentado para o método PEF.
- ⇒ Relativamente à exigência dos métodos, estes resultados podem ser agrupados em três grupos. Um primeiro grupo inclui os métodos PEF, IMPACT 2002+ e EPS 2000. Um segundo grupo inclui os métodos EDIP 2003 e ReCiPe. Finalmente, o último grupo é constituído pelos métodos Eco-indicator 99 e ILCD.

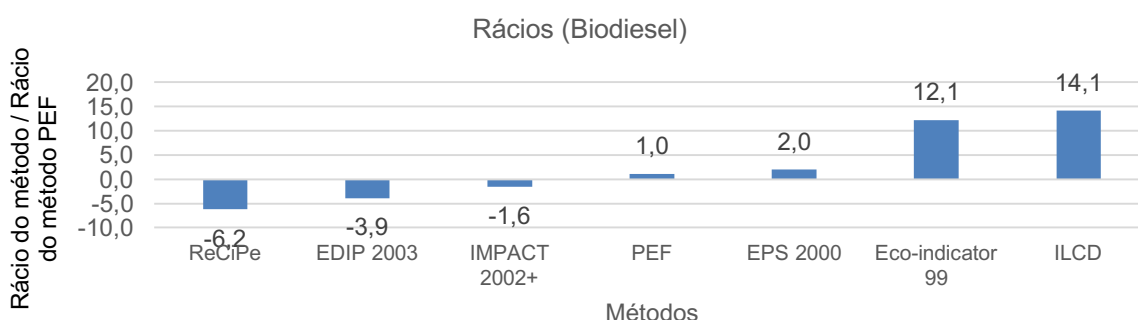


Figura 20 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de biodiesel.

CS4: Remoção de Nitratos

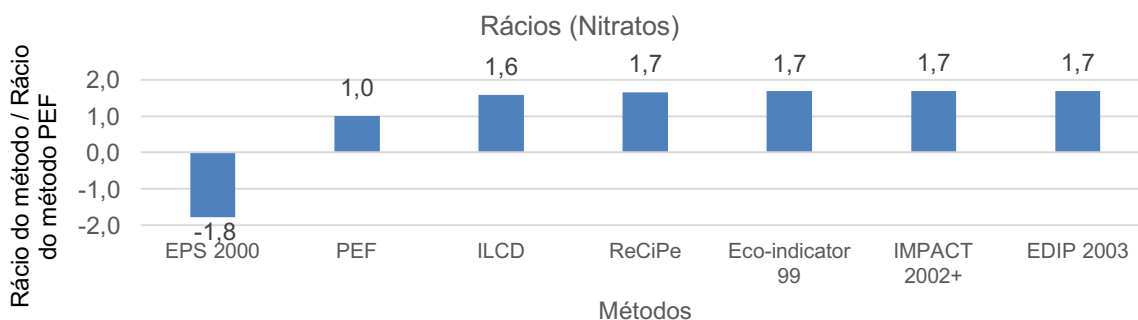


Figura 21 - Diferença entre os rácios para o caso da remoção de nitratos.

Através da análise da Figura 21, verifica-se para o caso da remoção de nitratos o seguinte:

- ⇒ Confirma-se, mais uma vez, que todos os métodos são coerentes relativamente à eleição da alternativa mais sustentável, à exceção do método EPS 2000, uma vez que este apresenta um resultado com sinal diferente dos restantes. Isto é, à exceção do método EPS 2000, todos os métodos demonstram que a alternativa que resulta numa melhoria é aquela que utiliza a tecnologia Pd/ZnO, como se constata também através da Tabela 17.

- ⇒ Novamente, o método PEF é o método que apresenta a menor diferença de uma alternativa em relação à outra, o que significa que poderá ser considerado o método mais exigente.
- ⇒ Em termos de valores absolutos, os resultados de todos os métodos são bastante próximos, existindo apenas um único grupo de resultados, relativamente à exigência dos métodos.

CS5: Produção de Tolueno

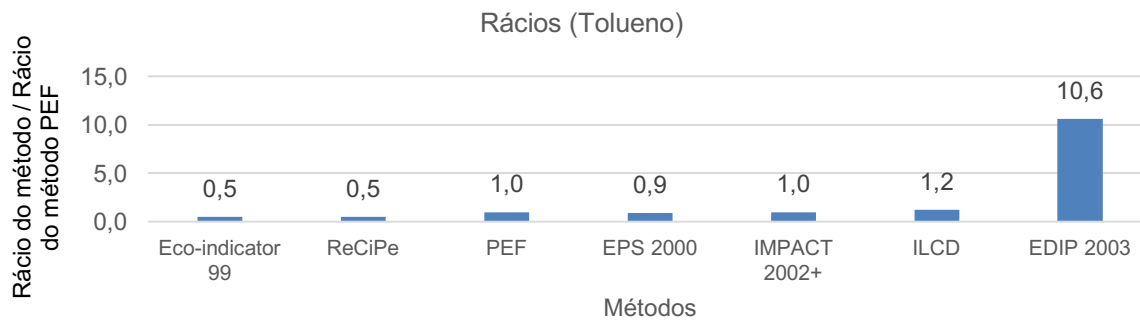


Figura 22 - Diferença entre os rácios para o caso da produção de tolueno.

Através da análise da Figura 22, verifica-se para o caso da produção de tolueno o seguinte:

- ⇒ Confirma-se que todos os métodos são coerentes relativamente à eleição da alternativa mais sustentável, uma vez que todos os resultados tomam valores com o mesmo sinal. Isto é, todos os métodos demonstram que a alternativa que resulta numa melhoria para este processo é a alternativa proposta, como se constata também através da Tabela 18.
- ⇒ Para os métodos Eco-indicator 99 e ReCiPe, foram obtidos valores semelhantes, sendo estes os métodos que apresentam a menor diferença de uma alternativa em relação à outra, o que significa que poderão ser considerados os métodos mais exigentes.
- ⇒ O método que se destaca mais é o método EDIP 2003, sendo a diferença de uma alternativa em relação à outra, cerca de onze vezes superior à diferença obtida para o método PEF. Para os restantes métodos, os resultados apresentam, aproximadamente, o mesmo patamar de valores.
- ⇒ Relativamente à exigência dos métodos, estes resultados podem ser agrupados, assim, num único grupo, com a exceção do método EDIP 2003.

Resumo

A Figura 23 resume as diferenças entre os rácios de todos os métodos, com base nos rácios obtidos para o método PEF, para cada estudo de caso, tendo-se verificado o seguinte:

- ⇒ A escolha do método utilizado pode influenciar a decisão sobre qual a alternativa mais sustentável num determinado caso, quando esta não é a mesma para todos os métodos, comprovando-se o problema da falta de consenso existente relativamente à fase de avaliação de impactos ambientais no procedimento da avaliação do ciclo de vida (LCA).

- ⇒ Dependendo do caso, os métodos demonstraram exigências diferentes sobre a melhoria considerada de uma alternativa em relação à outra, embora geralmente, o método PEF seja considerado o método mais exigente.
- ⇒ Verifica-se, também, que “cada caso é um caso”, pelo que aparentemente não existe uma relação entre os rácios calculados para os vários métodos, em todos os casos estudados.

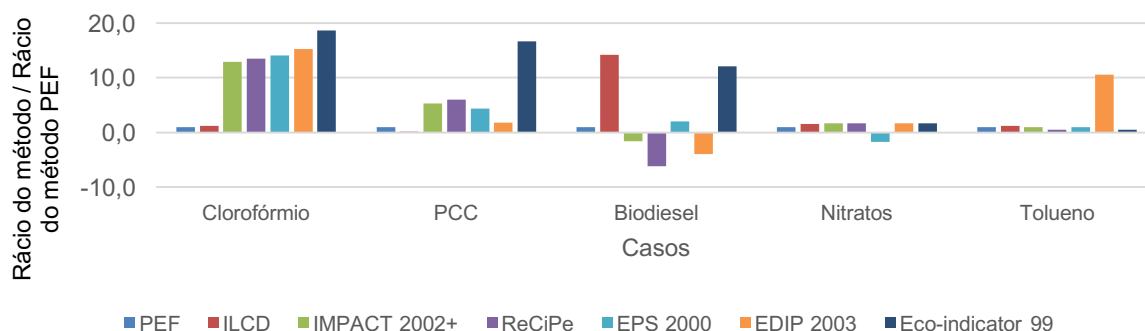


Figura 23 – Rácios dos resultados de uma alternativa em relação à outra, para todos os métodos e em cada estudo de caso, com base nos rácios obtidos para o método PEF.

5.2.3. Análise das categorias de impacto relevantes, por método

Os gráficos representados nas Figuras 24 - 30 apresentam as categorias de impacto que foram consideradas mais relevantes por cada método, nas alternativas avaliadas dos cinco casos estudados.

Método Eco-indicator 99

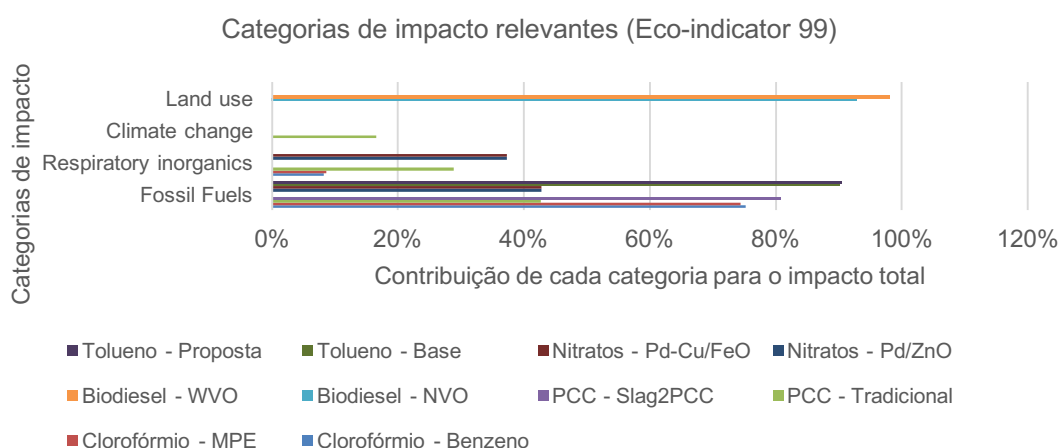


Figura 24 – Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método Eco-indicator 99.

Através da análise da Figura 24, observa-se que apenas quatro categorias de impacto são consideradas relevantes no conjunto dos cinco casos, tendo em conta que para este método são

contempladas onze categorias de impacto. Além disso, as categorias de impacto *Fossil fuels* e *Respiratory inorganics* são consideradas relevantes em vários casos.

Método EDIP 2003

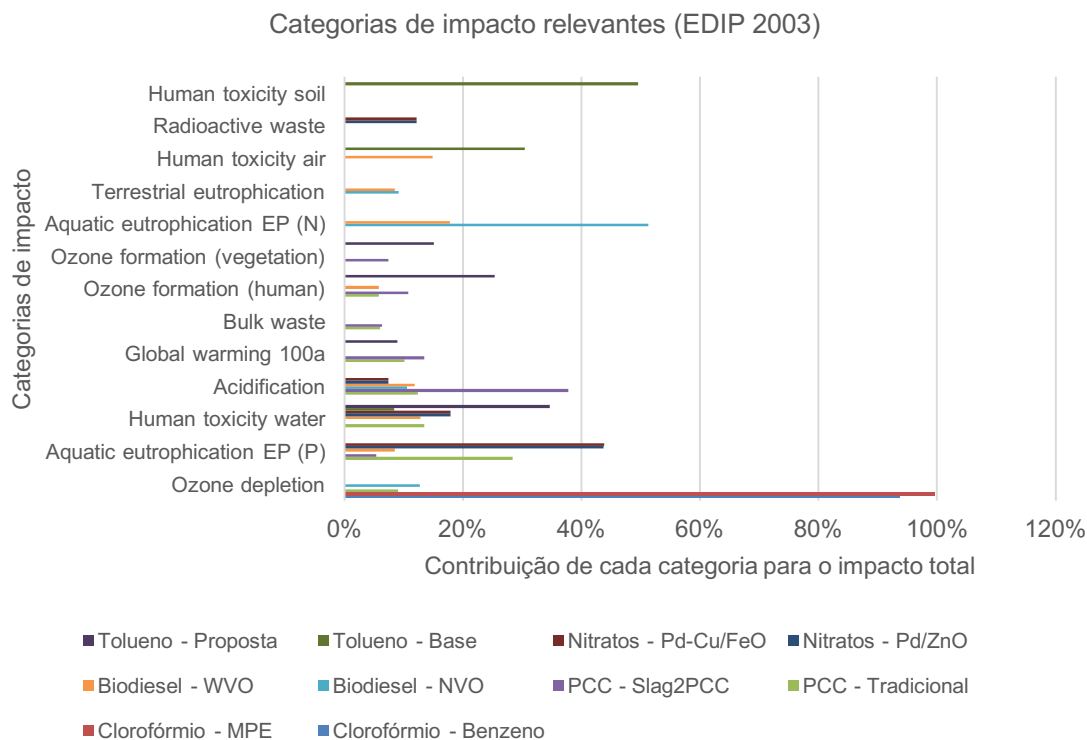


Figura 25 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método EDIP 2003.

Através da análise da Figura 25, observa-se um maior número de categorias de impacto consideradas relevantes. Ainda assim, é possível constatar que as categorias de impacto *Ozone depletion*, *Aquatic eutrophication EP (P)*, *Human toxicity water*, *Acidification*, e *Ozone formation (human)* são consideradas em vários casos.

Método IMPACT 2002+

Através da análise da Figura 26, observa-se que apenas seis categorias de impacto são consideradas relevantes no conjunto dos cinco casos, tendo em conta que para este método são contempladas quinze categorias de impacto. Além disso, as categorias de impacto *Non-renewable energy*, *Global warming* e *Respiratory inorganics* são consideradas relevantes em vários casos.

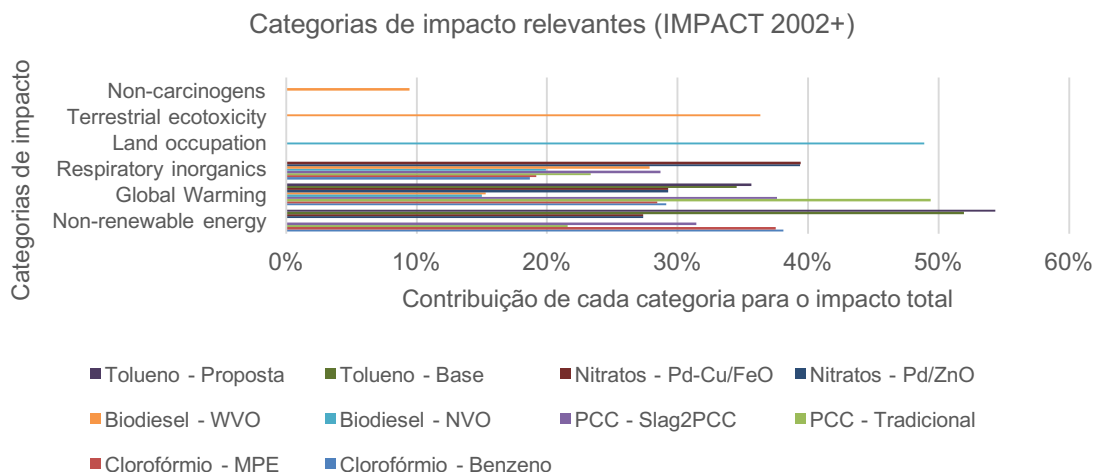


Figura 26 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método IMPACT 2002+.

Método ReCiPe

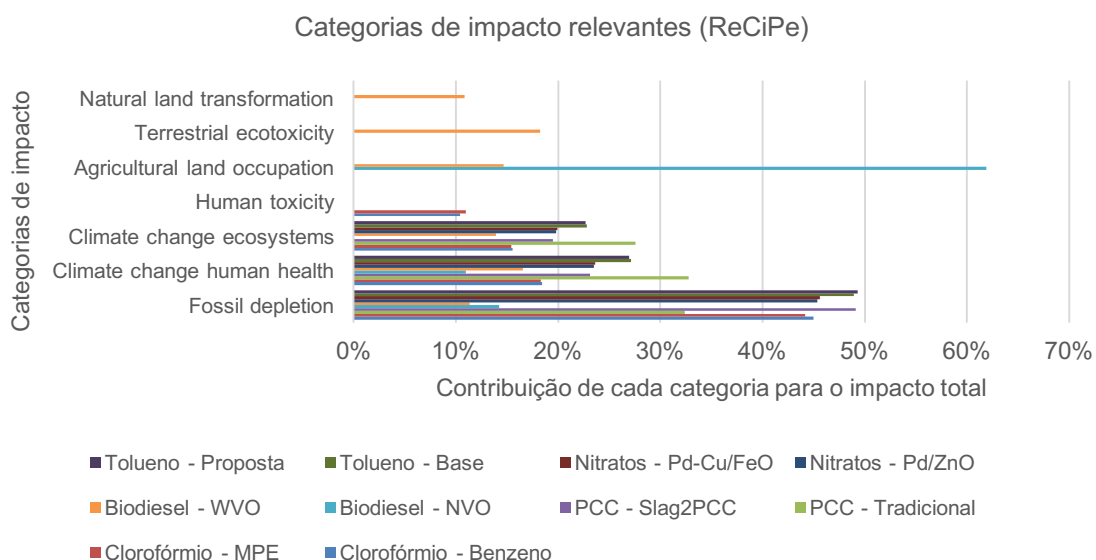


Figura 27 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método ReCiPe.

Através da análise da Figura 27, observa-se que apenas sete categorias de impacto são consideradas relevantes no conjunto dos cinco casos, tendo em conta que para este método são contempladas dezassete categorias de impacto. Além disso, as categorias de impacto *Climate change* e *Fossil depletion* são consideradas relevantes em vários casos.

Método EPS 2000

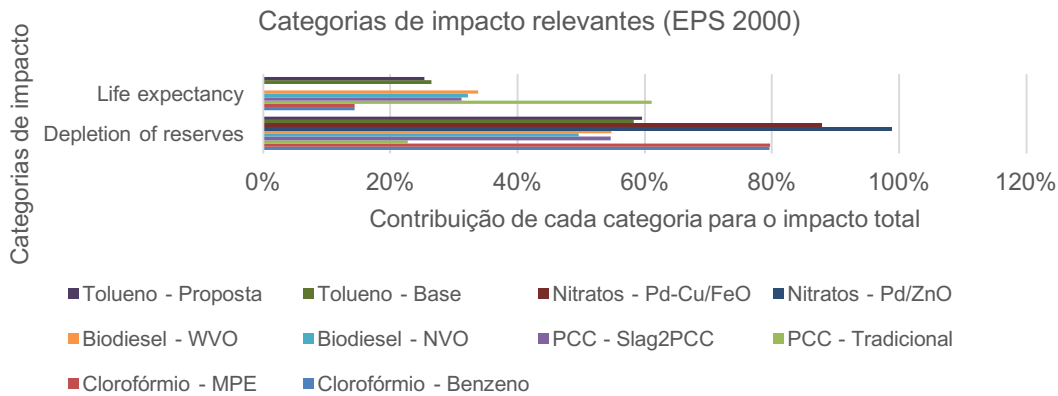


Figura 28 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método EPS 2000.

