UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
INSTUTO DE MACROMOLÉCULAS ELOISA MANO – IMA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DOS POLÍMEROS

THIAGO SANTIAGO GOMES

AVALIAÇÃO AMBIENTAL E EXERGÉTICA DA DESTINAÇÃO DO PET PÓS-CONSUMO

Rio de Janeiro
2019

THIAGO SANTIAGO GOMES

AVALIAÇÃO AMBIENTAL E EXERGÉTICA DA DESTINAÇÃO DO PET PÓS-CONSUMO

Tese apresentada ao programa de Ciência e Tecnologia de Polímeros do Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como requisito para a obtenção do grau de Doutor em Ciências, em Ciência e Tecnologia de Polímeros.

Orientadora: Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco
Coorientadora: Leila Lea Yuan Visconte

Rio de Janeiro
2019

CIP - Catalogação na Publicação

G633a

Gomes, Thiago Santiago
Avaliação ambiental e exergética da destinação do PET pós-consumo / Thiago Santiago Gomes. -- Rio de Janeiro, 2019.
167 f.

Orientador: Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco.
Coorientador: Leila Lea Yuan Visconte.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Polímeros, 2019.

1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2. Avaliação Exergética. 3. PET pós-consumo. 4. Reciclagem. 5. Bottle-to-bottle. I. Pacheco, Elen Beatriz Acordi Vasques, orient. II. Visconte, Leila Lea Yuan, coorient. III. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob a responsabilidade de Miguel Romeu Amorim Neto - CRB-7/6283.

THIAGO SANTIAGO GOMES

AVALIAÇÃO AMBIENTAL E EXERGÉTICA DA DESTINAÇÃO DO PET PÓS CONSUMO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Polímeros do Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências, em Ciência e Tecnologia de Polímeros.

Aprovada em: 16 de maio de 2019

Professora Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, DSc.
Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano – IMA/UFRJ
Orientadora

Professora Leila Lea Yuan Visconte, DSc.
Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano – IMA/UFRJ
Orientadora

Professor Fernando Gomes de Souza Junior, DSc.
Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano – IMA/UFRJ

Professora Luciana Spinelli Ferreira, DSc
Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano – IMA/UFRJ

Professora Alessandra da Rocha Duailibe Monteiro, DSc
Departamento de Engenharia Química – UFF/UFRJ

Professora Bettina Susanne Hoffmann, DSc
Escola de Química – EQ/UFRJ

Dedico aos meus pais João e Beatriz, a minha esposa Thaís, ao Max, e meus familiares e amigos por todo o amor e apoio dedicados a mim.

AGRADECIMENTOS

❖ Aos meus pais João e Beatriz, pelo incentivo, apoio, dedicação e amor desde sempre e para sempre. Obrigada por tudo que sou. Esse título também é mérito de vocês.

❖ À Thaís, minha esposa, minha melhor amiga, companheira e confidente, que me escutou, me apoiou e me fez acreditar em mim mesmo. Obrigada pelos momentos de alegria e cumplicidade, por todo o apoio, paciência, compreensão, companheirismo e dedicação a mim.

❖ Ao meu irmão Bruno por todo o carinho, força e amizade.

❖ As minhas tias Iolanda e Eliane por toda força, apoio e aconselhamento.

❖ Aos meus sogros, Valter e Graça por todo amor e apoio dedicados.

❖ Aos meus familiares e em especial aos meus avós, que não tiveram tempo de participar da vitória mas sempre me estimularam para buscar o sonhado título de doutor.

❖ À minha querida orientadora Professora Doutora Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, agradeço por sua orientação, disponibilidade, ensinamentos, paciência, apoio e amizade.

❖ À Professora Leila L. Y. Visconte pelos conselhos, disponibilidade, dedicação, amizade e ajuda durante esses anos.

❖ Aos professores Fernando, Luciana, Alessandra e Bettina por gentilmente aceitarem o convite para participar da banca e, dessa forma, contribuir com o trabalho realizado.

❖ I would like to thank Prof. Lydia Stougie, for the guidance and to responded to my queries so promptly throughout my time as her exergy student.

❖ Aos meus grandes amigos Lys, Elvis, Rodrigo, Vivi, Julio, Claudia, Camila que de alguma forma, fizeram parte da minha caminhada até aqui.

❖ Aos meus companheiros da UFRJ que de alguma forma tenham colaborado comigo ou com o meu trabalho.

❖ I would like to thank my friends and colleagues from TU Delft for helping me through one of the greatest challenges of my life.

❖ Ao meu maravilhoso grupo de trabalho dos laboratórios NERDES.

❖ A quem na minha limitação de memória eu não mencionei nominalmente, mas que de alguma maneira me ajudou neste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

❖ Ao CNPq e à CAPES, por fomentarem financeiramente este trabalho.

❖ Ao Erasmus Smart+ por suportar financeiramente parte da pesquisa desenvolvida nessa tese.

“Scientific truth does not triumph by convincing its opponents and making them see the light, but rather because its opponents eventually die and a new generation grows up that is familiar with it”.

Max Planck

RESUMO

A destinação do PET pós-consumo é um desafio à nossa sociedade, considerando que a metade desse material ainda é destinado ao aterro sanitário. Dentre as principais alternativas, as que se destacam no Brasil são a reciclagem para produção de fibra têxtil (B2F) e a reciclagem para a produção de novas garrafas plásticas para contato com alimento (B2B). A reciclagem energética (WTE) é uma alternativa amplamente utilizada na Europa e que também deve ser estudada, pois tem possibilidade de aplicação no Brasil. Essa Tese avaliou essas tecnologias para o PET pós-consumo sob a perspectiva ambiental, utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), e a perspectiva termodinâmica, utilizando a Avaliação Exergética (AE). Essas ferramentas também foram aplicadas para avaliar o quanto seus resultados poderiam ser equivalentes. Como principais resultados do ACV, destacam-se que as alternativas de reciclagem, principalmente a do tipo B2B, apresentaram os menores impactos ambientais. O pior desempenho ambiental ficou para o WTE e a destinação para aterro, sendo eles 30% e 20% piores, respectivamente que o desempenho ambiental do B2B. A análise de exergia mostrou resultado diferente daquele encontrado por ACV, apontando certa vantagem termodinâmica à destinação ao aterro, pois não necessita de muitos recursos para sua aplicação. Contudo, cabe destacar que a primeira vida útil do material não foi contabilizada por isso, o valor exergético da embalagem de PET não foi contabilizada. Comparando-se as duas ferramentas, a AE mostra maior dificuldade na avaliação de sistemas com produtos finais distintos, como no caso das reciclagens B2F que produz fibra e a B2B que produz garrafas que foram comparadas com a disposição em aterro ou com a conversão em energia. Os resultados de exergia para os dois sistemas de reciclagem mecânica apresentaram correlação. Conclui-se que processos que apresentam produtos físicos podem ser comparáveis entre si; e aqueles que convertem matéria em energia não devem ser comparados com os que apresentam como produto final matéria. O sistema de reciclagem B2B se mostrou mais eficiente tanto do ponto de vista ambiental quanto do ponto de vista termodinâmico.

Palavras-chave: Poli(tereftalato de etileno), PET, Avaliação do Ciclo de Vida, Análise Exergética, Reciclagem, Reciclagem Energética.