Através da análise da Figura 28, observa-se que apenas duas categorias de impacto (*Depletion of reserves* e *Life expectancy*) são consideradas relevantes no conjunto dos cinco casos, tendo em conta que para este método são contempladas treze categorias de impacto. Este método revela-se, assim, pouco eficiente e limitado, por indicar sempre estas categorias com um peso considerável, independentemente do caso que esteja a ser avaliado.

Método ILCD

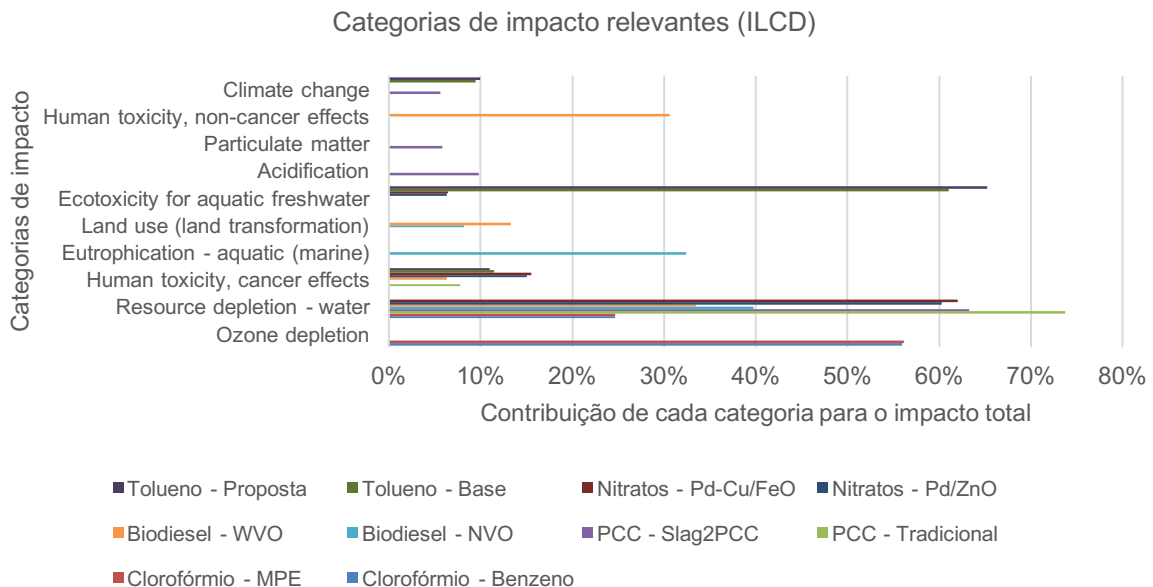


Figura 29 - Categorias de impacto mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método ILCD.

Através da análise da Figura 29, observa-se um maior número de categorias de impacto consideradas relevantes. Ainda assim, é possível constatar que as categorias de impacto *Resource*

depletion - water, *Human toxicity - cancer effects* e *Ecotoxicity for aquatic fresh water* são consideradas em vários casos.

Método PEF

Através da análise da Figura 30, à semelhança do método anterior, observa-se um maior número de categorias de impacto consideradas relevantes. Ainda assim, é possível constatar que as categorias de impacto *Human toxicity – cancer effects*, *Ecotoxicity for aquatic fresh water*, e *Particulate matter* são consideradas em vários casos.

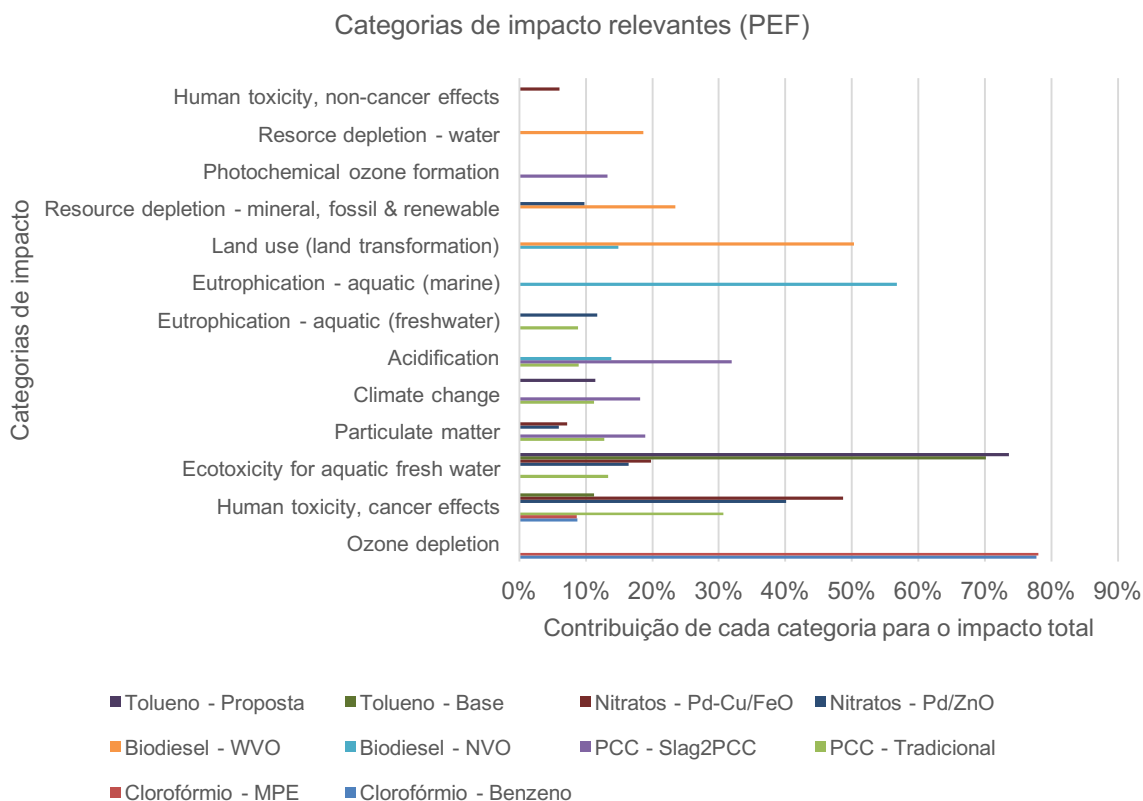


Figura 30 - Categorias mais relevantes para as alternativas de cada caso, relativamente ao método PEF.

Resumo

⇒ Os métodos Eco-indicator 99, EPS 2000, IMPACT 2002+ e ReCiPe apresentam um reduzido número de categorias de impacto relevantes face ao número total de categorias contempladas por estes métodos. Este facto reflete-se numa grande concentração de algumas alternativas dos casos em algumas destas categorias de impacto.

⇒ Pelo contrário, os métodos EDIP 2003, ILCD e PEF apresentam um espectro maior de categorias de impacto consideradas relevantes, refletindo-se numa concentração menor das alternativas dos vários casos nas categorias consideradas. Deste modo, estes métodos revelam-se mais equilibrados, na medida em que distribuem a relevância para o impacto total por mais categorias de impacto.

5.2.4. Análise das categorias de impacto relevantes, por estudo de caso

A análise que se segue apresenta as categorias de impacto que foram consideradas mais relevantes por alternativa de cada caso, para todos os métodos aplicados. Nesta análise, as categorias de impacto relevantes foram posteriormente classificadas em grupos e classes, de acordo com as semelhanças apresentadas entre as mesmas, como foi proposto por Carvalho et al. (2014).

Alternativas do CS1: Recuperação do Clorofórmio

(A) Clorofórmio – Benzeno

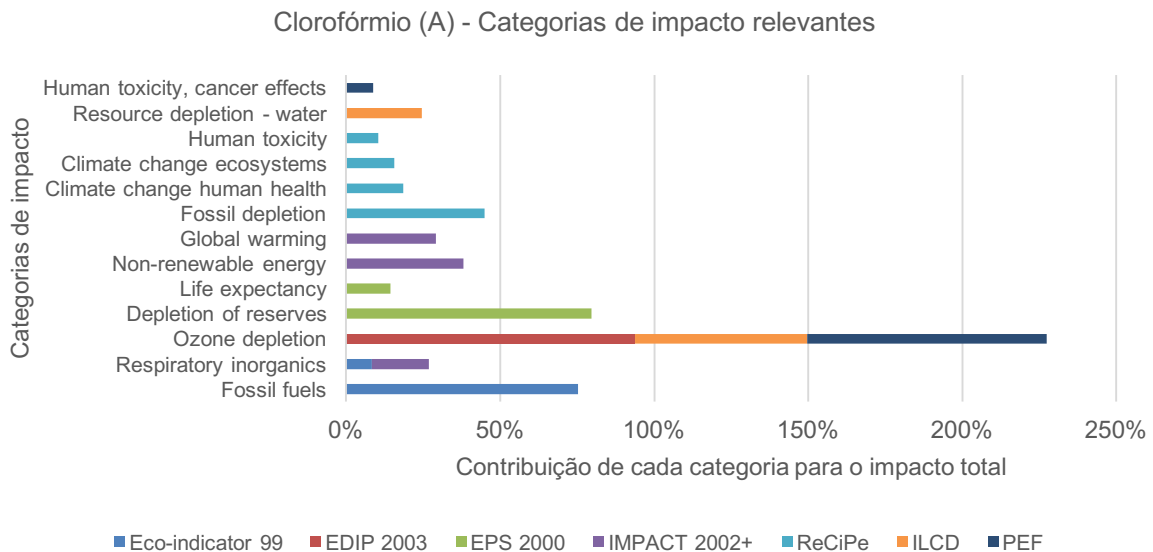


Figura 31 – Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – Benzeno.

Através da análise da Figura 31, verifica-se que algumas categorias de impacto são consideradas relevantes por mais do que um método:

- ⇒ Os métodos PEF, ILCD e EDIP 2003 têm em comum a categoria *Ozone depletion*;
- ⇒ O método IMPACT 2002+ tem uma categoria em comum com o método Eco-indicator 99, a categoria *Respiratory inorganics*.

Posteriormente, através da análise da Figura 32, pode ser acrescentado o seguinte:

- ⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum ao método IMPACT 2002+ (o grupo *Global warming*) e um grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable – fossil*).

Clorofórmio (A) - Grupos das categorias de impacto relevantes

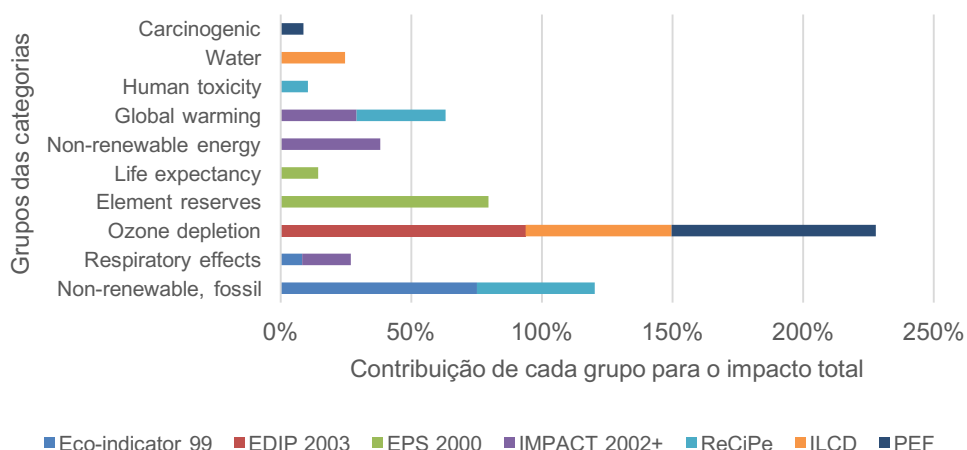


Figura 32 – Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio - Benzeno.

(B) Clorofórmio – MPE

Através da análise das Figuras C. 1 e C. 2 no Anexo C, verifica-se que, para esta alternativa e consoante o método utilizado, as categorias de impacto mais relevantes são as mesmas que foram observadas na alternativa anterior e, conseqüentemente, os grupos às quais pertencem também são os mesmos.

➤ Classes das categorias de impacto consideradas em ambas as alternativas

Finalmente, observando a Figura 33, verifica-se o seguinte:

- ⇒ Comparando as duas alternativas A e B, em cada método, as classes das categorias de impacto consideradas relevantes são as mesmas para ambas as alternativas;
- ⇒ Os métodos PEF e ILCD concedem ambos um peso maior à classe *Ecological*. No entanto, o método PEF considera também a classe *Human Health*, enquanto que o método ILCD considera a classe *Resources*;
- ⇒ O método EDIP 2003 considera apenas a classe *Ecological*;
- ⇒ Os métodos IMPACT 2002+ e ReCiPe concedem pesos semelhantes às três classes existentes;
- ⇒ Os métodos Eco-indicator 99 e EPS 2000 concedem um peso maior à classe *Resources* e um peso inferior à classe *Human Health*, excluindo a classe *Ecological*.

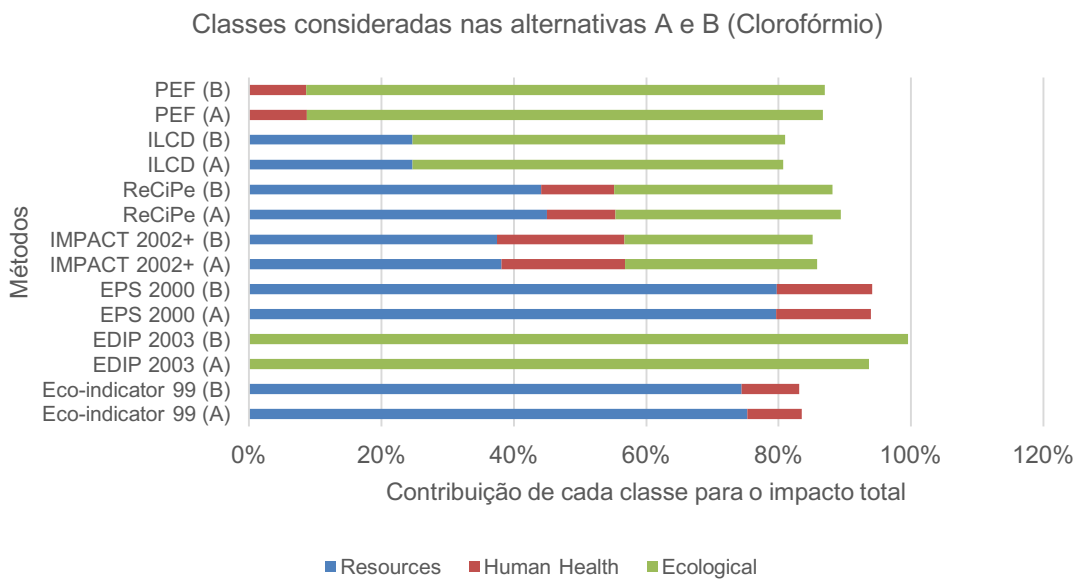


Figura 33 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da recuperação do clorofórmio.

Alternativas do CS2: Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado

(A) PCC – Tradicional

Através da análise da Figura 34, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

- ⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum a categoria *Human toxicity – cancer effects*;
- ⇒ O método EDIP 2003 tem duas categorias em comum com o método PEF, as categorias *Eutrophication – aquatic (freshwater)* e *Acidification*;
- ⇒ O método Eco-indicator 99 tem uma categoria em comum com o método PEF, a categoria *Climate change*;
- ⇒ O método IMPACT 2002+ tem uma categoria em comum com o método Eco-indicator 99 (*Respiratory inorganics*), e uma categoria em comum com o método EDIP 2003 (*Global warming*).

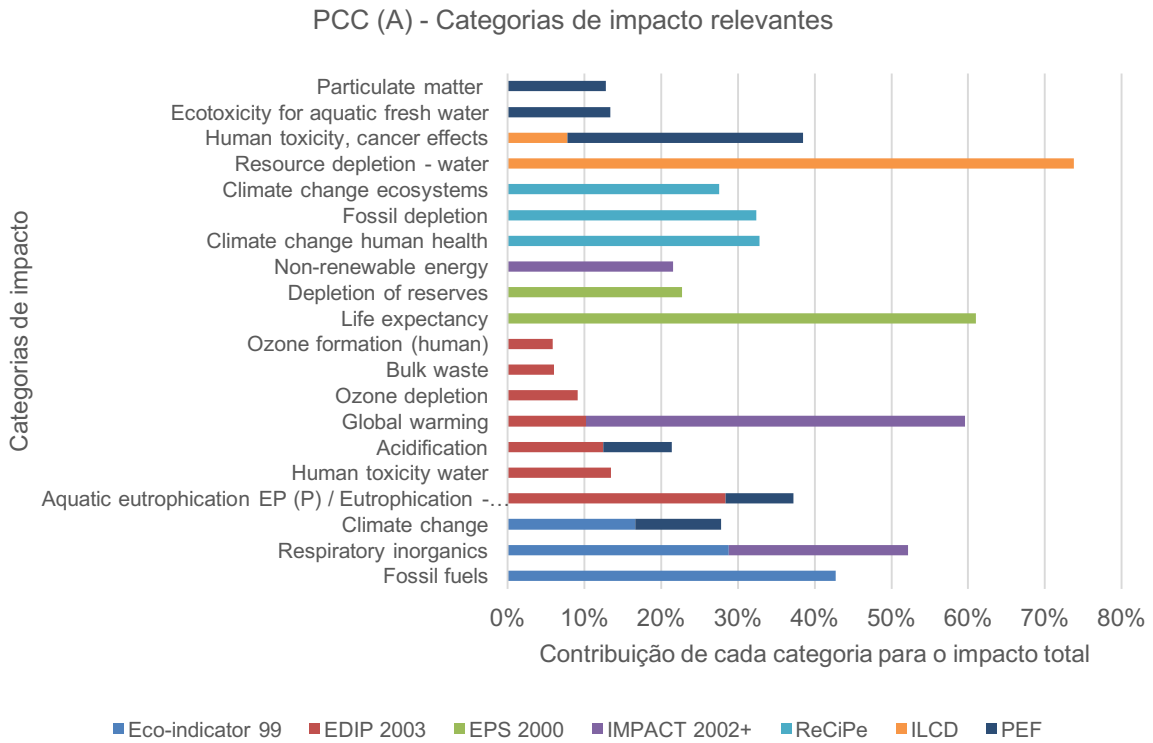


Figura 34 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC - Tradicional.

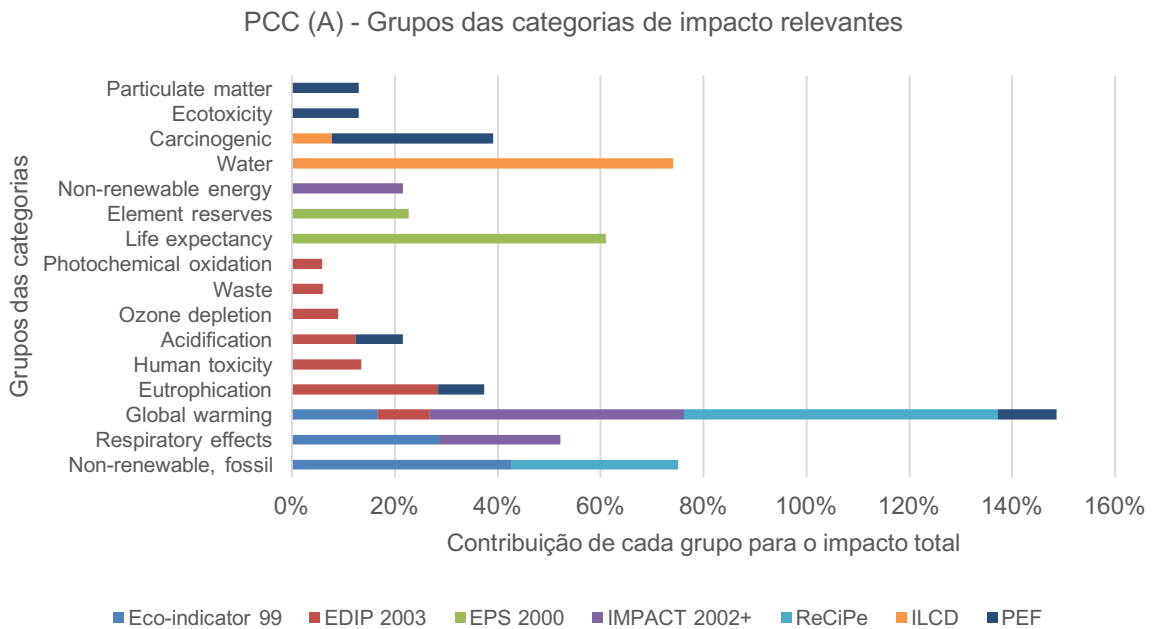


Figura 35 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC - Tradicional.

Através da análise da Figura 35, pode ser acrescentado o seguinte:

⇒ O método ReCiPe inclui um grupo comum aos métodos PEF, IMPACT 2002+, Eco-indicator 99 e EDIP 2003 (o grupo *Global warming*), e um outro grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable – fossil*).

(B) PCC – Slag2PCC

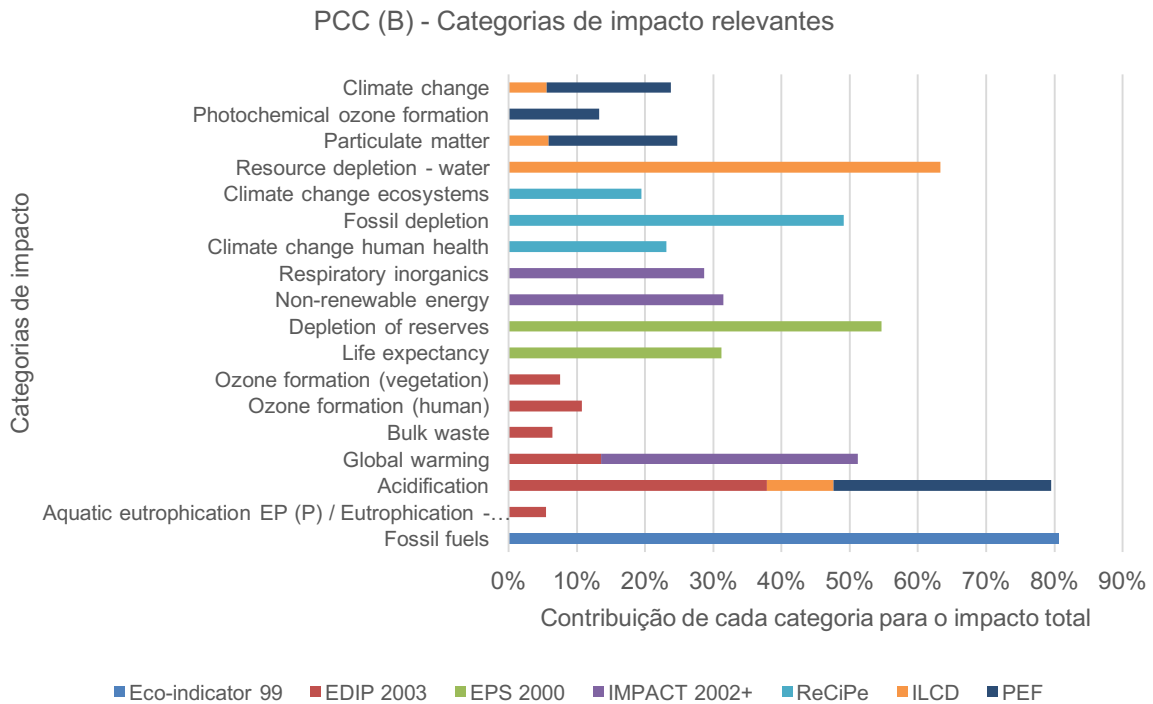


Figura 36 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC – Slag2PCC.

Através da análise da Figura 36, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum as categorias *Acidification*, *Particulate matter* e *Climate change*;

⇒ O método EDIP 2003 tem uma categoria em comum com o método IMPACT 2002+ (*Global warming*), e outra categoria em comum com os métodos PEF e ILCD (*Acidification*).

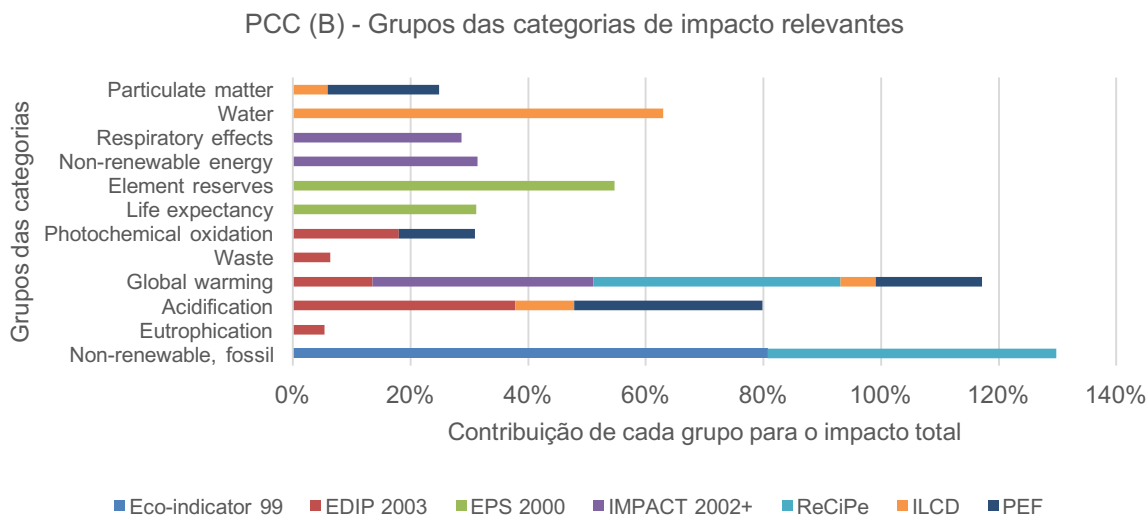


Figura 37 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa PCC – Slag2PCC.

Através da análise da Figura 37, pode ser acrescentado o seguinte:

- ⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum aos métodos PEF, ILCD, IMPACT 2002+ e EDIP 2003 (o grupo *Global warming*), e um outro grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable – fossil*);
- ⇒ O método EDIP 2003 tem um grupo em comum com o método PEF, o grupo *Photochemical oxidation*.

➤ Classes das categorias de impacto consideradas em ambas as alternativas

Finalmente, observando a Figura 38, verifica-se o seguinte:

- ⇒ Comparando as duas alternativas A e B, as classes das categorias de impacto consideradas relevantes são as mesmas para os métodos ReCiPe, IMPACT 2002+ e EPS 2000;
- ⇒ O método ILCD concede um peso elevado à classe *Resources*, sendo que na alternativa A considera também a classe *Human Health*, enquanto na alternativa B considera a classe *Ecological*;
- ⇒ Por outro lado, os métodos PEF e EDIP 2003 não consideram a classe *Resources*, concedendo um peso elevado à classe *Ecological*. Para a alternativa A, consideram também a classe *Human Health*;
- ⇒ O método ReCiPe apenas considera as classes *Resources* e *Ecological*, enquanto que o método IMPACT 2002+ considera as três classes existentes;
- ⇒ Relativamente ao método Eco-indicator 99, para a alternativa B, este método concede importância exclusiva à classe *Resources*, enquanto que para a alternativa A, essa importância é distribuída pelas três classes existentes;

⇒ O método EPS 2000, para a alternativa A, concede um peso elevado à categoria *Human Health* e um peso inferior à categoria *Resources*. Para a alternativa B, verifica-se o oposto, sendo que a classe *Ecological* continua a ser excluída.

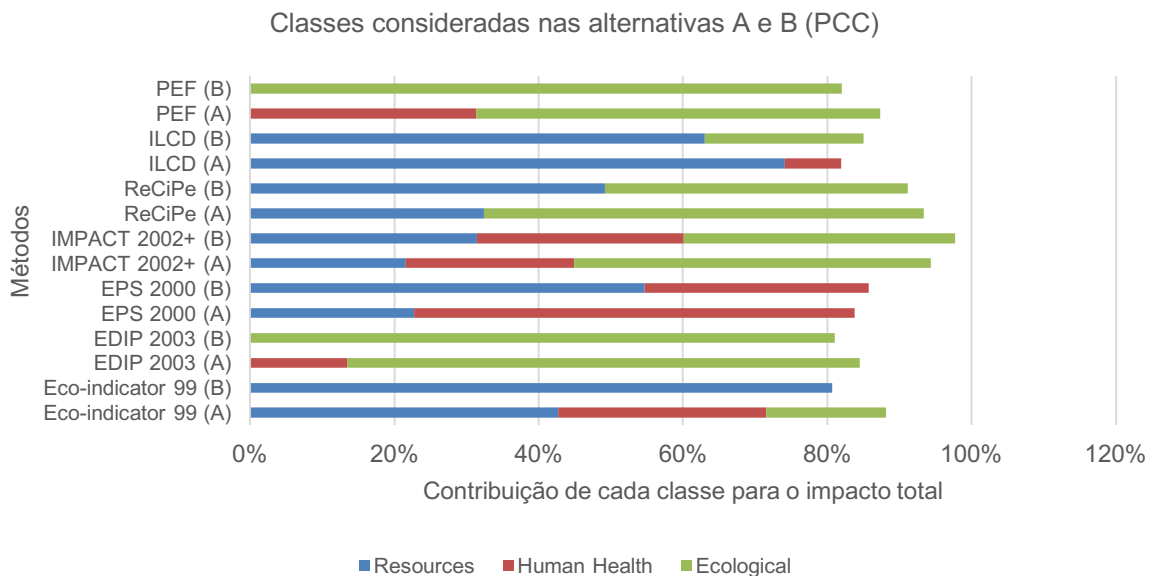


Figura 38 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de carbonato de cálcio precipitado.

Alternativas do CS3: Produção de Biodiesel

(A) Biodiesel – NVO

Através da análise da Figura 39, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

- ⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum as categorias *Eutrophication – aquatic (marine)* e *Land use*;
- ⇒ O método EDIP 2003 tem uma categoria em comum com os métodos PEF e ILCD (*Eutrophication – aquatic (marine)*), e outra categoria em comum também com o método PEF (*Acidification*);
- ⇒ O método Eco-indicator 99 tem uma categoria em comum com os métodos PEF e ILCD (*Land use*).

Posteriormente, através da análise da Figura 40, pode ser acrescentado o seguinte:

- ⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum aos métodos IMPACT 2002+, Eco-indicator 99, PEF e ILCD (o grupo *Land use*), e um outro grupo comum ao método IMPACT 2002+ (o grupo *Global warming*).

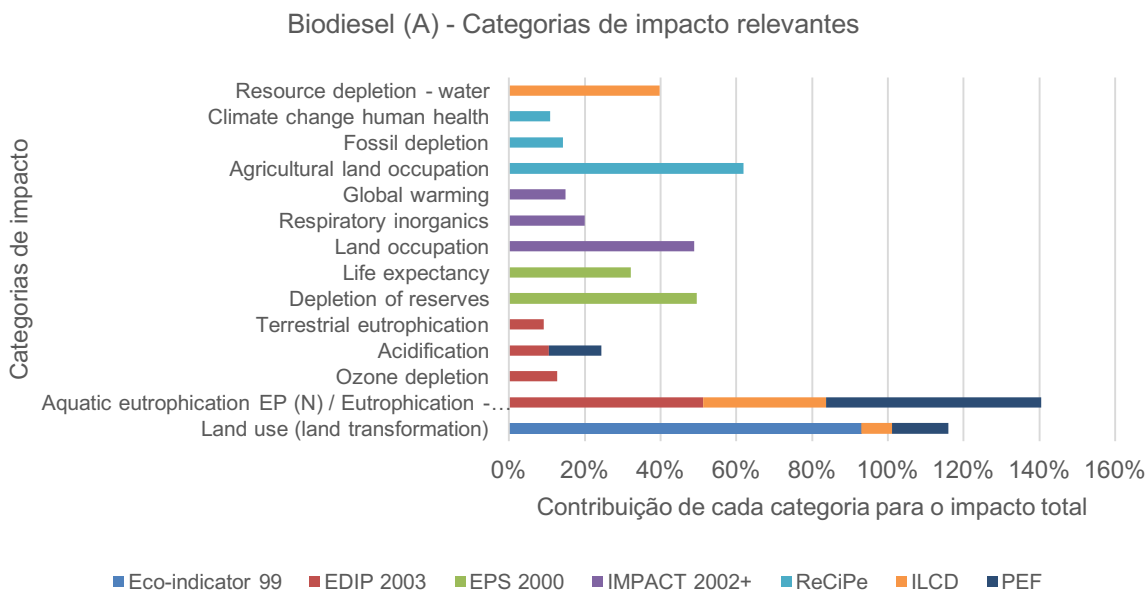


Figura 39 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – NVO.

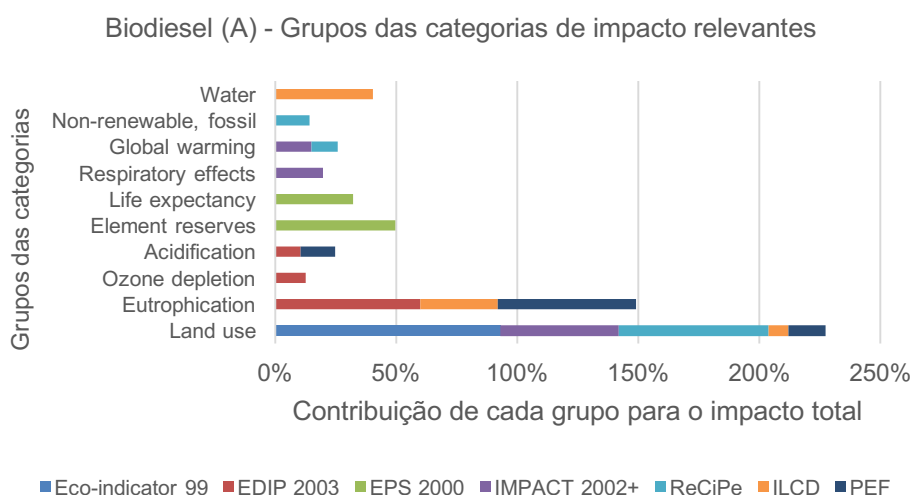


Figura 40 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – NVO.

(B) Biodiesel – WVO

Através da análise da Figura 41, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

- ⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum as categorias *Land use* e *Resource depletion – water*;
- ⇒ O método ReCiPe tem uma categoria em comum com o método IMPACT 2002+, a categoria *Terrestrial ecotoxicity*.

Biodiesel (B) - Categorias de impacto relevantes

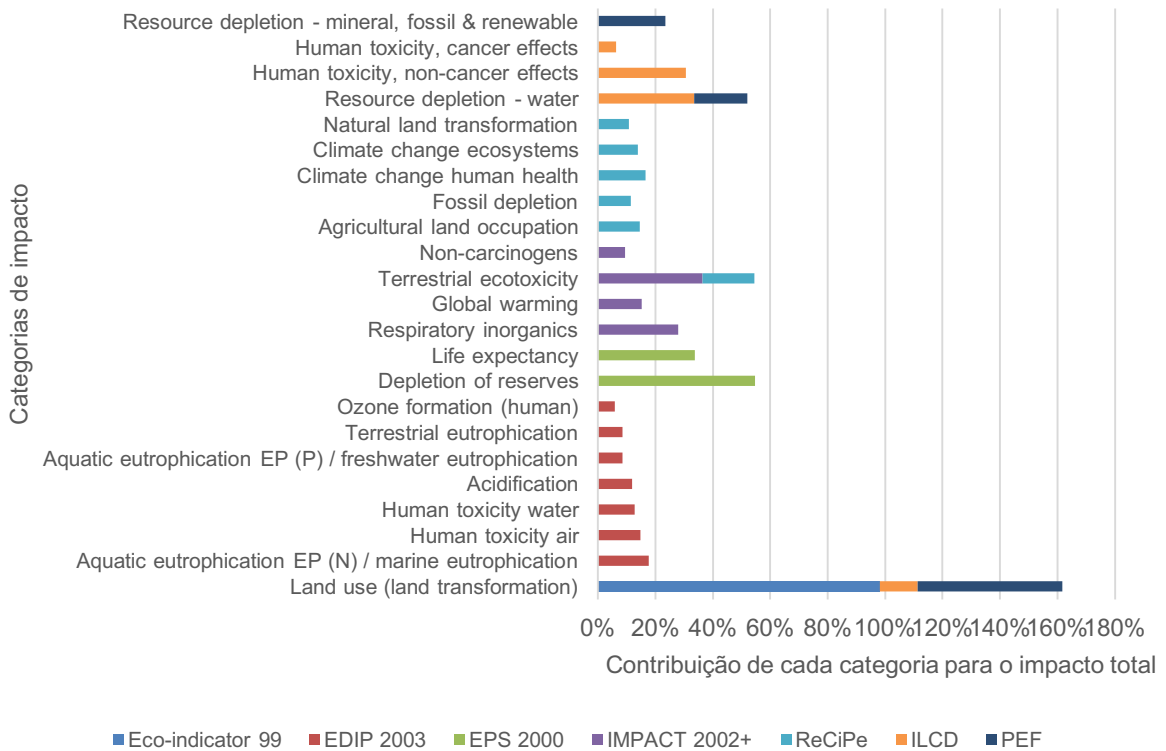


Figura 41 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – WVO.