ABSTRACT

The post-consumer PET disposal is a challenge in our society, considering that most of the material is still deposited in landfills. In Brazil the main alternatives for PET destination are the recycling for fiber production (B2F) and the recycling for the production of new plastic bottles for contact with food (B2B). Energy recycling (WTE) is a widely used alternative in Europe and should also be considered as far as it presents possibility of application in Brazil. This Thesis evaluated these technologies for post-consumer PET from an environmental perspective, using Life Cycle Assessment (LCA), and from a thermodynamic perspective, using an Exergetic Assessment (EA). These tools have also been applied to assess their correlation. As a result of the LCA, we highlight the recycling alternatives, mainly B2B, which presented the most efficient environmental measurements. The worst environmental performance was presented by the WTE and the landfill destination, being 30% and 20% worse respectively, when compared with B2B. Differently from LCA, the exergy analysis showed that the landfill was more thermodynamically promising, since it did not require resources for its application. Comparing the tools, EA was found to be more difficult for evaluation of systems that present different purposes, as in the case of B2F and B2B that have been compared to a landfill or energy conversion. The exergy results for both recycling systems were strongly correlated. So, in the case of post-consumer PET, it can be concluded that processes leading to similar purposes can be compared with each other; and those that converts matter into energy should not be compared with those for which the final product is matter. The B2B recycling system is more efficient from the environmental and thermodynamic point of view.
Keywords: Poly(ethylene terephthalate), Life Cycle Assessment, Exergetic Assessment, Recycling, Waste-to-Energy.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Principais mercados para o rPET no Brasil **23**

Figura 2 Etapas do processode beneficiamento tradicional do PET **26**

Figura 3 Fronteiras do Estudo **71**

Figura 4 Primeira etapa do processo de reciclagem das garrafas de PET pós-consumo.....**73**

Figura 5 Moldagem dos *flakes* de PET em fibras de poliéster recicladas **73**

Figura 6 Etapas do processo de reciclagem bottle-to bottle de PET sob a forma de flakes para obtenção do PET grau garrafa.....**76**

Figura 7 Desempenho ambiental, no nível de *midpoint,* para cada uma das categorias de impacto avaliadas pelo método ReCiPe**. 93**

Figura 8 Resultados das categorias deimpacto de Endpoint comparadas com TCExL**. 125**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Processos comerciais de B2B. 29

Tabela 2 Estudos de ACV com Alternativas de destino de embalagens PET pós-consumo de 2008 a 2017.....41

Tabela 3 Estudos de ACV que avaliaram alternativas ao material de embalagem PET verificadas em trabalhos científicos de 2009 a 2017.....48

Tabela 4 Dados da produção de fibra têxtil com PET pós-consumo. 74

Tabela 5 Dados da produção do grânulo reciclado por B2B.....75

Tabela 6 Informações sobre planta de incineração com recuperação de energia considerando a entrada de um kg de PET pós-consumo.....78

Tabela 7 Dados do cenário do PET pós-consumo sendo enviado para aterro.....79

Tabela 8 Dados secundários da PE International para a elaboração dos Inventários do Ciclo de Vida do estudo 83

Tabela 9 Resumo dos valores de abatimento exergético. 89

Tabela 10 Irradiação solar média.....90

Tabela 11 Resultado da Avalição de Impacto em nível de *midpoint pelo método ReCiPe*.....92

Tabela 12 Impactos quanto à Acidificação Terrestre em kg SO_{2eq} 94

Tabela 13 Impactos na Depleção de Água em m^3.....95

Tabela 14 Impactos na Depleção de Metais em kg Fe_{eq} 95

Tabela 15 Impactos na Depleção do Ozônio em kg CFC-11_{eq} 96

Tabela 16 Impactos na Depleção Fóssil em kg $petróleo_{eq}$.....97

Tabela 17 Impactos quanto à ecotoxicidade em água doce em kg 1,4-DB_{eq}.....98

Tabela 18 Impactos quanto à ecotoxicidade marinha em kg 1,4-DB_{eq} 99

Tabela 19 Impactos quanto à ecotoxicidade terrestre em kg 1,4-DB_{eq}.....100

Tabela 20 Impactos quanto a eutrofização em água doce em kg P_{eq}.....100

Tabela 21 Impactos quanto à eutrofização marinha em kg N_{eq} 101

Tabela 22 Impactos quanto a Formação de Foto-Oxidantes em kg 1,4-DB_{eq}.....**102**

Tabela 23 Impactos na formação de Material Particulado em kg $PM10_{eq}$ **103**

Tabela 24 Impacto nas Mudanças Climáticas em kg CO_{2eq}.....**104**

Tabela 25 Valores utilizados nos cálculos dos impactos na Ocupação de Área Agrícola em m^2a.....**104**

Tabela 26 Impactos quanto à radiação ionizante kg $U235_{eq}$.....**105**

Tabela 27 Impactos quanto à Toxicidade Humana em kg 1,4-DB_{eq} **106**

Tabela 28 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para Aterro, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe. **111**

Tabela 29 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para a reciclagem *bottle-to-bottle*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe. **112**

Tabela 30 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para a reciclagem *bottle-to-fiber*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe **112**

Tabela 31 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para *waste-to-energy*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe **114**

Tabela 32 Valores calculados de CExD em MJ **115**

Tabela 33 Valores calculados da exergia dos produtos para sistemas de destinação de PET pós-consumo em MJ. **116**

Tabela 34 Exergia das emissões e fluxos de resíduos para sistemas de destinação de PET pós-consumo em MJ **117**

Tabela 35 Valores calculados para perdas exergéticas internas em MJ. **118**

Tabela 36 Valores de abatimento exergético em MJ das emissões dos sistemas para a destinação de PET pós-consumo. **119**

Tabela 37 Cálculo da Perda exergética pelo uso da terra em MJ.....**121**

Tabela 38 Cálculo das perdas exergéticas cumulativas totais para os sistemas de destinação do PET pós-consumo em MJ.....**122**

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 54

Equação 2 55

Equação 3 56

Equação 4 56

Equação 5 57

Equação 6 57

Equação 7 58

Equação 8 59

Equação 9 59

Equação 10 60

Equação 11 60

Equação 12 85

Equação 13 85

Equação 14 86

Equação 15 86

Equação 16 90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

B2B - *Bottle-to-bottle*

B2F - *Bottle-to-fiber*

CEENE - *Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment* (Extração Exergética Cumulativa do Ambiente Natural)

CExC - *Cumulative Exergy Consumption* (Consumo Exergético Cumulativo)

CExD - *Cumulative Exergy Demand* (Demanda Exergética Cumulativa)

ELCA - *Exergy Life Cycle Assessment* (Avaliação Exergética do Ciclo de Vida)

EU15 - Austria, Bélgica, Dinamarca, Finalândia, França, Alemanha, Grécia, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Holanda, Portugal, Espanha, Suécia e Reino Unido

FDA - *Food and Drug Administration*

GWP - *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)

ICV - Inventário de Ciclo de Vida

INEA - Instituto Estadual do Ambiente

ISM - Irradiação Solar Média

LCC - *Life Cycle Cost* (Custo do Ciclo de Vida)

NERDES - Núcleo de Excelência em Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável

NIR - *Near Infrared* (Infravermelho próximo)

PET - Poli(tereftalato de etileno)

rPET - PET reciclado

TCExL - *Total Cumulative Exergy Loss* (Perda Exergética Cumulativa Total)