Biodiesel (B) - Grupos das categorias de impacto relevantes

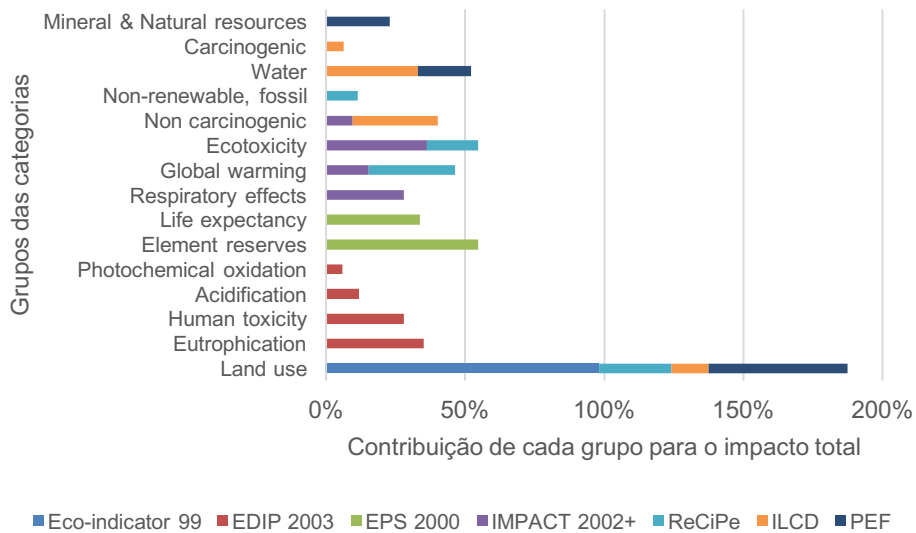


Figura 42 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Biodiesel – WVO.

Através da análise da Figura 42, pode ser acrescentado o seguinte:

- ⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum aos métodos PEF, ILCD e Eco-indicator 99 (o grupo *Land use*), e outros dois grupos comuns ao método IMPACT 2002+ (os grupos *Global warming* e *Ecotoxicity*);
- ⇒ O método ILCD tem um grupo comum ao método IMPACT 2002+ (o grupo *Non carcinogenic*).

➤ Classes das categorias de impacto consideradas em ambas as alternativas

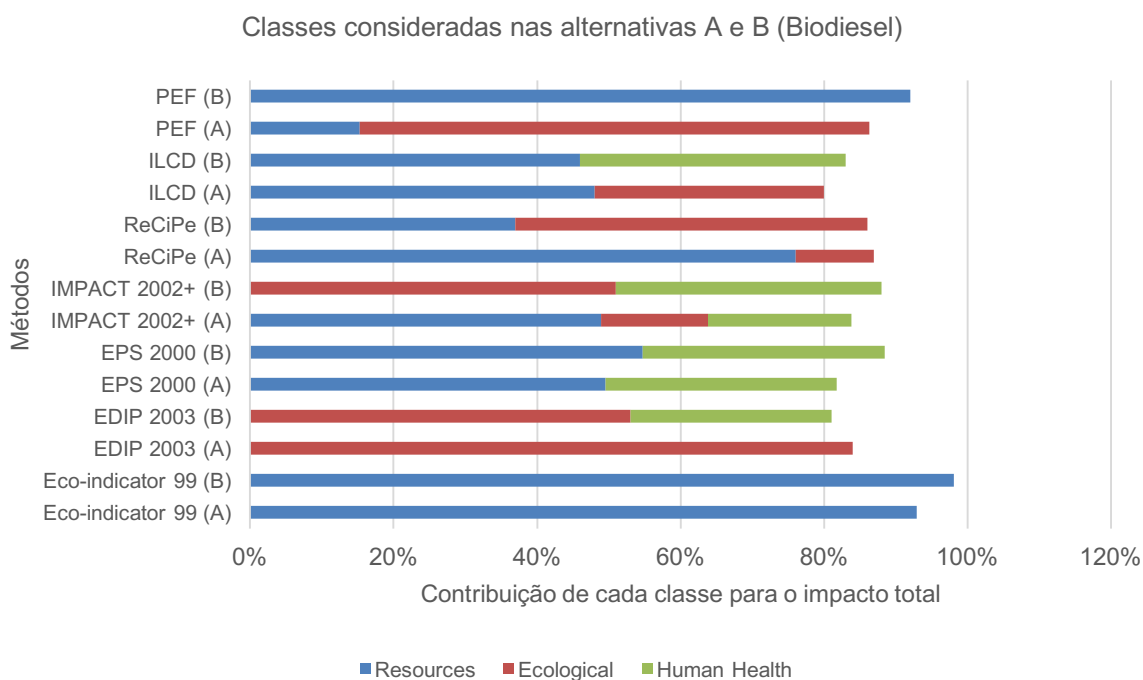


Figura 43 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de biodiesel.

Finalmente, observando a Figura 43, verifica-se o seguinte:

- ⇒ Comparando as duas alternativas A e B, são observadas as mesmas classes de categorias de impacto para os métodos EPS 2000 e Eco-indicator 99;
- ⇒ O método PEF, para a alternativa A, concede um peso maior à classe *Ecological*, mas considera também a classe *Resources*, a qual tem importância exclusiva para a alternativa B;
- ⇒ A diferença entre os métodos PEF e ILCD ocorre para a alternativa B, uma vez que o método ILCD considera também a classe *Human Health*;
- ⇒ O método Eco-indicator 99 concede uma importância exclusiva à classe *Resources*;
- ⇒ O método IMPACT 2002+ considera as três classes para a alternativa A, enquanto que para a alternativa B, considera apenas as classes *Ecological* e *Human Health*;
- ⇒ O método EDIP 2003, para a alternativa A, concede importância exclusiva à classe *Ecological*, enquanto que para a alternativa B também considera a classe *Human Health*;
- ⇒ O método ReCiPe considera apenas as classes *Resources* e *Ecological*, para ambas as alternativas;

⇒ O método EPS 2000 considera apenas as classes *Resources* e *Human Health*, para ambas as alternativas.

Alternativas do CS4: Remoção de Nitratos

(A) Nitratos – Pd/ZnO

Através da análise da Figura 44, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum as categorias *Human toxicity – cancer effects* e *Ecotoxicity for aquatic fresh water*;

⇒ O método EDIP 2003 tem uma categoria em comum com o método PEF, a categoria *Eutrophication – aquatic (freshwater)*;

⇒ O método Eco-indicator 99 tem uma categoria em comum com o método IMPACT 2002+, a categoria *Respiratory inorganics*.

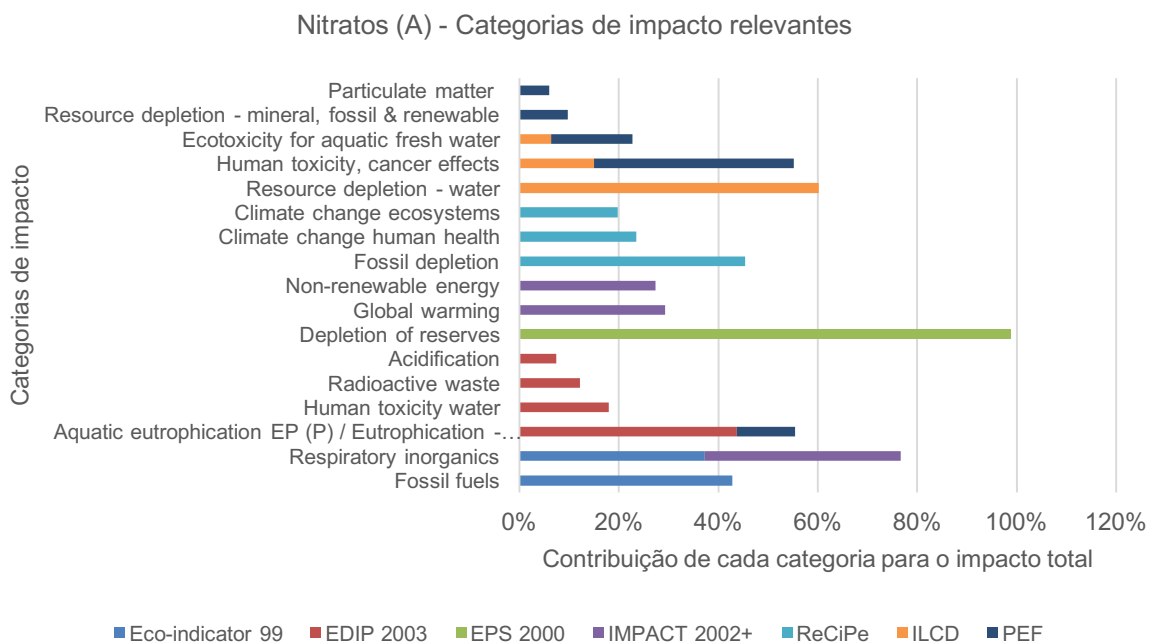


Figura 44 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd/ZnO.

Através da análise da Figura 45, pode ser acrescentado o seguinte:

⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable fossil*), e outro grupo comum ao método IMPACT 2002+ (o grupo *Global warming*).

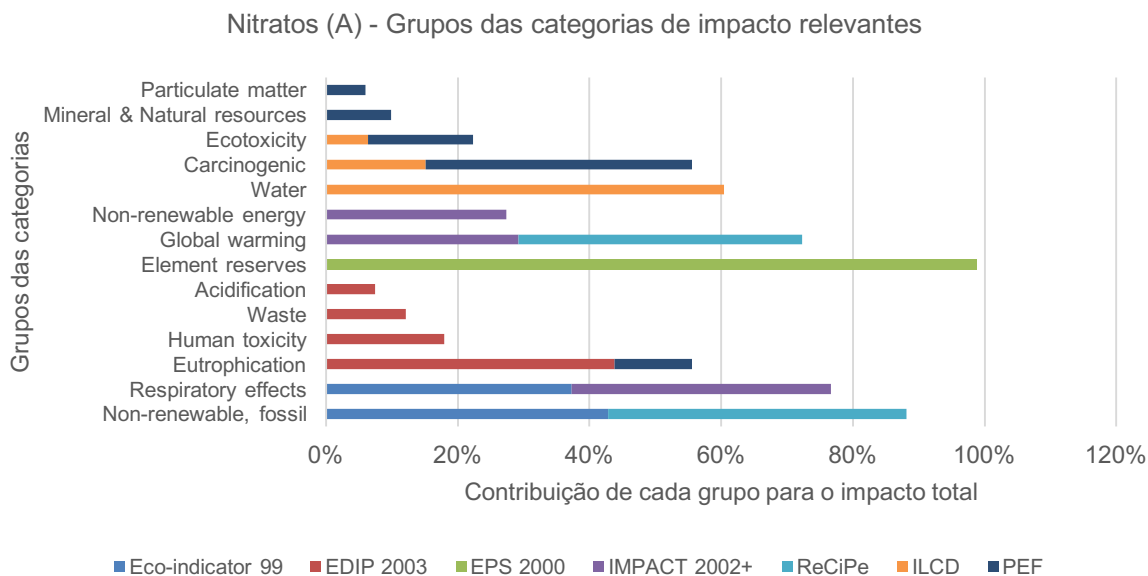


Figura 45 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd/ZnO.

(B) Nitratos – Pd-Cu/FeO

Através da análise das Figuras C. 3 e C. 4 no Anexo C, verifica-se que, para esta alternativa e consoante o método utilizado, as categorias de impacto mais relevantes são as mesmas que foram observadas na alternativa anterior, à exceção do método PEF que, para esta alternativa, considera as categorias *Human toxicity – cancer effects*, *Ecotoxicity for aquatic fresh water*, *Particulate matter*, e *Human toxicity – non-cancer effects*. Consequentemente, verificou-se o mesmo em relação aos grupos considerados.

➤ Classes das categorias de impacto consideradas em ambas as alternativas

Finalmente, observando a Figura 46, verifica-se o seguinte:

- ⇒ Comparando as duas alternativas A e B, as classes das categorias de impacto consideradas relevantes são as mesmas para todos os métodos, à exceção do método PEF;
- ⇒ O método PEF, para a alternativa A, considera as três classes existentes. Para a alternativa B, concede um peso maior à classe *Human Health*, mas considera também a classe *Ecological*;
- ⇒ Os métodos ILCD e IMPACT 2002+ consideram as três classes existentes, embora com proporções diferentes;
- ⇒ O método ReCiPe considera as classes *Resources* e *Ecological*;
- ⇒ O método Eco-indicator 99 considera as classes *Resources* e *Human Health*;
- ⇒ O método EDIP 2003 exclui a categoria *Resources*.

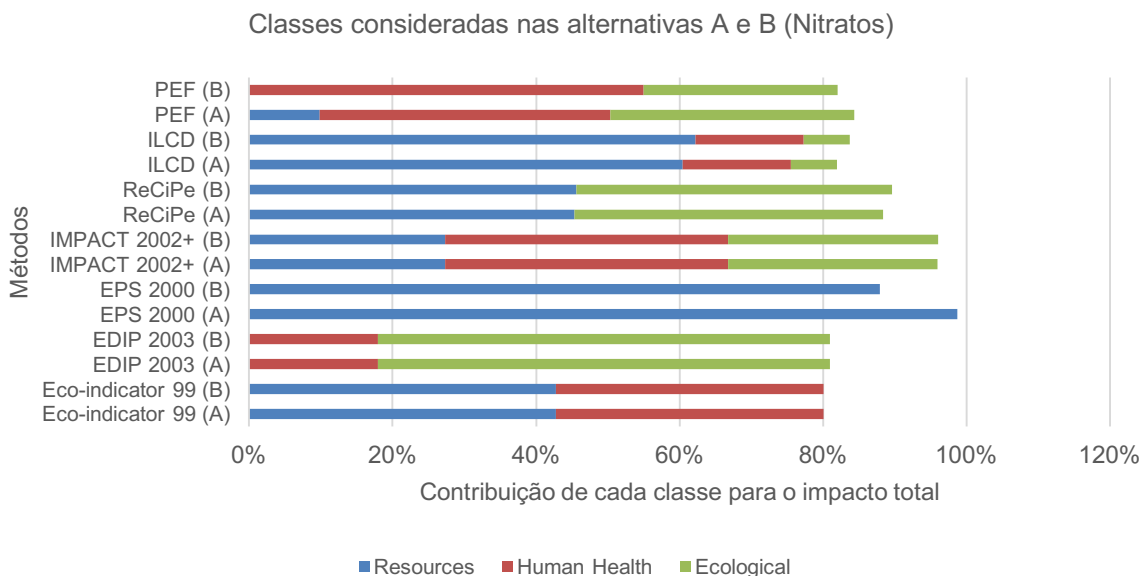


Figura 46 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da remoção de nitratos.

Alternativas do CS5: Produção de Tolueno

(A) Tolueno - Base

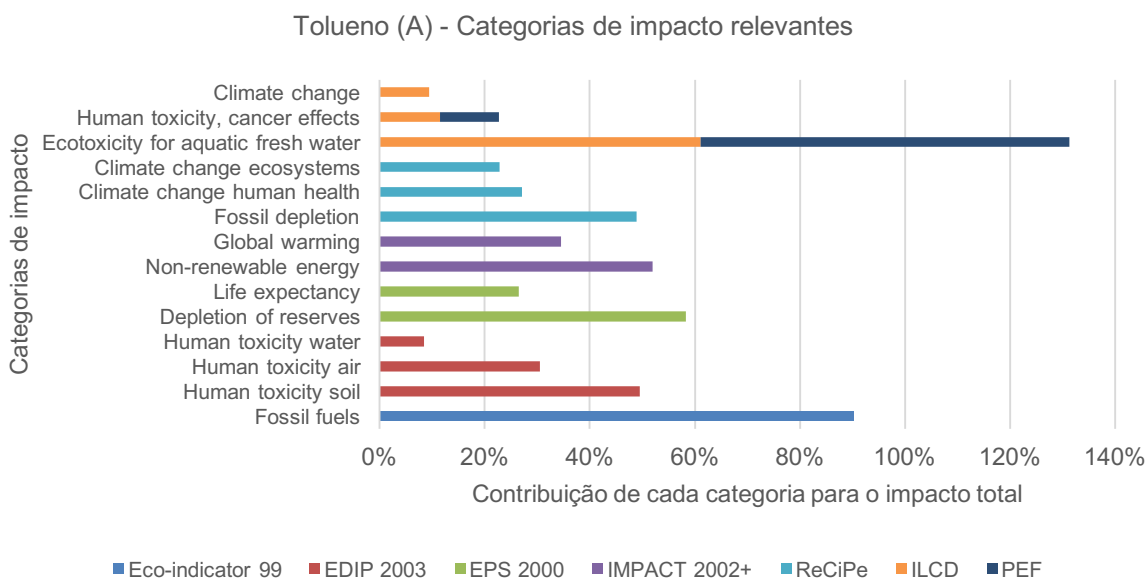


Figura 47 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Base.

Através da análise da Figura 47, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum as categorias *Ecotoxicity for aquatic fresh water* e *Human toxicity – cancer effects*.

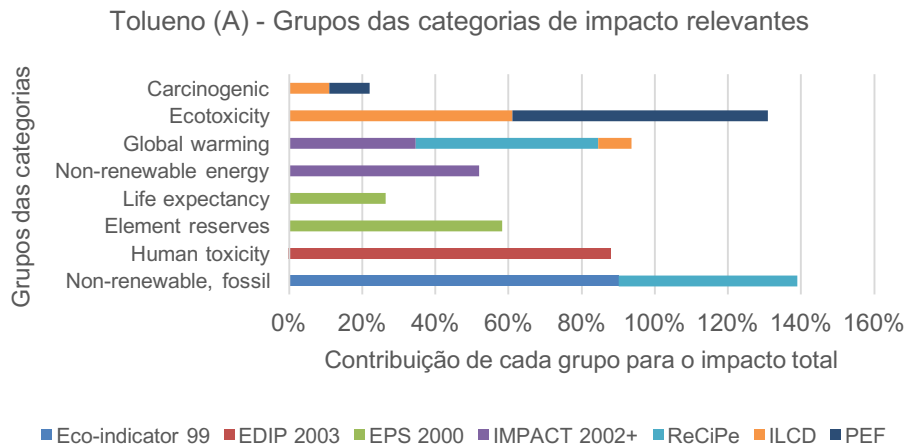


Figura 48 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Base.

Através da análise da Figura 48, pode ser acrescentado o seguinte:

⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable fossil*), e outro grupo comum aos métodos IMPACT 2002+ e ILCD (o grupo *Global warming*).

(B) Tolueno – Proposta

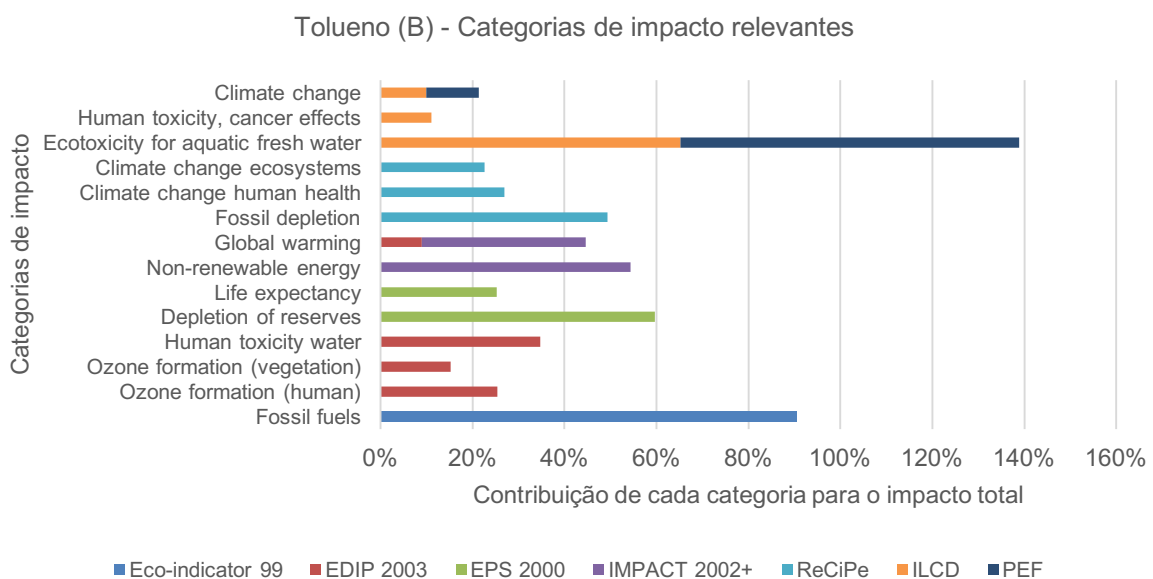


Figura 49 - Categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Proposta.

Através da análise da Figura 49, verifica-se que algumas categorias são consideradas relevantes por mais do que um método:

⇒ Os métodos PEF e ILCD têm em comum a categoria *Climate change*;

⇒ O método EDIP 2003 tem uma categoria comum ao método IMPACT 2002+, a categoria *Global warming*.

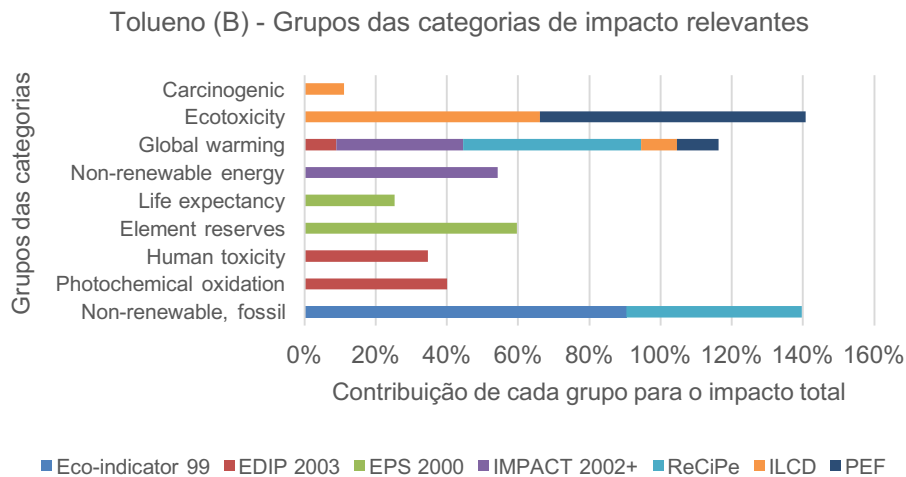


Figura 50 – Grupos das categorias mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Tolueno - Proposta.

Através da análise da Figura 50, pode ser acrescentado o seguinte:

⇒ O método ReCiPe tem um grupo comum ao método Eco-indicator 99 (o grupo *Non-renewable fossil*), e outro grupo comum aos métodos IMPACT 2002+, ILCD, PEF e EDIP 2003 (o grupo *Global warming*).

➤ Classes das categorias de impacto consideradas em ambas as alternativas

Finalmente, observando a Figura 51, verifica-se o seguinte:

⇒ Comparando as duas alternativas A e B, são observadas as mesmas classes de categorias de impacto para ambas as alternativas, para todos os métodos, à exceção dos métodos PEF e EDIP 2003;

⇒ O método PEF, para a alternativa A, concede um peso elevado à classe *Ecological* e um peso inferior à classe *Human Health*. Para a alternativa B, considera exclusivamente a classe *Ecological*;

⇒ O método ILCD considera apenas as classes *Ecological* e *Human Health*, para ambas as alternativas;

⇒ Os métodos ReCiPe e IMPACT 2002+ consideram apenas as classes *Resources* e *Ecological*, para ambas as alternativas;

⇒ O método EPS 2000 considera apenas as classes *Resources* e *Human Health*, para ambas as alternativas;

- ⇒ O método EDIP 2003, para a alternativa B, concede um peso maior à classe *Ecological* e um peso inferior à classe *Human Health*. Para a alternativa A, considera exclusivamente a classe *Human Health*;
- ⇒ O método Eco-indicator 99 considera exclusivamente a classe *Resources*.

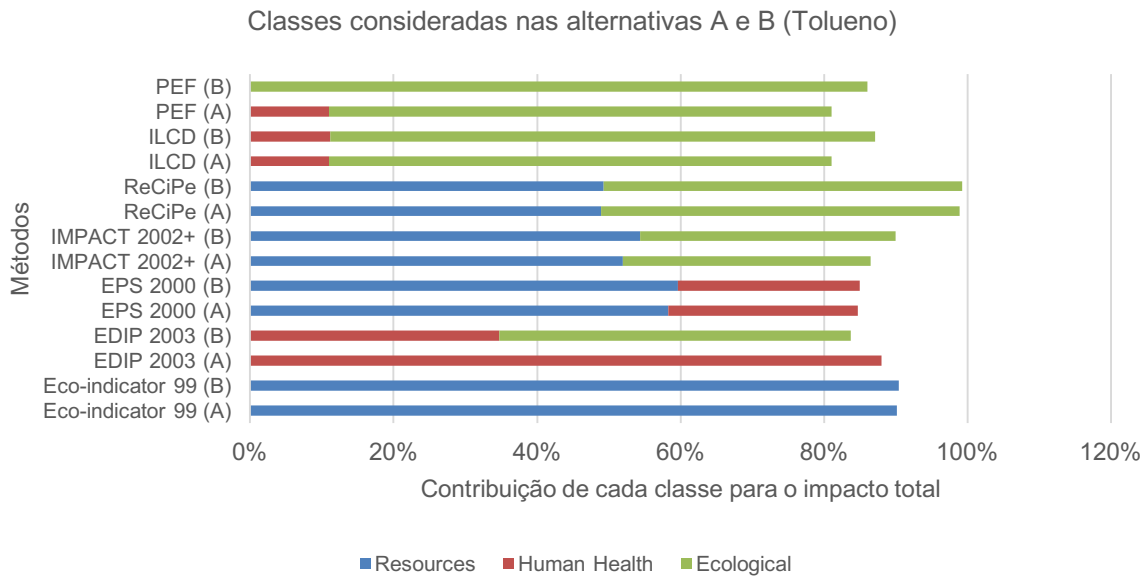


Figura 51 - Classes das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, para ambas as alternativas no caso da produção de tolueno.

Resumo

- ⇒ Geralmente, os métodos PEF e ILCD apresentam categorias relevantes comuns;
- ⇒ Frequentemente, o método EDIP apresenta categorias relevantes comuns aos métodos PEF e IMPACT 2002+;
- ⇒ Frequentemente, também os métodos Eco-indicator 99 e IMPACT 2002+ apresentam categorias relevantes comuns;
- ⇒ Geralmente, quando se analisam os grupos de categorias relevantes, o método ReCiPe apresenta grupos comuns a outros métodos;
- ⇒ Observam-se as mesmas classes de categorias relevantes em ambas as alternativas:
 - para todos os métodos, no caso da recuperação do clorofórmio;
 - para os métodos ReCiPe, IMPACT 2002+ e EPS 2000, no caso da produção de carbonato de cálcio precipitado;
 - para os métodos EPS 2000 e Eco-indicator 99, no caso da produção de biodiesel;
 - para todos os métodos exceto o método PEF, no caso da remoção dos nitratos;
 - para todos os métodos exceto os métodos PEF e EDIP 2003, no caso da produção de tolueno.
- ⇒ Através de todas as análises realizadas, verifica-se que os métodos atribuem relevâncias diferentes às três classes (*Resources*, *Human Health* e *Ecological*).

5.2.5. Análise de sensibilidade para identificar a influência dos valores de caracterização nas categorias de impacto relevantes

CS1: Recuperação do Clorofórmio

Para este caso, as diferenças existentes entre as alternativas A e B encontram-se na Tabela 20.

Tabela 20 – Diferenças entre as alternativas A e B, no caso da recuperação do clorofórmio.

Diferenças	Alternativa A	Alternativa B
Produto	11950,4 kg	11969 kg
Matérias-primas	Água: 1278 ton	Água: 897 ton
Materiais	Benzeno: 120 kg	ETBE: 33,3 kg
Calor/vapor	161,6 GJ	113,7 GJ
Emissões	Acetona: 5806,3 kg Clorofórmio: 7,1 kg Benzeno: 66,2 kg	Acetona: 5774,3 kg

Como se verificou na análise efetuada anteriormente, as categorias de impacto relevantes (e, conseqüentemente, as classes às quais pertencem) são as mesmas em ambas as alternativas, para todos os métodos. Observando agora a Tabela 20, pode-se constatar que apesar de existir, por exemplo, uma diferença no tipo de material utilizado, tanto o benzeno como o ETBE são ambos compostos orgânicos, pelo que seria de esperar um impacto semelhante. Relativamente às quantidades definidas, as diferenças identificadas podem não ser consideradas substanciais.

CS2: Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado (PCC)

Para este caso, as diferenças existentes entre as alternativas A e B encontram-se na Tabela 21. Para além destas, encontram-se outras três alternativas (B1, B2 e B3), as quais foram estabelecidas para a realização de uma análise de sensibilidade, na qual foram realizadas separadamente algumas alterações da alternativa B (a azul) em relação à alternativa A. Ou seja, cada uma das novas alternativas B1, B2 e B3 apresenta os dados da alternativa A e uma modificação relativamente a um dos dados de *input/output* com a informação da alternativa B.

Tabela 21 – Diferenças existentes entre as alternativas A e B, e as alternativas propostas B1, B2 e B3, para o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado.

Diferenças	Alternativa A	Alternativa B	Alternativa B1	Alternativa B2	Alternativa B3
Matérias-primas	CO2: 0,65 kg	CO2: 0,44 kg	CO2: 0,65 kg	CO2: 0,65 kg	CO2: 0,65 kg
Materiais	Lime: 0,63 kg	Cloreto de amónio: 5,34 g	Cloreto de amónio: 5,34 g	Lime: 0,63 kg	Lime: 0,63 kg
Calor/vapor	3,75 MJ	37,50 MJ	3,75 MJ	37,50 MJ	3,75 MJ
Emissões	Resíduos: 0,08 kg CO2: 0,20 kg	Resíduos: 0,70 kg	Resíduos: 0,08 kg CO2: 0,20 kg	Resíduos: 0,08 kg CO2: 0,20 kg	Resíduos: 0,70 kg

Com a análise de sensibilidade proposta, pretendeu-se observar como as alterações influenciam a contribuição das categorias de impacto relevantes (e, conseqüentemente, as classes às quais pertencem). Os gráficos representados nas Figuras 52, 53 e 54 mostram os resultados obtidos para cada alternativa (em Pt), para os métodos Eco-indicator 99, ILCD e IMPACT 2002+, respetivamente.

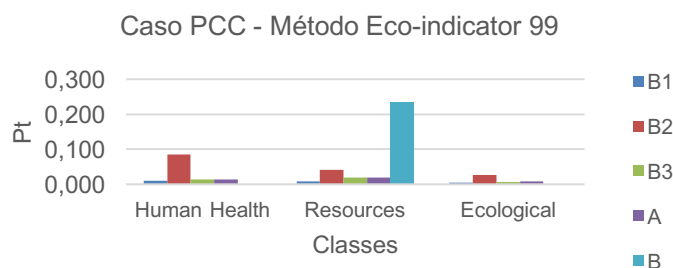


Figura 52 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método Eco-indicator 99.

Através da análise da Figura 52, verifica-se que o aumento na quantidade de calor (alternativa B2) provoca um maior impacto nas três classes, enquanto que as alternativas B1 e B3 apresentam impactos semelhantes à alternativa A (original). A alternativa B que inclui todas as alterações considera apenas a classe *Resources* com um impacto substancial relativamente às restantes.

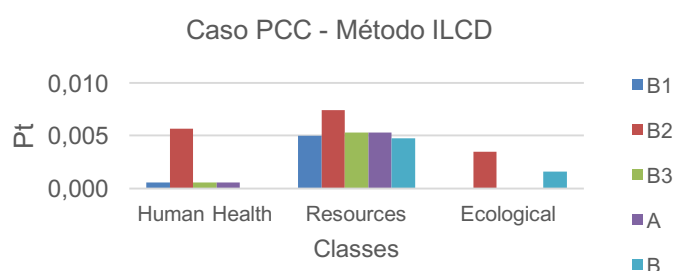


Figura 53 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método ILCD.

Através da análise da Figura 53, verifica-se que, à semelhança do que foi observado para o método anterior, o aumento na quantidade de calor (alternativa B2) provoca um maior impacto nas três classes, enquanto que as alternativas B1 e B3 apresentam impactos semelhantes à alternativa A (original). A alternativa B que inclui todas as alterações considera apenas as classes *Resources* e *Ecological*.

Finalmente, através da análise da Figura 54, verifica-se que, contrariamente ao que foi observado para os dois métodos anteriores, o aumento na quantidade de calor (alternativa B2) provoca um menor impacto nas três classes, sendo este igual ao impacto da alternativa B1. A alternativa B3 que apresenta a alteração nos resíduos tem um impacto semelhante ao da alternativa A (original). Todas

as alternativas, incluindo a alternativa B que apresenta todas as alterações, consideram as três classes existentes.

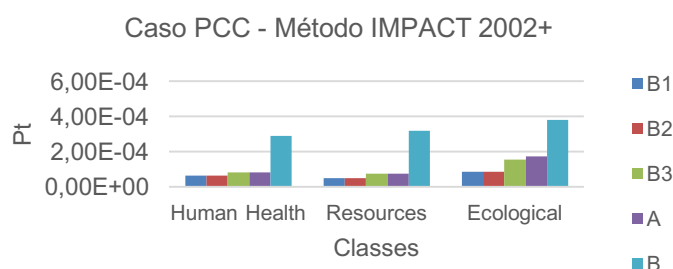


Figura 54 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso PCC, utilizando o método IMPACT 2002+.

Resumindo, as mesmas alterações provocam impactos diferentes nas três classes existentes, de acordo com o método utilizado, comprovando-se mais uma vez a falta de consenso relativamente aos resultados obtidos por estes métodos.

A influência dos fatores de normalização nas contribuições das categorias de impacto

Através da análise da Figura 38, concluiu-se que, comparando as duas alternativas A e B, as categorias de impacto consideradas relevantes são as mesmas para os métodos ReCiPe, IMPACT 2002+ e EPS 2000. Além disso, por exemplo, para o método IMPACT 2002+, as categorias relevantes apresentavam contribuições próximas:

- *Global warming* (A – 49%; B – 38%)
- *Respiratory inorganics* (A – 23%; B – 29%)
- *Non-renewable energy* (A – 22%; B – 32%)

Por outro lado, por exemplo, para o método Eco-indicator 99, as alternativas apresentavam categorias relevantes diferentes. Para a alternativa A, são consideradas as categorias *Fossil fuels* (43%), *Respiratory inorganics* (29%) e *Climate change* (17%), enquanto que para a alternativa B, apenas é considerada a categoria *Fossil fuels* com uma contribuição de 81%.

Perante estes resultados e tendo em consideração as alterações definidas da alternativa A para a alternativa B, surgiu naturalmente uma questão: Como uma diferença substancial na quantidade de calor provoca uma diferença tão reduzida na percentagem atribuída à categoria *Non-renewable energy* para o método IMPACT 2002+?

Constatou-se, então, que a justificação para tal facto está relacionada com os valores dos fatores de normalização. No método IMPACT 2002+, o fator de normalização para esta categoria é elevado, tendo o valor de 1,5E+05 (MJ / unidade de normalização). Deste modo, torna os valores dos

resultados desta categoria muito reduzidos e, conseqüentemente, reflete menos a diferença que existe entre as alternativas. Por outro lado, para o método Eco-indicator 99, o fator de normalização para uma categoria semelhante (*Fossil fuels*) é inferior, tomando o valor de 8E+03 (MJ / unidade de normalização), pelo que as contribuições dadas para cada uma das alternativas reflete a diferença substancial que existe na quantidade de calor.

CS3: Produção de Biodiesel

Para este caso, as diferenças existentes entre as alternativas A e B encontram-se na Tabela 22. Na realidade são quatro sub-alternativas, uma vez que cada alternativa consiste em duas implementações independentes, mas relacionadas no *software* SimaPro.

Neste caso, a principal diferença entre as alternativas A (A.1 + A.2) e B (B.1 + B.2) consiste na utilização de diferentes materiais, nomeadamente, diferentes tipos de óleo (novo e usado), pelo que o grupo crucial de categorias de impacto é o grupo *Land use* (o qual pertence à classe *Resources*). No entanto, este grupo inclui categorias de impacto com significados diferentes, justificando os resultados obtidos para cada método, como se explica de seguida.

Tabela 22 - Diferenças existentes entre as alternativas (A.1 + A.2) e (B.1 + B.2), para o caso da produção de biodiesel.

Diferenças	Alternativa A.1	Alternativa B.1	Alternativa A.2	Alternativa B.2
Produto	0,868 kg	0,862 kg		
Produtos evitados	Glicerina: 0,095 kg	Glicerina: 0,094 kg		
Matérias-primas		Água (<i>cooling, drinking</i>): 1500 kg		
Materiais	Óleo (novo): 0,900 kg Água (<i>tap</i>): 1500 g	Óleo (usado): 0,894 kg		
Emissões			CO: 4,97E-03 kg CO2: 1,70 kg Óxidos de nitrogénio: 4,49E-03 kg	CO: 4,98E-03 kg CO2: 1,68 kg Óxidos de nitrogénio: 4,47E-03 kg

Através da análise efetuada anteriormente pela observação da Figura 43, verifica-se o seguinte:

- ⇒ Os métodos PEF, ILCD e Eco-indicator 99 consideram que há um aumento no impacto relacionado com a classe *Resources*, da alternativa A para a alternativa B.
- ⇒ Por outro lado, os métodos ReCiPe e IMPACT 2002+ consideram que há uma redução no impacto relacionado com a classe *Resources*, da alternativa A para a alternativa B.