URE - Unidade de Reciclagem Energética

vPET - PET virgem

VI - Viscosidade Intrínseca

WTE - Waste-to-energy

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 19

2 OBJETIVOS 21

2.1 OBJETIVO GERAL 21

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 21

3 REVISÃO 21

3.1 RECICLAGEM DO PET 22

3.1.1 Beneficiamento do PET pós-consumo para a reciclagem 24

3.1.2 Processos de reciclagem bottle-to-bottle 26

3.2 ABORDAGENS DA ACV 32

3.3 ACV APLICADO AO PET 33

3.3.1 Alternativas para a destinação do PET 36

3.3.2 Materiais alternativos ao PET 42

3.3.3 Desafios da Avaliação do ciclo de vida do PET 49

3.4 EXERGIA E SUSTENTABILIDADE 53

3.4.1 Conceituando a Análise Exergética 54

3.4.2 Métodos exergéticos relacionados com sustentabilidade 61

4 MOTIVAÇÃO 68

5 METODOLOGIA 69

5.1 DADOS PRIMÁRIOS DAS TECNOLOGIAS PARA DESTINAÇÃO DO PET 70

5.1.1 Bottle-to-fiber 72

5.1.2 Bottle-to-bottle 74

5.1.3 Reciclagem Energética – Waste to Energy (WTE) 76

5.1.4 Aterro Sanitário 79

5.2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA 80

5.2.1 Objetivo 80

5.2.2 Público Alvo 80

5.2.3 Unidade funcional 80

5.2.4 Descrição do processo e produto 81

5.2.5 Sistema de produto e fronteira do sistema de produto 81

5.2.6 Programa de Avaliação do Ciclo de Vida 82

5.2.7 Dados secundários para a realização do ICV 82

5.2.8 Método de Avaliação de Impacto Ambiental 84
5.2.9 Cenários para Cálculo dos Impactos Ambientais 85
5.3 AVALIAÇÃO EXERGÉTICA..... 85
5.3.1 Perda de Exergia Interna 85
5.3.2 Cálculo de abatimento dos valores exergéticos..... 87
5.3.3 Cálculo da Perdas exergética causada pelo uso da terra..... 89
6 RESULTADO 91
6.1 AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL..... 91
6.1.1 Acidificação Terrestre..... 93
6.1.2 Depleção de Água 94
6.1.3 Depleção de Metais 95
6.1.4 Depleção do Ozônio..... 96
6.1.5 Depleção Fóssil 96
6.1.6 Ecotoxicidade em Água Doce 98
6.1.7 Ecotoxicidade Marinha 98
6.1.8 Ecotoxicidade Terrestre..... 99
6.1.9 Eutrofização em Água Doce 100
6.1.10 Eutrofização Marinha 101
6.1.11 Formação de Foto-Oxidantes..... 102
6.1.12 Formação de Material Particulado 102
6.1.13 Mudanças Climáticas 103
6.1.14 Ocupação de Área Agrícola..... 104
6.1.15 Radiação Ionizante 105
6.1.16 Toxicidade Humana..... 105
6.1.17 Considerações e outras categorias de impacto avaliadas no midpoint 106
6.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS NO ENDPOINT 109
6.3 PERDAS EXERGÉTICAS..... 115
6.3.1 Perdas Exergéticas Internas 115
6.3.2 Abatimento das Perdas Exergéticas..... 118
6.3.3 Perdas Exergéticas pelo Uso da Terra 120
6.3.4. Perdas Exergéticas Cumulativas Totais..... 121
6.4 RELAÇÃO ENTRE ACV E EXERGIA 122

7 CONCLUSÃO 125
8 PERSPECTIVAS 126
REFERÊNCIAS 128
ANEXO A 158
ANEXO B 161
ANEXO C 164

INTRODUÇÃO

Desde a Revolução Industrial, o planeta vem apresentando altas taxas de crescimento populacional e consumo elevado. Os últimos 20 anos são marcados por grandes avanços tecnológicos e forte pressão ambiental. Como exemplo desse avanço e mudança de comportamento social, destaca-se a introdução do conceito *one-way*, que teve no mercado de embalagens um dos setores que mais se adaptaram para fortalecer esse movimento, eliminando inclusive a necessidade de retornar esta embalagem ao ciclo produtivo devido ao baixo custo agregado de seu material (CIEGIS; RAMANAUSKIENE; MARTINKUS, 2009; SILVA, 2015).

Com o desenvolvimento da tecnologia de polímeros e a demanda por embalagens leves e de baixo custo, o consumo de material plástico no setor de embalagem se mostrou extremamente promissor. As embalagens de plástico vêm substituindo as de materiais tradicionais, como de metal e vidro, sendo hoje o maior mercado de aplicação (PLASTICS EUROPE, 2017). Porém, junto a essa expansão do setor, problemas relacionados ao curto tempo de uso desse material e, em muitos casos, ao descarte incorreto, gerou-se um passivo ambiental de grandes proporções, onde os plásticos representam 10% em massa de todo o resíduo sólido gerado (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012; JAMBECK et al., 2015).

Desses plásticos, destaca-se o poli (tereftalato de etileno) (PET). Com um consumo de 23,5 milhões de toneladas no ano de 2016 e uma capacidade de produção mundial estimada em 30,3 milhões de toneladas para o ano de 2017, o PET se popularizou rapidamente com a produção de garrafas de refrigerante descartáveis devido a sua durabilidade, alta resistência e elevada transparência. Porém, devido ao curto tempo de vida útil e o grande volume de produção dessas embalagens, surgiram novos desafios no gerenciamento de seu resíduo (PLASTIC INSIGHT, 2018; SHUKLA; HARAD; JAWALE, 2008; SINHA; PATEL; PATEL, 2010). Isso faz com que a preocupação ambiental dentro da sociedade também aumente, gerando um espaço cada vez maior às pesquisas por ferramentas e propostas que minimizem os impactos negativos gerados e que permitam a interação das relações complexas de produção, consumo e destinação (WILLIAMS, 2011). Dentre as técnicas que se destacam, duas foram utilizadas na presente Tese, que são a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e a Avaliação Exergética (AE). A ACV é uma ferramenta que pode ser usada não apenas para investigar a contribuição de cada

estágio do ciclo de vida para a carga ambiental total, mas também para permitir a identificação de pontos críticos e proporcionar oportunidades de melhoria e otimização de processos ou um estágio específico do ciclo de vida (EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016).

Já o uso da AE como ferramenta de estudos dos processos industriais, permite verificar o desempenho termodinâmico dos processos e a determinação da desintegração da qualidade energética durante a transferência e conversão de energia (KRALISCH; OTT; GERICKE, 2015; TABONE et al., 2010). A exergia num sistema termodinâmico é o trabalho útil teórico máximo que pode ser obtido quando o sistema é levado a um equilíbrio termodinâmico completo com o ambiente termodinâmico, enquanto o sistema interage apenas com esse ambiente. Essa relação é derivada da segunda lei da termodinâmica, que versa sobre as irreversibilidades associadas ao fluxo de energia e sua conversão. A análise exergética permite a avaliação do máximo de trabalho disponível, quali e quantitativamente, para uma avaliação crítica do desempenho termodinâmico de qualquer sistema de produção, considerando desde a concepção no projeto, simulação e avaliação de desempenho de sistemas (EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016; TSATSARONIS, 2007, 2008).