⇒ O método EDIP 2003 não disponibiliza nenhuma categoria que pudesse ser incluída no grupo *Land use*, pelo que a classe *Resources* não é considerada relevante para nenhuma das alternativas.

⇒ O método EPS 2000 considerou, praticamente para todos os casos estudados, as mesmas categorias de impacto, pelo que não contribui para esta análise.

Observando as categorias de impacto incluídas no grupo *Land use*, de acordo com o método utilizado, foi possível justificar os resultados anteriores, uma vez que os métodos PEF, ILCD e Eco-indicator 99 consideram a categoria de impacto *Land use* que corresponde à ocupação e à transformação do solo, enquanto que os métodos ReCiPe e IMPACT 2002+ consideram a categoria *Land occupation* que corresponde apenas à ocupação do solo. Assim, por exemplo, para o método Eco-indicator 99, as alternativas A e B apresentam a mesma categoria relevante, a categoria *Land use* (A – 93%; B – 98%). Por outro lado, para o método IMPACT 2002+, as categorias relevantes são diferentes para ambas as alternativas. Para a alternativa A, considera as categorias *Land occupation* (49%), *Respiratory inorganics* (20%) e *Global warming* (15%), enquanto que para a alternativa B considera as categorias *Terrestrial ecotoxicity* (36%), *Respiratory inorganics* (28%), *Global warming* (15%) e *Non-carcinogens* (9%). Assim, quando se trata da utilização de óleo usado, pressupõe-se que a ocupação do solo não é contemplada, embora seja necessária a transformação do mesmo, sendo este facto coerente com a justificação dada anteriormente. Esta conclusão explica também que, neste caso, os métodos PEF, ILCD e Eco-indicator 99 indiquem a alternativa A como a mais sustentável, enquanto que os métodos ReCiPe e IMPACT 2002+ indicam a alternativa B.

CS4: Remoção de Nitratos

Para este caso, as diferenças existentes entre as alternativas A e B encontram-se na Tabela 23.

Tabela 23 - Diferenças existentes entre as alternativas A e B, para o caso da remoção dos nitratos.

Diferenças	Alternativa A	Alternativa B
Matérias-primas	Paládio: 81,25 g Nitrogénio: 497048 kg Zinco: 1625 g	Paládio: 12,19 g Nitrogénio: 679860,5 kg Cobre: 20,13 g Ferro: 8,83 kg
Materiais	Cloreto de hidrogénio: 1,46 kg	Hidrogénio (cracker): 2,63 kg
Eletricidade	44418 kWh	79084 kWh
Emissões	Nitrogénio: 0,26 kg Nitrito: 0,07 kg	Nitrogénio: 0,08 kg Nitrito: 0,25 kg

Através da análise da Figura 46, verificou-se que as classes consideradas apresentam contribuições semelhantes, da alternativa A para a alternativa B. Considerando a informação dada na Tabela 23, observa-se que as diferenças principais consistem na utilização de diferentes matérias-primas, e nas quantidades definidas. As matérias-primas zinco, cobre e ferro são metais de transição, sendo expectável que o impacto seja semelhante.

CS5: Produção de Tolueno

Para este caso, as diferenças existentes entre as alternativas A e B encontram-se na Tabela 24. Para além destas, encontram-se outras quatro alternativas (B1, B2, B3 e B4), as quais foram estabelecidas para a realização de uma análise de sensibilidade, pelo que foram realizadas separadamente algumas alterações da alternativa B (a azul) em relação à alternativa A. Ou seja, cada uma das novas alternativas B1, B2 e B3 apresenta os dados da alternativa A e uma modificação relativamente a um dos dados de *input/output* com a informação da alternativa B.

Tabela 24 - Diferenças existentes entre as alternativas A e B, e as alternativas propostas B1, B2, B3 e B4, para o caso da produção de tolueno.

Diferenças	Alternativa A	Alternativa B	Alternativa B1	Alternativa B2	Alternativa B3	Alternativa B4
Produto	9351 kg	9508 kg	9351 kg	9351 kg	9351 kg	9351 kg
Matérias-primas	Água: 785 ton	Água: 644 ton	Água: 644 ton	Água: 785 ton	Água: 785 ton	Água: 785 ton
Materiais	Hidrogénio: 493 kg Metano: 207 kg	Hidrogénio: 251 kg Metano: 105 kg	Hidrogénio: 493 kg Metano: 207 kg	Hidrogénio: 251 kg Metano: 105 kg	Hidrogénio: 493 kg Metano: 207 kg	Hidrogénio: 493 kg Metano: 207 kg
Calor	49,97 GJ	43,55 GJ	49,97 GJ	49,97 GJ	49,97 GJ	49,97 GJ
Eletricidade	232 kWh	125 kWh	232 kWh	232 kWh	125 kWh	232 kWh
Emissões	Benzeno (ar): 138 kg Hidrogénio (ar): 246 kg Metano (ar): 2198 kg Tolueno (ar): 18 kg Bifenilo (água): 207 kg Tolueno (água): 0,381 kg	Benzeno (ar): 4 kg Hidrogénio (ar): 3 kg Metano (ar): 2100 kg Tolueno (ar): 0,03 kg Bifenilo (água): 201 kg Tolueno (água): 0,388 kg	Benzeno (ar): 138 kg Hidrogénio (ar): 246 kg Metano (ar): 2198 kg Tolueno (ar): 18 kg Bifenilo (água): 207 kg Tolueno (água): 0,381 kg	Benzeno (ar): 138 kg Hidrogénio (ar): 246 kg Metano (ar): 2198 kg Tolueno (ar): 18 kg Bifenilo (água): 207 kg Tolueno (água): 0,381 kg	Benzeno (ar): 138 kg Hidrogénio (ar): 246 kg Metano (ar): 2198 kg Tolueno (ar): 18 kg Bifenilo (água): 207 kg Tolueno (água): 0,381 kg	Benzeno (ar): 4 kg Hidrogénio (ar): 3 kg Metano (ar): 2100 kg Tolueno (ar): 0,03 kg Bifenilo (água): 201 kg Tolueno (água): 0,388 kg

Através da análise da Figura 51, verificou-se que as classes consideradas apresentam contribuições semelhantes, da alternativa A para a alternativa B, para todos os métodos, à exceção dos métodos PEF e EDIP 2003. Considerando a informação dada na Tabela 24, observa-se que as diferenças entre ambas as alternativas consistem nas quantidades definidas com os mesmos tipos de dados, daí que as contribuições de cada classe sejam semelhantes, para a maioria dos métodos. Relativamente ao método PEF, a categoria *Human toxicity, cancer effects* deixa de ser considerada relevante para a

alternativa B, segundo o método utilizado para esta categoria, o método USEtox, daí que a classe *Human Health* deixe de ser considerada também. Quanto ao método EDIP 2003, uma vez que as quantidades das emissões para a água se mantêm próximas, a categoria *Human toxicity water* (pertencente à classe *Human Health*) é considerada relevante para ambas as alternativas. No entanto, com uma redução maior existente nas emissões para o ar, as categorias *Human toxicity air* e *Human toxicity soil* (também pertencentes à classe *Human Health*) consideradas relevantes para a alternativa A, deixam de o ser para a alternativa B, sendo substituídas pelas categorias *Ozone formation (vegetation)* e *Ozone formation (human)*, as quais pertencem à classe *Ecological*.

À semelhança do que foi efetuado para o método PCC, com a análise de sensibilidade proposta, pretendeu-se observar como as alterações influenciam a contribuição das categorias de impacto relevantes (e, conseqüentemente, as classes às quais pertencem). Os gráficos representados nas Figuras 55, 56 e 57 mostram os resultados obtidos para cada alternativa (em Pt), para os métodos Eco-indicator 99, ILCD e IMPACT 2002+, respetivamente.

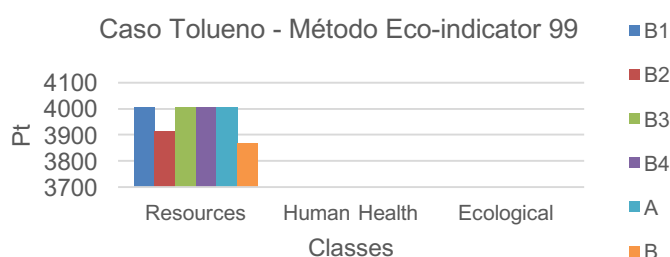


Figura 55 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método Eco-indicator 99.

Através da análise da Figura 55, verifica-se que todas as alternativas consideram apenas a classe *Resources*, e que a única alternativa que apresenta um impacto diferente da alternativa A (original) é a alternativa B2, a qual apresenta diferenças nas quantidades dos materiais utilizados, aproximando-se do impacto resultante da alternativa B, a qual inclui todas as alterações.

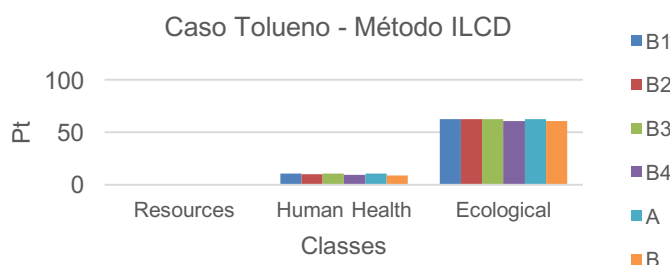


Figura 56 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método ILCD.

Através da análise da Figura 56, verifica-se que todas as alternativas consideram apenas as classes *Human Health* e *Ecological*, e que a única alternativa que apresenta um impacto diferente da alternativa A (original) é a alternativa B4, a qual apresenta diferenças nas quantidades das emissões libertadas, aproximando-se do impacto resultante da alternativa B, a qual inclui todas as alterações.

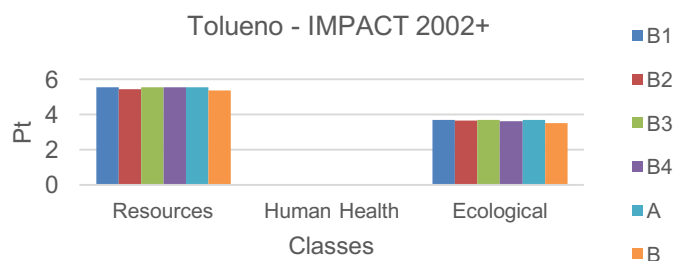


Figura 57 – Pontuações Finais (em Pt) correspondidas às categorias de impacto relevantes pertencentes às classes *Human Health*, *Resources* e *Ecological*, para as alternativas consideradas no caso da produção de tolueno, utilizando o método IMPACT 2002+.

Finalmente, através da análise da Figura 57, verifica-se que todas as alternativas consideram apenas as classes *Resources* e *Ecological*. Relativamente à primeira classe, a única alternativa que apresenta um impacto diferente da alternativa A (original) é a alternativa B2, a qual apresenta diferenças nas quantidades dos materiais utilizados, aproximando-se do impacto resultante da alternativa B, que inclui todas as alterações. Relativamente à segunda classe, não existem praticamente diferenças entre os impactos das diferentes alternativas.

Resumindo, como já tinha sido verificado para o caso PCC, que as mesmas alterações provocam impactos diferentes nas três classes existentes, de acordo com o método utilizado, comprovando-se mais uma vez a falta de consenso relativamente à utilização dos mesmos.

5.3. Passo 4: Desenvolvimento da nova metodologia TOP-NORM

Em consequência da análise efetuada no subcapítulo 5.2.3. desta dissertação, tentou-se compreender e justificar o motivo que determina a relevância de algumas categorias de impacto, quando se aplica um dado método. Como foi referido no capítulo da Revisão da Literatura desta dissertação, os métodos LCIA aplicados podem diferir quanto aos fatores de caracterização utilizados (os quais influenciam os resultados caracterizados), fatores de normalização (os quais influenciam os resultados normalizados) e os fatores de ponderação (os quais influenciam as pontuações finais).

Começando pelo fim, verifica-se que os fatores de ponderação escolhidos pelo *software* não determinam essa seleção, uma vez que, por exemplo, para o caso da recuperação do clorofórmio e utilizando o método Eco-indicator 99, observa-se que os fatores de ponderação (calculados através da divisão dos resultados da ponderação pelos resultados da normalização) não diferem muito de umas categorias para as outras, como se mostra na Tabela D. 1 do Anexo D. Como se apresentou na Figura 24, para ambas as alternativas deste caso e para este método, as categorias de impacto

consideradas relevantes são as categorias *Respiratory inorganics* e *Fossil fuels*, as quais apresentam fatores de ponderação iguais a outras categorias de impacto.

De seguida, tentou-se perceber a relação existente entre os resultados caracterizados e o fator de normalização, cujo fator corresponde a um valor de referência atribuído a cada categoria de impacto. Para isso, escolhendo um dado método, calculou-se o desvio para cada categoria de impacto através da Equação (3), sendo que os fatores de normalização são calculados através da Equação (4).

$$\text{Desvio para cada categoria no método } X = \frac{\text{Resultado da caracterização} - \text{Fator de normalização}}{\text{Fator de normalização}} \quad (3)$$

$$\text{Fator de normalização} = \text{Resultado da caracterização} / \text{Resultado da normalização} \quad (4)$$

Com os resultados obtidos para estes desvios, verificaram-se conclusões semelhantes para os diferentes métodos, as quais permitiram o desenvolvimento de uma nova metodologia que confirma a nomeação das categorias mais relevantes (TOP), indicada anteriormente através da análise de Pareto. Esta nova metodologia, denominada por TOP-NORM, está representada na Figura 58, e comprova, assim, que os fatores de normalização contribuem para a relevância dada a uma determinada categoria de impacto.

Deste modo, sempre que for necessário, a nomeação das categorias de impacto relevantes e, conseqüentemente, o desempenho dos fatores de normalização para essa nomeação, podem ser verificados através da aplicação desta nova metodologia.

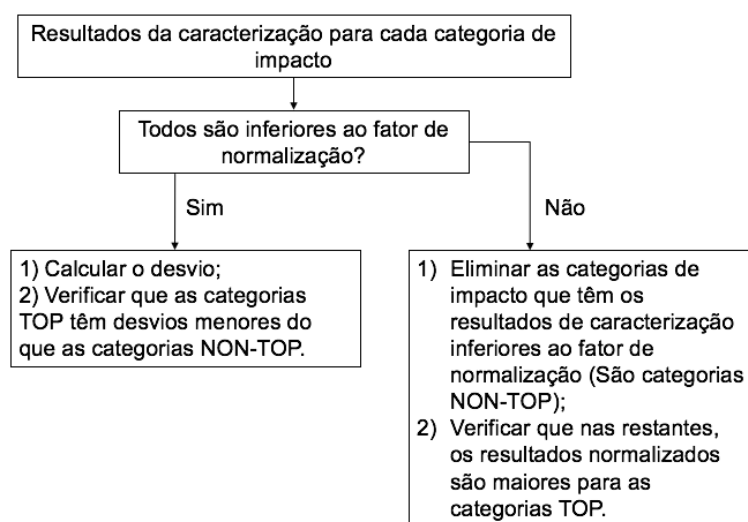


Figura 58 – Metodologia TOP-NORM.

➤ Exemplos de aplicação

1. Se todos os resultados da caracterização são inferiores aos fatores de normalização (SIM)

Considerando o caso da produção de carbonato de cálcio precipitado (PCC) e o método Eco-indicator 99, a Tabela 25 indica, para cada categoria de impacto considerada pelo método em análise, os

valores caracterizados da alternativa A deste caso e os fatores de normalização. Como se verifica através da análise desta tabela, os valores da caracterização são todos inferiores aos fatores de normalização, pelo que devem ser calculados os desvios para cada categoria de impacto, de acordo com a Equação (3), os quais também estão indicados nesta tabela. Confirma-se, deste modo, que os desvios menores (assinalados a verde) correspondem às categorias de impacto consideradas mais relevantes pela análise de Pareto, por ordem decrescente de importância: *Fossil fuels*, *Respiratory inorganics* e *Climate change*.

Tabela 25 – Valores da caracterização, fatores de normalização e resultados dos desvios, considerando a alternativa A do caso PCC e o método Eco-indicator 99.

Categorias de Impacto	Valores da Caracterização	Fatores de Normalização	Desvios
<i>Carcinogens</i>	1,14E-07	0,015	-0,999993
<i>Respiratory organics</i>	3,46E-10	0,015	-1,000000
<i>Respiratory inorganics</i>	6,24E-07	0,015	-0,999959
<i>Climate change</i>	3,59E-07	0,015	-0,999977
<i>Radiation</i>	3,31E-09	0,015	-1,000000
<i>Ozone layer</i>	7,43E-11	0,0154	-1,000000
<i>Ecotoxicity</i>	0,11	51282	-0,999998
<i>Acidification/ Eutrophication</i>	0,02	5128	-0,999997
<i>Land use</i>	0,007	5128	-0,999999
<i>Minerals</i>	0,002	8403	-1,000000
<i>Fossil fuels</i>	0,51	8403	-0,999940

2. Se nem todos os resultados da caracterização são inferiores aos fatores de normalização (NÃO)

Considerando novamente o método Eco-indicator 99 e o caso da recuperação do clorofórmio, a Tabela 26 indica, para cada categoria de impacto considerada pelo método em análise, os valores caracterizados da alternativa A deste caso e os fatores de normalização.

Através da análise da Tabela 26, observa-se que os valores caracterizados assinalados a vermelho são inferiores aos fatores de normalização, verificando-se que isto não sucede para todas as categorias de impacto. Assim, essas categorias que apresentam os valores caracterizados a vermelho são categorias menos relevantes (NON-TOP). Quanto às restantes categorias, verifica-se que as que apresentam os valores de normalização maiores são, por ordem decrescente de importância, as categorias *Fossil fuels*, *Respiratory inorganics* e *Carcinogens*. Confirma-se, deste modo, a nomeação realizada através da análise de Pareto que revela que as duas primeiras categorias (com os valores de normalização assinalados a verde) são consideradas as categorias mais relevantes (TOP).

Tabela 26 - Valores da caracterização, fatores de normalização e resultados dos desvios, considerando a alternativa A do caso da recuperação do clorofórmio e o método Eco-indicator 99.

Categorias de Impacto	Valores da Caracterização	Fatores de Normalização	Valores de Normalização
<i>Carcinogens</i>	0,023	0,015	1,51
<i>Respiratory organics</i>	0,0001	0,015	0,003
<i>Respiratory inorganics</i>	0,026	0,015	1,67
<i>Climate change</i>	0,005	0,015	0,30
<i>Radiation</i>	0,00011	0,015	0,01
<i>Ozone layer</i>	0,0150	0,0154	0,98
<i>Ecotoxicity</i>	9441	51282	0,18
<i>Acidification/ Eutrophication</i>	643	5128	0,13
<i>Land use</i>	-30	5128	-0,01
<i>Minerals</i>	1153	8403	0,14
<i>Fossil fuels</i>	127807	8403	15

5.4. Passo 5: Criação da matriz LCIA-DSM

As Figuras 33, 38, 43, 46 e 51 do subcapítulo 5.2.4. *Análise das categorias de impacto, por estudo de caso* apresentaram os gráficos com a contribuição de cada classe para o impacto total, em cada caso e para cada método. A informação retirada da análise destas figuras pode ser agora resumida através da Tabela 27.

Assim, observando a Tabela 27 e considerando que foram avaliadas dez alternativas no total dos cinco casos, conclui-se o seguinte:

- ⇒ O método PEF considera com maior frequência as classes *Human Health* e *Ecological*;
- ⇒ O método ILCD considera as três classes existentes, com frequência semelhante;
- ⇒ O método ReCiPe considera com maior frequência as classes *Resources* e *Ecological*;
- ⇒ O método IMPACT 2002+ considera as três classes existentes, com frequência semelhante;
- ⇒ O método EPS 2000 considera apenas as classes *Resources* e *Human Health*, com frequência semelhante;
- ⇒ O método EDIP 2003 considera apenas as classes *Human Health* e *Ecological*, com frequência semelhante;
- ⇒ O método Eco-indicator 99 considera com maior frequência as classes *Resources* e *Human Health*.

Tabela 27 – Classes abrangidas por cada método, para as alternativas A e B de cada caso estudado.

Métodos	Alternativas do Caso Clorofórmio		Alternativas do Caso PCC		Alternativas do Caso Biodiesel		Alternativas do Caso Nitratos		Alternativas do Caso Tolueno	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
PEF	HH E	HH E	HH E	E	R E	R	R HH E	HH E	HH E	E
ILCD	R E	R E	R HH	R E	R E	R HH	R HH E	R HH E	HH E	HH E
ReCiPe	R HH E	R HH E	R E	R E	R E	R E	R E	R E	R E	R E
IMPACT 2002+	R HH E	R HH E	R HH E	R HH E	R HH E	HH E	R HH E	R HH E	R E	R E
EPS 2000	R HH	R HH	R HH	R HH	R HH	R HH	R	R	R HH	R HH
EDIP 2003	E	E	HH E	E	E	HH E	HH E	HH E	HH	HH E
Eco-indicator 99	R HH	R HH	R HH E	R	R	R	R HH	R HH	R	R

Legenda: R – Resources; HH – Human Health; E – Ecological.

Considerando a *Análise das categorias de impacto* (subcapítulo 5.2.3.), por método, relativamente à obtenção das categorias de impacto relevantes, e considerando o número total de categorias de impacto disponíveis para cada método, constatou-se que:

- ⇒ O método PEF considera 13 categorias relevantes no total de 13 categorias disponíveis (acima do valor médio);
- ⇒ O método ILCD considera 10 categorias relevantes no total de 13 categorias disponíveis (acima do valor médio);
- ⇒ O método ReCiPe considera 7 categorias relevantes no total de 17 categorias disponíveis (abaixo do valor médio);
- ⇒ O método IMPACT 2002+ considera 6 categorias relevantes no total de 15 categorias disponíveis (abaixo do valor médio);
- ⇒ O método EPS 2000 considera 2 categorias relevantes no total de 13 categorias disponíveis (abaixo do valor médio);
- ⇒ O método EDIP 2003 considera 13 categorias relevantes no total de 19 categorias disponíveis (acima do valor médio);
- ⇒ O método Eco-indicator 99 considera 4 categorias relevantes no total de 11 categorias disponíveis (abaixo do valor médio).

Consequentemente, criou-se a matriz LCIA-DSM, representada na Figura 59, a qual pode auxiliar os utilizadores na escolha do método LCIA mais adequado a uma determinada avaliação de processos alternativos, de acordo com dois critérios possíveis:

1. As classes abrangidas pelo método (*Resources, Human Health e/ou Ecological*), a partir da análise da frequência de ocorrência de cada uma das classes para cada método aplicado às dez alternativas que foram avaliadas no total;

2. O número de categorias consideradas relevantes comparativamente com o número total de categorias disponíveis pelo método, sendo que “Menos” categorias relevantes significa que o número de categorias consideradas relevantes por um dado método é inferior ao valor médio de categorias disponíveis por esse método. Por outro lado a marca “Mais” categorias relevantes significa que o número de categorias consideradas relevantes por um dado método é superior ao valor médio de categorias disponíveis por esse método.

Classes	R	<ul style="list-style-type: none"> • ReCiPe • IMPACT 2002+ • EPS 2000 • Eco-indicator 99 	<ul style="list-style-type: none"> • ILCD
	HH	<ul style="list-style-type: none"> • IMPACT 2002+ • EPS 2000 • Eco-indicator 99 	<ul style="list-style-type: none"> • PEF • ILCD • EDIP 2003
	E	<ul style="list-style-type: none"> • ReCiPe • IMPACT 2002+ 	<ul style="list-style-type: none"> • PEF • ILCD • EDIP 2003
		Menos	Mais

Figura 59 – Matriz LCIA-DSM.

6. Conclusões e Trabalho Futuro

Nas últimas décadas, devido a um maior conhecimento sobre os riscos associados aos impactos ambientais resultantes de uma parte ou do ciclo de vida completo de um produto, várias entidades têm demonstrado um esforço cada vez maior para que a sustentabilidade requerida seja assegurada. Consequentemente, a comunidade científica tem desenvolvido inúmeras ferramentas que permitem a quantificação e a avaliação desses impactos, como os métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (*Life Cycle Impact Assessment* – LCIA). No entanto, esta proliferação de métodos dificulta a tomada de decisão, uma vez que os resultados dos diferentes métodos não são consensuais, como também se constata neste trabalho, tornando a sua comparação difícil e pouco credível. Esta dissertação pretende, assim, contribuir para a redução da incerteza na utilização dos métodos LCIA, através da comparação da aplicação de alguns destes no estudo de casos com processos químicos alternativos, e utilizando o *software* SimaPro.

Uma das soluções apresentadas para o problema em questão foi anunciada pela Comissão Europeia, em 2013. Trata-se de uma metodologia que pretende, então, estabelecer o consenso, abrangendo alguns métodos e normas recomendados, e sendo designada por *Product Environmental Footprint* (PEF). Assim, o estudo e a quantificação dos impactos ambientais das categorias deste novo método foram também considerados objetivos desta dissertação. Propõe-se, no futuro, a aplicação deste método com alguns passos recomendados pelo mesmo que não foram abordados na metodologia proposta no presente documento, como a inclusão de PEFCRs, ou da avaliação da qualidade dos dados de inventário.

Através da Revisão da Literatura efetuada, foi possível compreender a temática da Avaliação do Ciclo de Vida, bem como a abordagem seguida pelos vários métodos selecionados para a análise dos resultados. De seguida, procedeu-se à investigação proposta, para a qual foi necessária a execução de várias etapas. Primeiro, realizou-se a recolha dos casos a estudar, que apresentassem todos os dados requeridos para a condução de uma avaliação de impactos ambientais. Deste modo, foram selecionados os seguintes cinco casos: Recuperação do Clorofórmio, Produção de Carbonato de Cálcio Precipitado, Produção de Biodiesel, Remoção de Nitratos, e Produção de Tolueno. Seguidamente, foi possível implementar estes casos no *software* SimaPro, tendo sido obtidos os resultados para cada um dos sete métodos LCIA escolhidos: Eco-indicator 99, EPS 2000, IMPACT 2002+, EDIP 2003, ReCiPe, ILCD 2011 Midpoint, e Product Environmental Footprint (PEF). A partir destes resultados, foram efetuadas várias análises, tendo-se concluído o seguinte:

- Em certos casos, não se verificou um consenso entre os vários métodos, relativamente à escolha da alternativa considerada mais sustentável. Isto é, a avaliação dos impactos ambientais pode ter conclusões diferentes, sendo a decisão influenciada consoante o método adotado, o que pode ser problemático;
- Dependendo do caso, os métodos demonstraram exigências diferentes sobre a melhoria considerada de uma alternativa em relação à outra, embora geralmente o método PEF seja

considerado o método mais exigente. Sugere-se, futuramente, uma análise mais profunda que permita aferir como a exigência de cada método está determinada;

- O número de categorias de impacto relevantes nem sempre é o mesmo, sendo maior para uns métodos e menor para outros. Quando o número é menor, verifica-se uma maior concentração de várias alternativas nas mesmas categorias de impacto;
- Alguns métodos apresentam categorias relevantes comuns a outros métodos, acontecendo o mesmo quando se analisam os grupos de categorias relevantes;
- Comparando todos os métodos no mesmo caso, por vezes, alguns métodos apresentam as mesmas categorias relevantes em ambas as alternativas, enquanto outros métodos apresentam categorias diferentes. Propõe-se, assim, como trabalho futuro, um estudo que explique o motivo para que tal aconteça;
- Materiais com propriedades físicas e químicas semelhantes apresentam as mesmas contribuições para as classes consideradas, apesar de alguns métodos demonstrarem uma maior sensibilidade relativamente às diferenças apresentadas pelas alternativas;
- Através da realização de algumas análises de sensibilidade, concluiu-se que as mesmas alterações provocam impactos diferentes nas três classes de categorias existentes, de acordo com o método utilizado;
- Os fatores de normalização influenciam os pesos atribuídos a cada classe considerada, e conseqüentemente, a relevância das categorias de impacto, dificultando a avaliação dos impactos ambientais. Esta influência dos fatores de normalização pode ser verificada através da aplicação da nova metodologia TOP-NORM, a qual também confirma a nomeação das categorias mais relevantes, indicada pela análise de Pareto;
- Deve-se ter em atenção o significado verdadeiro de cada categoria de impacto, principalmente quando se comparam categorias que aparentam semelhanças nos nomes definidos pelos diferentes métodos.

No final, foi possível ainda desenvolver uma nova matriz, LCIA-DSM, na qual os métodos estão dispostos de acordo com o número de categorias relevantes e a abrangência das classes dessas categorias.

Esta dissertação revela, assim, que os métodos LCIA são ferramentas úteis que auxiliam os utilizadores na quantificação dos impactos ambientais. Esta tarefa pode ser simplificada através da aplicação dos métodos num *software* especializado, como o *software* SimaPro. Tendo esta aplicação a facilidade de conter os vários métodos mais usuais neste tipo de análises, ainda se imagina um longo caminho até à existência de uma avaliação consensual, sendo aqui dados alguns contributos à comunidade científica. Deve-se referir, ainda, que a quantificação dos impactos ambientais através deste tipo de ferramentas não deverá ser o único elemento numa tomada de decisão, devendo ser analisados também outros critérios, como a geografia, os recursos disponíveis e critérios sociais (por exemplo, a segurança e o emprego), entre outros.

Referências Bibliográficas

- ADEME, 2011. General principles for an environmental communication on mass market products BPX 30-323-0.
- Audenaert, A., De Cleyn, S.H., Buyle, M., 2012. LCA of low-energy flats using the Eco-indicator 99 method: impact of insulation materials. *Energy and Buildings* 47, 68-73.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E., Pant, R., 2014. Normalisation Method and Data for Environmental Footprints. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Carvalho, A., Matos, H.A., Gani, R., 2013. SustainPro – a tool for systematic process analysis, generation and evaluation of sustainable design alternatives. *Computers & Chemical Engineering* 50, 8-27.
- Carvalho, A., Mimoso, A.F., Mendes, A.N., Matos, H.A., 2014. From a literature review to a framework for environmental process impact assessment index. *Journal of Cleaner Production* 64, 36-62.
- Chiueh P.T., Lee Y.-H., Su, C.-Y., Lo, S.-L., 2011. Assessing the environmental impact of five Pd-based catalytic technologies in removing of nitrates. *Journal of Hazardous Materials* 192, 837-845.
- Cristóbal, J., Matos, C.T., Aurambout J.-P., Manfredi, S., Kavalov, B., 2016. Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains. *Biomass and Bioenergy*, 1-13.
- Djomo, S. N., Humbert, S., Blumberga, D., 2008. Life cycle assessment of hydrogen produced from potato steam peels. *International Journal of Hydrogen Energy* 33 (12), 3067–3072.
- Durlinger, B., Reinders, A., Toxopeus, M., 2012. A comparative life cycle analysis of low power PV lighting products for rural areas in South East Asia. *Renewable Energy* 41, 96-104.
- European Commission, 2010. Making Sustainable Consumption and Production a Reality.
- European Commission – Joint Research Centre, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.
- European Commission, 2013. Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Official Journal of the European Union.
- Farrell, S., Cavanagh, E., 2014. An introduction to life cycle assessment with hands-on experiments for biodiesel production and use. *Education for Chemical Engineers* 9, e67-e76.

- Furtado, J., 2014. Comparação de Métodos e Ferramentas de Análise de Impacto de Ciclo de Vida, aplicados a processos químicos alternativos. Master Thesis in Industrial Engineering and Management, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa.
- Finkbeiner, M., 2014. Product environmental footprint – breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? *Int. J. LCA* 19, 226-271.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N., 2008. The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies no. 0906. Federal Office for the Environment (FOEN), Bern, 188.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischer, R., Hellweg, S., Humbert, S., Kollner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf.
- Global Footprint Network, 2009. Ecological footprint standards 2009. Disponível em: http://www.footprintnetwork.org/images/uploads/Ecological_Footprint_Standards_2009.pdf. Consultado em 2 de maio de 2016.
- Goedkoop, M., Spriensma, R., 2001. The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, third ed. PRé Consultants b. v., The Netherlands.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008. A Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level, first ed. PRé Consultants, CML, RUN, RIVM, The Netherlands.
- Hauschild, M., Potting, J., 2005. Spatial Differentiation in Life Cycle Assessment – the EDIP2003 Methodology. Danish Ministry of the Environment – Environmental Protection Agency, Denmark.
- Humbert, S., 2009. Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, California, USA.
- Humbert, S., Margni, M., Charles, R., Salazar, O.M., Quiros, A.L., Jolliet, O., 2007. Toxicity assessment of the main pesticides used in Costa Rica. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118 (1-4), 183-190.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007. IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007.
- ISO 14040, 2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

- ISO 14044, 2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.
- ISO/TS 14067, 2013. Greenhouse gases-carbon footprint of products – requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *Int. J. LCA* 8, 324-330.
- Mattila, H.-P., Hudd H., Zevenhoven R., 2014. Cradle-to-grave life cycle assessment of precipitated calcium carbonate production from steel converter slag. *Journal of Cleaner Production* 84, 611-618.
- Milà i Canals, L., Romanyà, J., Cowell, S.J., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of ‘fertile land’ in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* 15, 1426-1440.
- Mimoso, A.F., Carvalho, A., Mendes, A.N., Matos, H.A., 2015. Roadmap for Environmental Impact Retrofit in chemical processes through the application of Life Cycle Assessment methods. *Journal of Cleaner Production* 90, 128-141.
- Myllyviita, T., Holma, A., Antikainen, R., Lähtinen, K., Leskinen, P., 2012. Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). *Journal of Cleaner Production* 29–30 (0), 238–245.
- Laurent, A., Lautier, A., Rosenbaum, R.K., Olsen, S.I., Hauschild, M.Z., 2011. Normalization in EDIP97 and EDIP2003: updated European inventory for 2004 and guidance towards a consistent use in practice. *Int. J. LCA* 16 (8), 728-738.
- PAS 2050, 2011. Specifications for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.
- Pennington D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G., 2004. Life cycle assessment Part 2: current impact assessment practice. *Environment International* 30 (5), 721-739.
- Pinheiro, M.D., 2014. Lectures. *Impactes Ambientais*, MEGI, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa.
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., Thomsen, M., 2011. Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA).

- Journal of Cleaner Production 19 (6-7), 646-656.
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni, M., Jolliet, O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 477-486.
- PRé, 2015. SimaPro Database manual.
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Köhler A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7), 532-546.
- Salomone, R., Ioppolo, G., 2012. Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production* 28, 88-100.
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P., 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6), 403-416.
- Sleeswijk, A.W., van Oers, L.F., Guinée, J.B., Huijbregts, M.A.J., 2007. Normalization in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Sci. Total Environ.* 390 (1), 227-240.
- Steen, B., 1999. A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000-General System Characteristics. CPM, Sweden.
- Stripple, H., Westman, R., Holm, D., 2008. Development and environmental improvements of plastics for hydrophilic catheters in medical care: an environmental evaluation. *Journal of Cleaner Production* 16 (16), 1764-1776.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., Huijbregts, M.A.J., 2009. Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop et al. (2009).
- The Gallup Organisation, 2009. Europeans' Attitudes towards the Issue of Sustainable Consumption and Production. Analytical report.
- UNEP, 2008. Desalination Resource and Guidance Manual for Environmental Impact Assessments. United Nations Environment Programme, Regional Office for West Asia, Manama, and World Health Organization, Regional Office for the Eastern Mediterranean, Cairo.

- van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J.B., Huppes, G., 2002. Abiotic Resource Depletion in LCA. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water, Amsterdam.
- van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D., 2008. European characterisation factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* 42, 441-453.
- Vorage, T., Bosch, H., 2013. The environmental effects of type 4 compressed natural gas tanks with Akulon fuel lock liners for transport applications. In: *Life Cycle Metrics for Chemical Products*, 2014.
- World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), 2014. *Life Cycle Metrics for Chemical Products*.
- World Meteorological Organization (WMO), 1999. *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 44*. ISBN 92-807-1722-7. Geneva.
- World Resources Institute (WRI), World Business Council for Sustainable Development, 2011. *Product life cycle accounting and reporting standard. Greenhouse Gas Protocol*. WRI, US, 144.

Anexos

Anexo A – Categorias de impacto consideradas para cada método

Tabela A. 1 - Categorias de impacto consideradas pelo método Eco-indicator 99 e respetivos indicadores, segundo o software SimaPro.

Categoria de impacto	Indicador da categoria de impacto
<i>Carcinogens</i>	DALY
<i>Respiratory organics</i>	DALY
<i>Respiratory inorganics</i>	DALY
<i>Climate change</i>	DALY
<i>Radiation</i>	DALY
<i>Ozone layer</i>	DALY
<i>Ecotoxicity</i>	PAF*m ² *Ano
<i>Acidification / Eutrophication</i>	PDF*m ² *Ano
<i>Land use</i>	PDF*m ² *Ano
<i>Minerals</i>	MJ surplus
<i>Fossil fuels</i>	MJ surplus

Notas: DALY = *Disability adjusted Life years*; PAF = *Potentially Affected Fraction*; PDF = *Potentially Disappeared Fraction*.