Alguns estudos sugerem a combinação da análise exergética e avaliação de ciclo de vida com aspecto ambiental (ALVARENGA et al., 2013; EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016; MOYA et al., 2013). Nesse tipo de análise, os autores tentaram resolver alguns problemas, como as escolhas e tomadas de decisões relacionados à fronteira do estudo, a busca por uma função com quantificação da qualidade de um fluxo (produto, resíduo ou poluente), a escolha do método utilizado na alocação de coprodutos e avaliação do impacto ambiental de um processo (ALVARENGA et al., 2013; EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016; MOYA et al., 2013).

O uso dessas duas metodologias, de maneira combinada, tem possibilidade de validação dos resultados. A análise da exergia é considerada um ótimo instrumento para quantificar o impacto ambiental relacionado ao esgotamento dos recursos naturais e sua implementação é claramente a mesma que a da ACV; no entanto, requer uma base de dados muito mais abrangente (TSATSARONIS, 2007). Além disso, ela é uma ferramenta universalmente aplicável para avaliar a eficiência

do processo, sendo uma outra maneira de investigar a sustentabilidade de sistemas diferentes (EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016).

Nesse sentido, foram utilizadas as ferramentas de avaliação do ciclo de vida e de avaliação exergética para buscar respostas quanto ao desempenho ambiental das formas de destinação do PET pós-consumo. Os cenários foram ajustados e baseados nos processos realizados no Brasil, avaliados pelo método Recipe (GOEDKOOP; HEIJUNGS; HUIJBREGTS, 2013) e o método das Perdas Exergéticas Cumulativas Totais (STOUGIE, 2014).

OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi aplicar as ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida e Exergia para verificar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento e destinação do PET pós-consumo, avaliando assim as principais tecnologias envolvidas nesses sistemas, incluindo a reciclagem do PET pós-consumo no Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivo específicos destacam-se:

i. Avaliar ambientalmente a reciclagem para a produção de novas garrafas, conhecida como *bottle-to-bottle* (B2B) e produção de fibra têxtil, conhecida como *bottle-to-fiber* (B2F) aplicado à realidade brasileira.

ii. Avaliar a reciclagem energética, ainda não realizada no Brasil.

iii. Correlacionar a Avaliação de Ciclo de Vida e Avaliação Eexergética.

REVISÃO

Neste tópico é apresentado um levantamento bibliográfico, mostrando as modalidades de tratamento e destinação do PET pós-consumo e pesquisas com diferentes sistemas de avaliação dos impactos ambientais e exergéticos. Buscou-se abordar nessa revisão os estudos que desenvolveram trabalhos utilizando uma dessas ferramentas aplicadas aos polímeros.

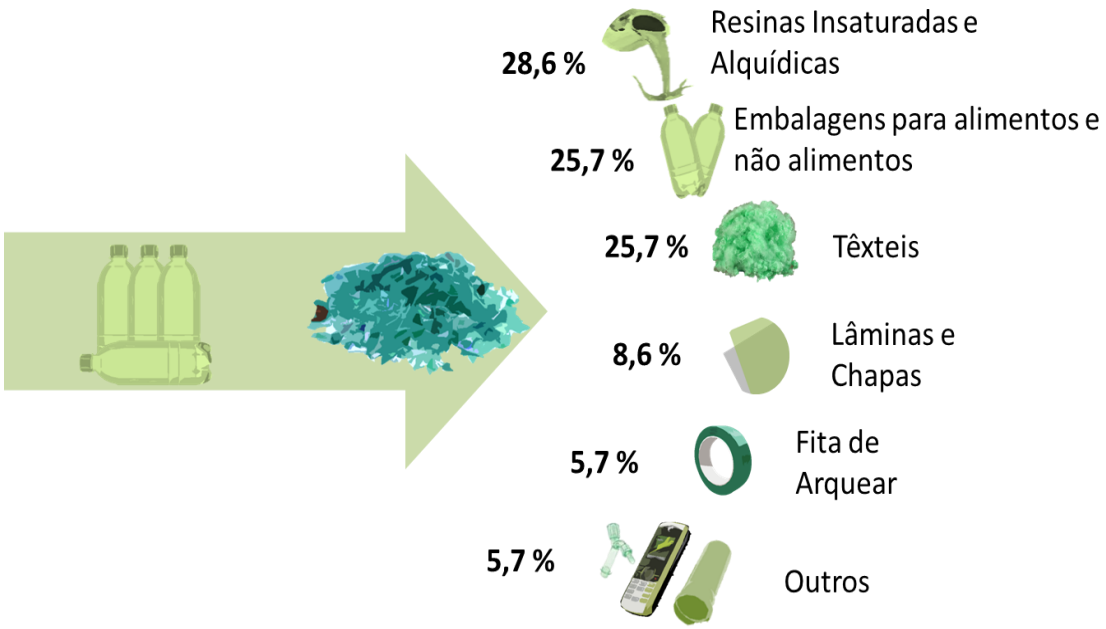
3.1 RECICLAGEM DO PET

O poli(tereftalato de etileno) (PET) é uma resina termoplástica derivada do petróleo, da família do poliéster. Foi desenvolvido pelos químicos ingleses Whinfield e Dickson, em 1941, para produção de fibras têxteis. Na década de 60 passou a ter aceitação para acondicionamento de alimentos. Já na década de 70, modificou o mercado de embalagens com sua aplicação em garrafas de bebidas. Estabeleceu-se no Brasil apenas em 1989 (FORMIGONI; CAMPOS, 2005). Com as aplicações em garrafas de bebidas carbonatadas, a produção da resina PET cresceu consideravelmente e o PET passou a ser um dos plásticos mais comumente reciclados (PLASTICS EUROPE, 2013).

Dentre os principais fatores que influenciariam no desenvolvimento do mercado de reciclagem de PET, está o fato deste plástico ser facilmente identificado e ser um plástico com excelentes propriedades, permitindo uma grande variedade de produtos. Com isso, melhorias nos processos de triagem e surgimento de novas tecnologias de reprocessamento são desenvolvidas, possibilitando a reciclagem de resinas com viscosidade intrínseca reduzida, melhorias nas redes de logística reversa e captação desse material (RAO, 2013).

Apesar do crescente aumento no interesse para a reciclagem e produção, a principal aplicação do PET reciclado (rPET) no Brasil é a produção de resinas insaturadas e alquídicas, obtidas através da reciclagem química. Em seguida, a reciclagem mecânica para a produção de fibras têxteis e embalagens de alimentos e não alimentos aparecem em segundo lugar como as mais utilizadas. Essas três alternativas de destinação representam 80% das aplicações do rPET. Os outros 20% são distribuídos entre fitas de arquear, tubos, lâminas, chapas entre outros ABIPET (2016). Os principais mercados do rPET no Brasil são apresentados na Erro! Fonte de referência não encontrada..

Figura 1 Principais mercados para o rPET no Brasil.



Fonte: ABIPET, 2016

Por muitos anos, a única maneira de utilização do PET reciclado (rPET) para a manufatura de produtos que entrariam em contato com alimentos era através de um certificado de não objeção de uma agência de regulação como o *European Food Safety Authority* (EFSA) ou *Food and Drug Administration* (FDA) do processo de tratamento de resíduos pós-consumo, aonde inicialmente parte da composição do produto era fabricado com rPET. Ou seja, o rPET seria misturado com o PET virgem (vPET) para produzir as embalagens que entrariam em contato com alimentos. Nos últimos anos, no entanto, com o avanço da tecnologia *bottle-to-bottle*, o uso de embalagens com 100% de resina rPET se fortaleceu. O mercado passou a ter fornecedores de resina rPET para produção de embalagens que entrariam em contato direto com alimentos, como as resinas Artenius Unique® e Artenius Elite® (RAO, 2013; WELLE, 2011).

Com esse avanço, o mercado global de reciclagem de PET estava estimado em 3 bilhões de dólares no ano de 2016, devendo crescer 8% ao ano, duplicando até 2020 (FORREST, 2016; WELLE, 2013). O mercado brasileiro também apresentava bons números até 2013, quando o país atingiu a marca de 331 mil toneladas de rPET. Porém, com a crise econômica, os últimos dados divulgados apresentavam uma queda de 18% para o mercado de reciclados em 2015 (ABIPET, 2016).

O primeiro processo para a produção de embalagens de alimentos com rPET recebeu a carta de não objeção pela FDA em 1994 (RAO, 2013). Não havendo na literatura alguma referência anterior a autorização desse tipo de rPET para contato com alimento no mundo (FORREST, 2016; RAO, 2013). Este processo foi desenvolvido pelas Indústrias Johnson Controls, que agora fazem parte da Amcor PET (anteriormente Schmalbach-Lubeca) (FORREST, 2016).

A partir dessa aprovação, a taxa de reciclagem de embalagens de PET nos Estados Unidos aumentou por 7 anos consecutivos, chegando a 29% do PET produzido nesse período (1994-2001) (FORREST, 2016). Atualmente há inúmeros sistemas de reciclagem comercialmente disponíveis para a produção de rPET para uso em contato com alimentos, sendo que alguns obtiveram maior entrada no mercado do que outros. Dentre as tecnologias, a que mais se destaca é a Vacurema, de propriedade da Erema. Atualmente ela é a líder do mercado global, com uma participação de 50% no mercado de rPET para contato direto com alimentos em todo mundo (FORREST, 2016; RAO, 2013). Nos EUA, das 779 mil toneladas de PET coletadas a cada ano, aproximadamente 150 mil toneladas são processadas usando a tecnologia Vacurema.

3.1.1 Beneficiamento do PET pós-consumo para a reciclagem

A reciclagem mecânica, realizada com o PET, consiste numa série de etapas ou processos com objetivo de triagem, limpeza e reprocessamento. A qualidade do produto resultante depende em grande parte da separação prévia dos diferentes materiais plásticos, conduzindo a ausência de impurezas, que podem incluir diferentes processos (ANDRÉS; AIMPLAS, 2010). As principais etapas serão abordadas nessa seção.

Triagem

A triagem pode estar localizada em diferentes etapas na linha de reciclagem, cujo objetivo é obter um produto com composição única de PET. Esta etapa pode ser realizada automaticamente e (ou) manualmente. A separação pode ser desde cor, forma e tipo de material. Dependendo da composição química dos materiais, são utilizados sistemas de separação como detectores do tipo espectroscopia de

infravermelho próximo (NIR) e ultravioleta (GALDÓN-NAVARRO et al., 2018; HAUPT et al., 2018).

Estes processos de separação de impurezas podem ser realizados em diferentes pontos ao longo de toda a linha de reciclagem, o que pode ser mais ou menos exaustivo, dependendo da aplicação pretendida e das condições em que os resíduos chegam ao reciclador-beneficiador (ANDRÉS; AIMPLAS, 2010; JABŁOŃSKA, 2018; WELLE, 2013).

Moagem

Uma vez que o PET é separado de outros resíduos e plásticos, ele é colocado em um moinho, geralmente de facas, para produção dos flocos (*flakes*) com tamanhos que vão até 25 mm de diâmetro e devem ser livres de pó (ANDRÉS; AIMPLAS, 2010; JABŁOŃSKA, 2018; WELLE, 2013).

Lavagem

Geralmente é realizada após a moagem. Água, surfactantes e soda caustica diluída podem ser usadas a uma temperatura que pode variar, indo desde a temperatura ambiente até 90 ^{o}C. Para garantir o mais alto nível de descontaminação, os *flakes* de PET podem passar por mais uma etapa de lavagem (GARFÍ et al., 2016; KRISTINA; CHRISTIANI; JOBILIONG, 2018).

Espera-se que na lavagem, contaminantes orgânicos, resíduos de solo e areia presentes na superfície da embalagem sejam eliminados. Outras impurezas, como poliolefinas e papéis, são separadas por suas diferenças de densidade e flotação. Devido a esta separação, deve ter-se em conta que um dos fluxos do produto reciclado será as poliolefinas das tampas das garrafas, separadas por flotação. Este resíduo pode ser reciclado pela mesma empresa, ou ser levado para outro reciclador (ANDRÉS; AIMPLAS, 2010).

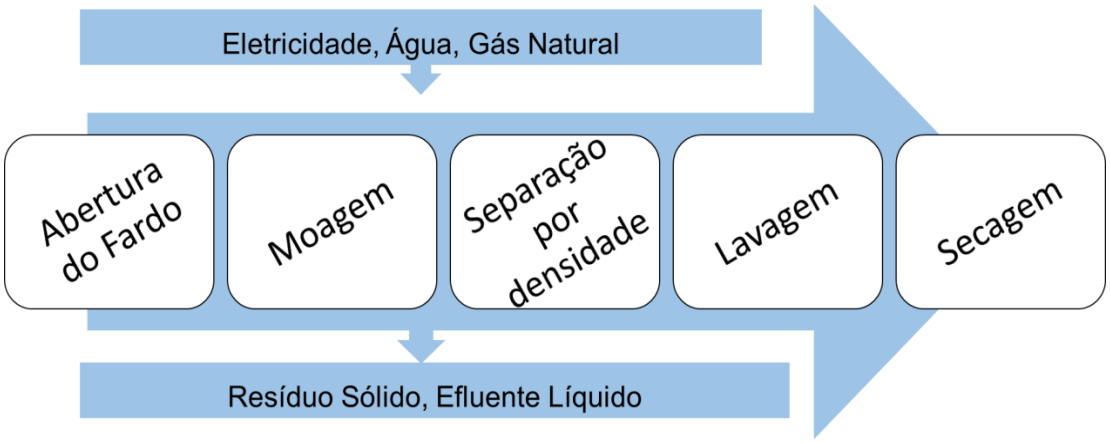
Secagem

O *flake* moído e limpo é seco numa temperatura por volta dos 150-180°C para posterior extrusão ou para uma fase de descontaminação. O tempo de secagem da escala pode variar muito (de alguns minutos a várias horas), dependendo se é realizada na presença de um vácuo ou não (ANDRÉS; AIMPLAS, 2010; FORREST, 2016).

Para permitir a fabricação de embalagens com grau alimentício, o *flake* passará por uma sequência de limpeza profunda, também conhecida por “superlimpeza”, aonde o mesmo deve ser purificado a um nível comparável ao do material virgem, sendo rotulado como "*flakes lavados de alta qualidade*" (HQWF),que tem tecnologia comercialmente disponível desde 1994 (FORREST, 2016; WELLE, 2011).