Tabela A. 2 - Categorias de impacto consideradas pelo método EPS 2000 e respetivos indicadores, segundo o software SimaPro.

Categoria de impacto	Indicador da categoria de impacto
<i>Life expectancy</i>	Pessoa*Ano
<i>Severe morbidity</i>	Pessoa*Ano
<i>Morbidity</i>	Pessoa*Ano
<i>Severe nuisance</i>	Pessoa*Ano
<i>Nuisance</i>	Pessoa*Ano
<i>Crop growth capacity</i>	kg
<i>Wood growth capacity</i>	kg
<i>Fish and meat production</i>	kg
<i>Soil acidification</i>	H+ eq
<i>Production capacity of irrigation water</i>	kg
<i>Production capacity of drinking water</i>	kg
<i>Depletion of reserves</i>	ELU
<i>Species extinction</i>	NEX

Nota: ELU = *Environmental Load Unit*; NEX = *Normalized Extinction of species*.

Tabela A. 3 - Categorias de impacto consideradas pelo método IMPACT 2002+ e respetivos indicadores, segundo o software SimaPro.

Categoria de impacto	Indicador da categoria de impacto
<i>Carcinogens</i>	kg C ₂ H ₃ Cl eq
<i>Non-carcinogens</i>	kg C ₂ H ₃ Cl eq
<i>Respiratory inorganics</i>	kg PM2.5 eq
<i>Ionising radiation</i>	Bq C-14 eq
<i>Ozone layer depletion</i>	kg CFC-11 eq
<i>Respiratory organics</i>	kg C ₂ H ₄ eq
<i>Aquatic ecotoxicity</i>	kg TEG água
<i>Terrestrial ecotoxicity</i>	kg TEG solo
<i>Terrestrial acid/nutri</i>	kg SO ₂ eq
<i>Land occupation</i>	m ² org.arable
<i>Aquatic acidification</i>	kg SO ₂ eq
<i>Aquatic eutrophication</i>	kg PO ₄ P-lim
<i>Global warming</i>	kg CO ₂ eq
<i>Non-renewable energy</i>	MJ primary
<i>Mineral extraction</i>	MJ surplus

Tabela A. 4 - Categorias de impacto consideradas pelo método EDIP 2003 e respectivos indicadores, segundo o software SimaPro.

Categoria de impacto	Indicador da categoria de impacto
<i>Global warming 100a</i>	kg CO ₂ eq
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq
<i>Ozone formation (vegetation)</i>	m ² *ppm*h
<i>Ozone formation (human)</i>	Pessoa*ppm*h
<i>Acidification</i>	m ²
<i>Terrestrial eutrophication</i>	m ²
<i>Aquatic eutrophication EP(N)</i>	kg N
<i>Aquatic eutrophication EP(P)</i>	kg P
<i>Human toxicity air</i>	Pessoa
<i>Human toxicity water</i>	m ³
<i>Human toxicity soil</i>	m ³
<i>Ecotoxicity water chronic</i>	m ³
<i>Ecotoxicity water acute</i>	m ³
<i>Ecotoxicity soil chronic</i>	m ³
<i>Hazardous waste</i>	kg
<i>Slags/ashes</i>	kg
<i>Bulk waste</i>	kg
<i>Radioactive waste</i>	kg
<i>Resources (all)</i>	PR2004

Tabela A. 5 - Categorias de impacto consideradas pelo método ReCiPe (*Endpoint*) e respectivos indicadores, segundo o software SimaPro.

Categoria de impacto	Indicador da categoria de impacto
<i>Climate change human health</i>	DALY
<i>Ozone depletion</i>	DALY
<i>Human toxicity</i>	DALY
<i>Photochemical oxidant formation</i>	DALY
<i>Particulate matter formation</i>	DALY
<i>Ionising radiation</i>	DALY
<i>Climate change ecosystems</i>	Espécies*Ano
<i>Terrestrial acidification</i>	Espécies*Ano
<i>Freshwater eutrophication</i>	Espécies*Ano
<i>Terrestrial ecotoxicity</i>	Espécies*Ano
<i>Freshwater ecotoxicity</i>	Espécies*Ano
<i>Marine ecotoxicity</i>	Espécies*Ano
<i>Agricultural land occupation</i>	Espécies*Ano
<i>Urban land occupation</i>	Espécies*Ano
<i>Natural land transformation</i>	Espécies*Ano
<i>Metal depletion</i>	\$
<i>Fossil depletion</i>	\$

Tabela A. 6 - Categorias de impacto consideradas pelo método ILCD 2011 Midpoint e respetivos métodos de caracterização, indicadores, classificações, e métodos utilizados no software para a aplicação do método PEF (European Commission, 2011).

Categoria de impacto	Método de caracterização	Fonte bibliográfica	Indicador da categoria de impacto	Classificação	Método implementado no software SimaPro, para a aplicação do método PEF
<i>Climate change</i>	Método Bern – <i>Global Warming Potentials</i> (GWP) ao longo de um horizonte temporal de 100 anos.	Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007	kg CO ₂ eq.	I	IPCC 2007 GWP 100a V1.02
<i>Photochemical ozone formation</i>	Método LOTOS-EUROS	Van Zelm et al. 2008, como aplicado no método ReCiPe	kg NMVOC (<i>Non-Methane Volatile Organic Compounds</i>) eq.	II	ReCiPe Midpoint (H) V1.08 / Europe ReCiPe H
<i>Acidification</i>	Método <i>Accumulated Exceedance</i>	Seppala et al., 2006; Posch et al., 2008	mol H+ eq.	II	ILCD 2011 Midpoint V1.02
<i>Resource depletion – mineral, fossil & renewable</i>	Método CML 2002	van Oers et al., 2002	kg antimónio (Sb) eq.	II	ILCD 2011 Midpoint V1.02
<i>Eutrophication - aquatic (freshwater)</i>	Método EUTREND	Struijs et al., 2009, como implementado no método ReCiPe	kg P eq.	II	ReCiPe Midpoint (H) V1.08 / Europe ReCiPe H
<i>Eutrophication - aquatic (marine)</i>	Método EUTREND	Struijs et al., 2009, como implementado no método ReCiPe	kg N eq.	II	ReCiPe Midpoint (H) V1.08 / Europe ReCiPe H
<i>Human toxicity, cancer effects</i>	Método USEtox	Rosenbaum et al., 2008	CTUh (<i>Comparative Toxic Unit for humans</i>)	II / III	USEtox (sensitivity) V1.02 / Europe 2004

Tabela A. 6 – (continuação).

Categoria de impacto	Método de caracterização	Fonte bibliográfica	Indicador da categoria de impacto	Classificação	Método implementado no software SimaPro, para a aplicação do método PEF
<i>Human toxicity, non-cancer effects</i>	Método USEtox	Rosenbaum et al., 2008	CTUh (<i>Comparative Toxic Unit for humans</i>)	II / III	USEtox (sensitivity) V1.02 / Europe 2004
<i>Ecotoxicity for aquatic fresh water</i>	Método USEtox	Rosenbaum et al., 2008	CTUe (<i>Comparative Toxic Unit for ecosystems</i>)	II / III	USEtox (sensitivity) V1.02 / Europe 2004
<i>Particulate matter</i>	Método Riskpoll	Humbert, 2009	kg PM _{2.5} (<i>Particulate Matter with a diameter of 2,5µm or less</i>) eq.	I	ILCD 2011 Midpoint V1.02
<i>Land use (land transformation)</i>	Método Soil Organic Matter (SOM)	Milà i Canals et al., 2007	kg (<i>deficit</i>)	III	ILCD 2011 Midpoint V1.02
<i>Ozone depletion</i>	Método EDIP baseado em ODPs de World Meteorological Organization (WMO) ao longo de um horizonte temporal infinito.	World Meteorological Organization, 1999	kg CFC-11 (triclorofluormetano) eq.	I	EDIP 2003 V1.04 / Default
<i>Resource depletion - water</i>	Método Ecoscarcity	Frischknecht et al., 2008	m ³ eq.	III	Pfister et al. 2009 (Water Scarcity) V1.00

Anexo B – Fatores de normalização recomendados para os métodos ILCD e PEF

Tabela B. 1 – Fatores de normalização recomendados para os métodos ILCD e PEF, de acordo com a categoria de impacto considerada (Benini et al., 2014).

Categoria de impacto	Fator de normalização (unidade de caracterização/(pessoa*ano))
<i>Climate change</i>	9220
<i>Photochemical ozone formation</i>	31,7
<i>Acidification</i>	47,3
<i>Resource depletion – mineral, fossil & renewable</i>	0,101
<i>Eutrophication - aquatic (freshwater)</i>	1,48
<i>Eutrophication - aquatic (marine)</i>	16,9
<i>Human toxicity, cancer effects</i>	3,69E-05
<i>Human toxicity, non-cancer effects</i>	5,33E-04
<i>Ecotoxicity for aquatic fresh water</i>	8740
<i>Particulate matter</i>	3,8
<i>Land use (land transformation)</i>	7,48E+04
<i>Ozone depletion</i>	0,0216
<i>Resource depletion - water</i>	81,4

Anexo C – Figuras de apoio a 5.2.4. Análise das categorias de impacto relevantes, por estudo de caso

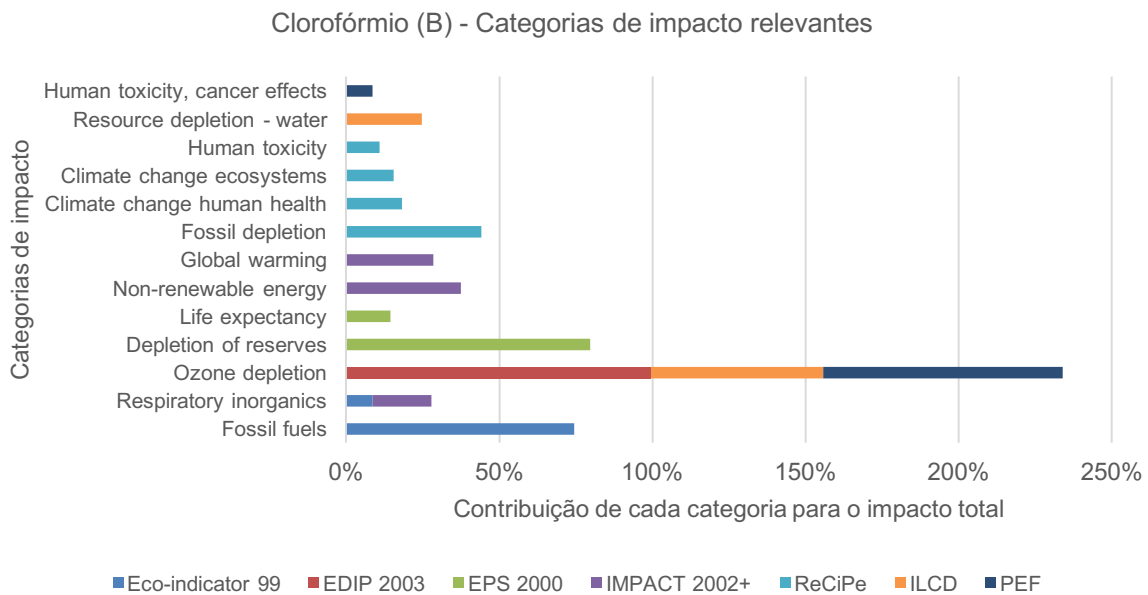


Figura C. 1 – Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – MPE.

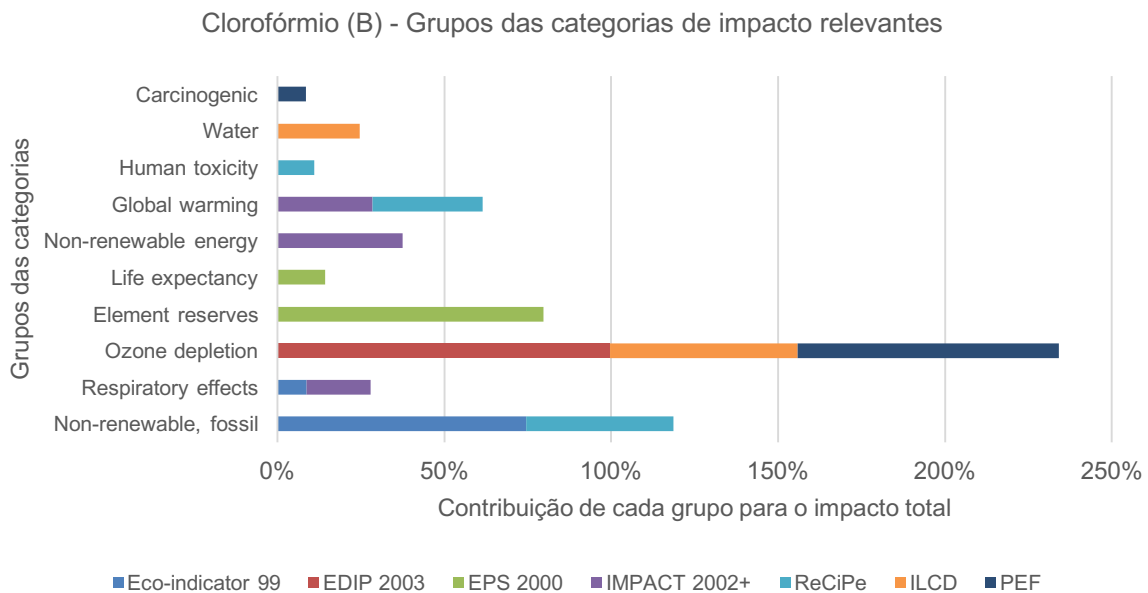


Figura C. 2 – Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Clorofórmio – MPE.

Nitratos (B) - Categorias de impacto relevantes

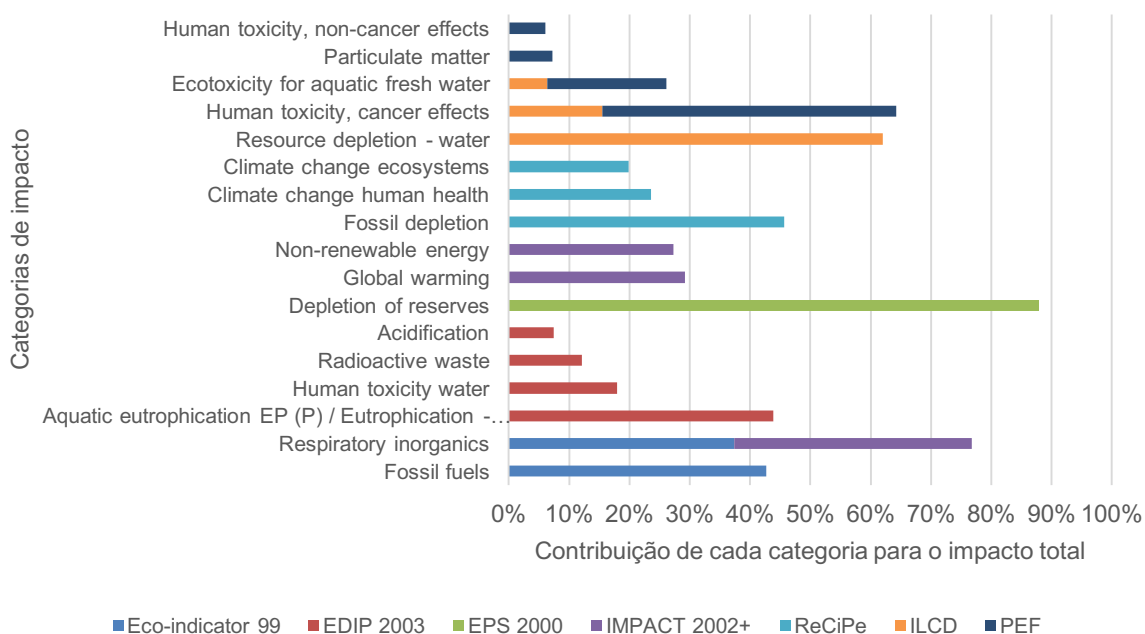


Figura C. 3 - Categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd-Cu/FeO.

Nitratos (B) - Grupos das categorias de impacto relevantes

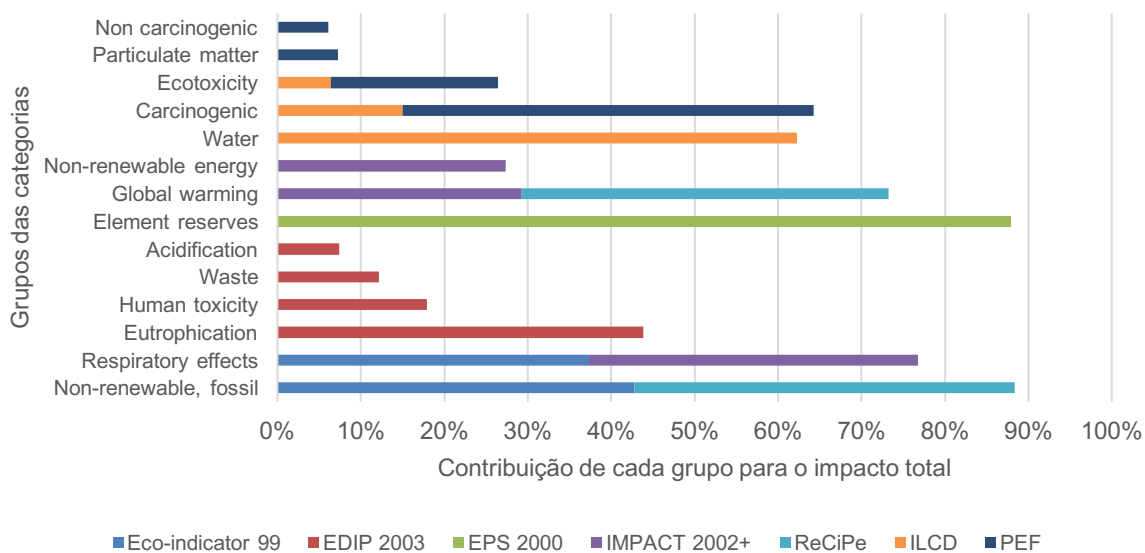


Figura C. 4 - Grupos das categorias de impacto mais relevantes de acordo com o método utilizado, relativamente à alternativa Nitratos – Pd-Cu/FeO.

Anexo D – Figura de apoio a 5.3. Passo 4: Desenvolvimento da nova metodologia TOP-NORM

Tabela D. 1 - Fatores de ponderação para o método Eco-indicator 99.

Categorias de Impacto	Fatores de Ponderação
<i>Carcinogens</i>	300
<i>Respiratory organics</i>	300
<i>Respiratory inorganics</i>	300
<i>Climate change</i>	300
<i>Radiation</i>	300
<i>Ozone layer</i>	300
<i>Ecotoxicity</i>	400
<i>Acidification/ Eutrophication</i>	400
<i>Land use</i>	400
<i>Minerals</i>	300
<i>Fossil fuels</i>	300