Esses processos são submetidos a um “teste de desafio”, no qual uma amostra contaminada, após ser submetida nos processos de descontaminação, deve atingir níveis aceitáveis de descontaminação estabelecidos pelo EFSA e o FDA, idênticos a de uma resina virgem. A **Figura 2** mostra um processo tradicional de beneficiamento do PET, conjunto de etapas anteriores ao seu reprocessamento.

Figura 2 Etapas do processode beneficiamento tradicional do PET.



Fonte: elaborado pelo autor

3.1.2 Processos de reciclagem bottle-to-bottle

Por muito tempo, a reciclagem de embalagem de alimentos pós-consumo em uma nova embalagem de alimentos só era possível para o vidro, assim como para latas de metal. Para os polímeros, a reciclagem de materiais pós-consumo para aplicações de embalagens que entrariam em contato direto com alimentos não era possível, devido à falta de conhecimento sobre contaminação dos polímeros durante o primeiro uso ou recolhimento (WELLE, 2011). Devido ao caráter inerte do PET, foram desenvolvidas tecnologias de “superlimpeza” para estabelecer o *bottle-to-bottle* (B2B) de garrafas PET pós-consumo (MALIK et al., 2017).

Na reciclagem B2B, as embalagens de PET recolhidas acabam se transformando, em sua maioria, em novas garrafas de bebidas PET. Outro mercado tradicional para o produto reciclado a partir de garrafa de PET é o de fibra, contudo o mercado de fibras não tem condições de absorver a quantidade crescente de garrafas PET recolhidas e recicladas. (WELLE, 2011, 2013).

Com isso inúmeras tecnologias comerciais de B2B foram desenvolvidas, combinando processos de alta temperatura, filtração por fusão, tratamento por pressão com processos de pós-condensação em estado sólido e outros tratamentos para obter PET reciclado de alta pureza e qualidade. Atualmente, é possível distinguir três tipos de processos de superlavagem, dependendo do tratamento usado para a descontaminação e acompanhamento da pós-condensação (DAINELLI; EUROPEAN PLASTICS CONVERTERS ASSOCIATION, 2008).

Na pós-condensação, as cadeias poliméricas crescem e tem-se o aumento da massa molar do poliéster. Consequentemente, proporciona uma melhoria considerável nas propriedades finais do material (EREMA, 2016; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

Descontaminação por tratamento térmico e pós-condensação.

Este processo é realizado através da introdução do material moído em uma extrusora a 280ºC. As impurezas infusíveis e insolúveis que ainda podem estar presentes no material serão retidas no filtro para serem eliminadas. Se esta temperatura for mantida, pode ocorrer uma quebra de cadeia molecular e, consesquentemente, uma queda na viscosidade. Assim, realiza-se uma pós-condensação para aumentar a massa molar do polímero. Durante a pós-condensação é necessário eliminar a água liberada pela esterificação por meio de vácuo ou por uma corrente de gás inerte durante toda a reação. A pós-condensação elimina os poluentes por difusão devido à exposição do PET a altas temperaturas (280ºC) com longos tempos de residência (ANDRÉS; 2010).

Descontaminação por tratamento químico e físico e pós-condensação.

Este tipo de descontaminação consiste basicamente de um ataque químico com água para limpeza da superfície e das primeiras camadas do PET, onde os contaminantes podem estar localizados (por penetração / adsorção / absorção). É

geralmente feito por umedecimento do PET, no qual o mesmo é mantido por algumas horas em um misturador rotativo a alta temperatura, o que provoca uma hidrólise das funções do éster em sua superfície. Este tipo de pós-condensação elimina contaminantes por difusão devido à exposição dos *flakes* do PET a altas temperaturas com longos tempos de residência (ANDRÉS; 2010).

Descontaminação por extração com solventes e pós-condensação.

Este sistema é baseado na dissolução e precipitação seletiva em solventes dos plásticos e na eliminação de qualquer outra substância presente. É um processo que ainda não se encontra disponível em escala industrial, embora em escalas menores tenham sido obtidos bons resultados.

Normalmente, a descontaminação em escala industrial é feita por tratamento térmico ou tratamento térmico e químico em conjunto. Existem diferentes técnicas ou processos de beneficiamento e reciclagem de PET reconhecido mundialmente em termos de sua eficácia na descontaminação. Neles, a viscosidade intrínseca dos resíduos é mantida ou aumentada, obtendo até mesmo valores "personalizados" para a aplicação requerida, geralmente na faixa de 0,75-0,82 dl g^{-1}.

Processos de pós-condensação

Em uma das tecnologias de pós-condensação, o material é introduzido em um pré-cristalizador, onde o material limpo é aquecido, e depois introduzido em um trocador de calor de leito fluidizado.

A cristalização é subsequentemente completada num cristalizador. Para reduzir a formação de acetaldeído no produto, a cristalização é realizada em atmosfera de nitrogênio. O material já cristalizado é alimentado, geralmente por gravidade, a um reator de pós-condensação, onde a viscosidade intrínseca é aumentada até o nível desejado (ANDRÉS, 2010; EREMA, 2016). Os subprodutos da reação, juntamente com outros contaminantes, que podem estar presentes, são eliminados usando nitrogênio como gás de transporte. O PET deixa o reator para a seção de resfriamento, onde um produto adequado para injeção ou extrusão já está finalizado.

Os processos de descontaminação existentes no mercado são normalmente patenteados, portanto, os detalhes específicos não são conhecidos. Têm em comum

a utilização combinada de processos como: temperatura elevada de lavagem, o tratamento a alta pressão ou tratamento com vácuo a temperatura elevada, fusão, a utilização de altas pressões com sistemas de catálise e filtração. A **Tabela 1** apresenta um resumo com as fabricantes de processo B2B.

Tabela 1 Processos comerciais de B2B

Processo	**Empresa**	**Tratamento**	**Ano de Não Objeção**	**Região de Atuação**
Supercycle™	Amcor (Estados Unidos)	Térmico	1994	EUA, Austrália, Europa
Ecoclear™	Wellman (Irlanda)	Térmico e Químico	1996	Europa
OHL	Apparatebau & Verfahrenstechnik GMBH Stehning (Alemanha)	Térmico	1999	Alemanha
VacuRema	Erema (Áustria)	Térmico	2000	Europa, América do Norte, Brasil
URRC	United Resource Recovery Corporation (Estados Unidos)	Térmico e Químico	2000	Europa e México
Bühler	Bühler (Suíça)	Térmico	2001	França

Fonte: FORREST, 2016; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004; WELLE, 2011, 2013

O Supercycle™ foi o primeiro processo certificado pela FDA a receber a não objeção, tendo sido introduzido nos Estados Unidos, com uma produção de 9.000 t em 1994 com processo de descontaminação térmica. Uma segunda planta, utilizando o mesmo processo, foi inaugurada em Beaune, na França, com uma capacidade de 6.000 t em 1998. Em 2016, a fábrica também operava o processo Buhler, mais avançado, com uma produção de 20.000 toneladas por ano (FORREST, 2016; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

Já o processo Ecoclear™, da Wellman recebeu a não-objeção da FDA, em 1996, para o uso de até 100% rPET para aplicações de contato com alimentos. Esse processo patenteado é baseado na triagem automatizada e na descontaminação química e térmica de garrafas de grau alimentício. Os produtos obtidos nesse processo são as resinas com a formulação de até 25% de rPET para embalagens de bebidas. São processadas 30 mil toneladas por ano na fábrica da Wellman da

Holanda. O Ecoclear™ recebeu aprovações regulatórias para uso em muitos mercados europeus e é amplamente utilizado na Escandinávia e em países como Holanda e Bélgica (FDA, 2019; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

No caso da OHL, o processo não tem um nome específico, pois a mesma fornece uma gama de produtos, incluindo: equipamentos de extrusão e pós-condensação de estado sólido, em uma faixa de tamanhos de 5.000 a 30.000 toneladas/ano. O processo de reciclagem da OHL Stehning, aprovado pela FDA em 1999, tem sido muito usado na Alemanha. O processo B2B da OHL consiste na descontaminação térmica (FDA, 2019; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004). O *flake* seco e limpo é alimentado no sistema de extrusão, onde os componentes voláteis são parcialmente eliminados e os contaminantes sólidos são filtrados por fusão antes da regranulação. A pós-condensação em estado sólido (SSP), em um reator em batelada, elimina subprodutos voláteis como acetaldeído e oligômeros, elevando a viscosidade intrínseca (VI) do PET reciclado a um nível adequado para produção de garrafas (0,70 dlg^{-1} a 0,82 dlg^{-1}) (FORREST, 2016; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

Quanto ao processo VacuRema, da austríaca Erema, converte os *flakes* de PET limpos e secos em pellets cristalizados. A não objeção a esse processo pela FDA ocorreu no ano 2000 (FDA, 2019; FORREST, 2016). O sistema Erema recebeu posteriormente a aprovação de contato com alimentos na Alemanha, Suíça e Áustria, com a aprovação de contato com alimentos solicitada no Canadá, na Hungria e no Brasil. No processo mais avançado da Erema, o *flake* seco e limpo de uma planta de lavagem é alimentado ao secador de cristalização da Erema, que pode estar sob vácuo, se necessário. O material é pré-aquecido, seco e cristalizado em uma única operação. Depois segue para o próximo reator a vácuo de pós-condensação e, por fim, para a extrusora a vácuo, onde é fundido por filtração e peletizado. As altas temperaturas e o vácuo empregado efetivamente removem qualquer umidade e contaminantes voláteis dos *flakes* do PET e podem aumentar a viscosidade até os níveis de material virgem (0,77 a 0,80 dlg^{-1}) (KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

O processo da Bühler produz pellets grau garrafa a partir de garrafas PET pós-consumo. O processo é considerado competitivo com o PET virgem, pois reduz o consumo de energia associado à produção de PET virgem em 10%. Os principais

estágios do processo são: descontaminação, filtração, granulação, secagem, cristalização e pós-condensação em estado sólido. A tecnologia envolve a extrusora e processos contínuos de pós-condensação no estado sólido (SSP). O processo Bühler recebeu a não objeção do FDA em 2001. A primeira linha de de rPET para contato com alimentos da Bühler foi instalada pela Amcor em Beaune, na França em 2001. A planta tem uma capacidade de produção anual de 20.000 toneladas por ano (FDA, 2019; KOSIOR; CHURCHWARD, 2004; WELLE, 2011).

A primeira etapa do sistema de reciclagem da *United Resource Recovery Corporation* segue o processo tradicional de reciclagem do PET, com moagem, lavagem, separação e secagem. Na segunda etapa, num forno tubular rotativo, substâncias residuais e odores são efetivamente removidos com o uso de tratamento térmico, onde os *flakes* e os compostos cáusticos, como o hidróxido de sódio, são mantidos em altas temperaturas (até 200 ºC) por até 5 horas. Na terceira etapa, o PET é enxaguado e é possível detectar quaisquer restos de PVC, pois os mesmos mudam de cor no forno tubular rotativo. O processo pode lidar com PET altamente contaminado, bem como fazer um produto final em forma de flocos que pode ser usado diretamente ou extrusado antes de usar. Pode-se chegar a uma VI final na faixa de 0,76 dlg^{-1} a 0,77 dlg^{-1}. As plantas industriais estão atualmente em uso na Europa e no México (KOSIOR; CHURCHWARD, 2004).

Baseado nos modelos utilizados pela União Européia e USFDA, todos os processos de reciclagem B2B usados atingem essa eficiência mínima de limpeza sem problemas. Consequentemente, pode-se considerar que todos os processos de reciclagem B2B são seguros e não representam qualquer risco para os consumidores, mesmo quando as garrafas PET são utilizadas esporadicamente para armazenar produtos não alimentares e quando estas acabam no fluxo de reciclagem de PET (KOSIOR; CHURCHWARD, 2004; WELLE, 2013).

A matéria-prima para os primeiros processos de superlavagem eram tipicamente garrafas coletadas sob esquemas de coleta seletiva e exclusiva de PET, para controlar a pureza das garrafas PET que chegavam. A partir de 2000, a maioria dos processos aprovados usaram fontes de coleta de seletiva em geral para garrafas PET e demonstraram que podem atingir os altos níveis de pureza exigidos para atender aos requisitos da FDA e da União Européia (KOSIOR; CHURCHWARD, 2004; WELLE, 2011).

3.2 ABORDAGENS DA ACV

A ACV é uma ferramenta de avaliação de entradas e saídas de recursos e emissões ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo. Os resultados obtidos após a sua análise, possibilitam a identificação de pontos críticos do ciclo de vida do produto ou processo que necessitam de melhorias, bem como a comparação de diferentes tecnologias ou produtos. Permite, assim, a identificação de estratégias, como a substituição e recuperação de materiais e a reformulação ou substituição de processos, visando à preservação ambiental. Por este motivo, alguns pesquisadores referem-se a essa técnica como uma descrição minuciosa dos sistemas produtivos (FANTIN et al., 2014; LAURENT et al., 2014).

Os estudos elaborados seguem os princípios gerais observados na norma ISO 14.040 (2006), que atualmente encontra-se na sua segunda edição, tendo sido revisada em 2010 sem alterações. A estrutura básica desse estudo é dividida em quatro etapas: definição do objetivo e escopo, análise de inventário de ciclo de vida, avaliação do impacto do ciclo de vida e, por fim, a interpretação dos resultados.

Na primeira etapa de uma ACV definem-se os objetivos, as fronteiras e as limitações do estudo. Na segunda etapa é a fase de caracterização do processo e tomada de dados. Na terceira fase, de acordo com Hauschild *et al*. (2013), o impacto potencial de cada emissão de inventário e (ou) fluxo de recursos para o meio ambiente é modelado quantitativamente de acordo com o mecanismo ambiental relevante, utilizando um modelo de caracterização. Esse modelo de caracterização permite o cálculo de fatores de caracterização de substâncias específicas, que expressam o impacto potencial de cada fluxo elementar em termos da unidade comum do indicador de categoria. Deste modo, a emissão relacionada àquela categoria de impacto é multiplicada por um fator de ajuste, sendo o resultado final expresso em uma unidade comum a todas as contribuições daquele processo ou produto (BUENO et al., 2016; HAUSCHILD et al., 2013).

Hauschild *et al*. (2013) destacam que as principais categorias de impacto são o potencial de eutrofização, potencial de ecotoxicidade aquática e terrestre, depleção da camada de ozônio, substâncias cancerígenas, potencial de acidificação, toxicidade humana e aquecimento global. Por fim, a última etapa é a interpretação dos resultados, na qual se busca de acordo com o objetivo de interpretar os

impactos observados, a proposição de melhorias ou alternativas aos processos ou produtos tradicionais.

3.3 ACV APLICADO AO PET

O primeiro estudo de ACV, realizado em 1969, para a Coca-Cola Company, investigou o uso de PET para embalagens de refrigerantes. O estudo revelou que as garrafas de plástico têm menos impacto ambiental do que as tradicionais embalagens de vidro (SALEH, 2016). Desde então, tem havido inúmeras melhorias técnicas em garrafas de PET, incluindo propriedades de barreira, espessura de parede e design (DETROIS; STEINBAUER, 2012). As quatro fases principais são: (1) definição do objetivo e escopo; (2) análise de inventário de ciclo de vida (LCI); (3) avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV); e (4) interpretação do ciclo de vida (HUNKELER, 2016).

A unidade funcional e o limite do sistema são determinados na primeira fase. Eles também definem o escopo temporal e tecnológico e os parâmetros de avaliação. Isso é importante na comparação e avaliação de sistemas com funções equivalentes (LAURIN, 2017). No segundo estágio, todos os processos e fluxos são caracterizados como entradas e saídas de energia e peso relacionados à unidade funcional (PRYSHLAKIVSKY; SEARCY, 2013). Durante a terceira etapa, os impactos ambientais são avaliados para cada elemento de fluxo a partir do inventário de ciclo de vida (LCI) (BROGAARD et al., 2014).

Segundo Bueno *et al.* (2016), existem mais de 50 métodos de avaliação de impacto diferentes na Europa, mas a *Life Cycle Initiative* (UNEP; SETAC, 2017) lista os 10 métodos que são mais amplamente utilizados. Cinco desses destacam-se nos estudos mais recentes de PET: CML 2001 (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010), Eco-indicator 99 (FOOLMAUN; RAMJEEAWON, 2012a), ReCiPe (TONIOLO et al., 2013), Impacto 2002+ (SALEH, 2016) e TRACI (CHEN, L.; PELTON; SMITH, 2016; KANG; AURAS; SINGH, 2017). Nos métodos CML 2001 (EUROPEAN COMMISSION - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, 2010) e TRACI (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2012) usam medições de impacto no ponto médio (*midpoint*), enquanto ReCiPe (GOEDKOOP et al., 2009) e Impact 2002+ (JOLLIET et al., 2003) trabalham com impactos no ponto médio (*midpoint*) e no ponto final (*endpoint*), e o Eco-indicator 99 (PRÉ CONSULTANTS, 2000) utiliza o

ponto final (*endpoint*). Os métodos do *midpoint* são geralmente mais precisos do que as técnicas do *endpoint* porém o endpoint relaciona o consumo e as emissões com os impactos finais na saúde humana, natureza ou consumo de recursos (GUINÉE et al., 2002).

Apesar da sugestão da ISO / TR 14047 (2012) para avaliar 8 categorias de impacto, observa-se que nem todos os estudos seguiram essa recomendação. A categoria de impacto mais comum nos estudos de ACV do PET é o potencial de aquecimento global (GWP), porém um grande número de trabalhos tem usado potencial de acidificação, depleção de ozônio, potencial de eutrofização, potencial de toxicidade humana e oxidação fotoquímica (AMIENYO et al., 2013; GIRONI; PIEMONTE, 2011; KANG; AURAS; SINGH, 2017; MADIVAL et al., 2009; PAPONG et al., 2014; SALEH, 2016; TONIOLO et al., 2013). Menos comum, mas também sugerido na norma ISO / TR 14047 (2012), Potencial de Toxicidade Aquática e Potencial de Depleção de Recursos Abióticos foi usado em poucos trabalhos (AMIENYO et al., 2013; MADIVAL et al., 2009). Outra categoria usada quando se desejar comparar o PET de origem fóssil e o PET oriundo de material renovável é o uso da terra (TONIOLO et al., 2013). Esta categoria de impacto segue a sugestão da British Standard Institution (BSI, 2011).

Até 2013, o Eco-Indicator era o método de avaliação do impacto no *endpoint* mais utilizado. Os resultados finais são distribuídos em apenas três categorias (saúde humana, ecossistema e recursos), tornando mais fácil entender a relação de causa e efeito entre as emissões e o impacto final; no entanto, há também um risco maior de erro. Além disso, o processo de avaliação requer uma série de decisões pessoais ou é baseado em dados e processos não locais. O Eco-Indicator 99 foi desenvolvido especificamente para a Europa (GOEDKOOP; SPRIENSMA, 2001); no entanto, inúmeros estudos conduzidos em Maurícios usaram este método para comparar diferentes destinações para o PET (FOOLMAUN; RAMJEEAWON, 2012a, b, 2013).

No contexto europeu, dois esquemas diferentes de ponderação de *endpoint* foram avaliados para comparar PET e PLA (GIRONI; PIEMONTE, 2011). No primeiro, os autores (GIRONI; PIEMONTE, 2011) consideraram 60% de peso para a qualidade do ecossistema, 20% para a saúde humana e 20% para recursos, enquanto no segundo cenário consideraram 40%, 30% e 30%, respectivamente. No

entanto, para usar um conjunto de fatores de ponderação adimensionais, uma etapa de normalização deve ser executada para as categorias de danos. Isso consiste em relacionar a magnitude do impacto do indicador com base em um valor de referência, considerando o grau e a duração dos diferentes impactos em um local ou região específica (WHITE; CARTY, 2010).

Estudos de ACV sobre PET podem geralmente ser divididos em dois segmentos. O primeiro segmento foca na fase pós-consumo, buscando alternativas para o descarte em aterros sanitários. Dentre as alternativas estudadas, observa-se trabalhos destinando o PET pós-consumo para geração de eletricidade (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; KANG; AURAS; SINGH, 2017), reciclagem química (KOMLY et al., 2012; SHEN et al., 2011), reciclagem mecânica (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; SHEN; WORRELL; PATEL, 2010) e incineração (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010), além de sistemas mistos, que combinam essas diferentes alternativas em um mesmo cenário (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2012a, 2013).

O segundo segmento busca alternativas tecnológicas para substituir o PET no mercado de embalagens, incluindo polímeros oriundos de fontes renováveis, como poli(ácido lático) (PLA) (GIRONI; PIEMONTE, 2011; LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016; MADIVAL et al., 2009; PAPONG et al., 2014) e poli(furandicarboxilato de etileno) (PEF) (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012), como também materiais não plásticos; por exemplo, alumínio (AMIENYO et al., 2013; ROMERO-HERNÁNDEZ et al., 2009; SALEH, 2016) e vidro (AMIENYO et al., 2013; ROMERO-HERNÁNDEZ et al., 2009; SALEH, 2016).

Para aplicar adequadamente a ACV, as propriedades dos materiais devem ser cuidadosamente consideradas, a fim de selecionar a unidade funcional correta, que os estudos nem sempre conseguem fazer (LORITE et al., 2017; MADIVAL et al., 2009). Outro aspecto importante é o escopo geográfico do estudo, pois apresenta influencia tanto nos dados que serão utilizados quanto nos resultados que serão obtidos (CIROTH; SROCKA, 2008).

A maioria dos estudos de ACV do PET combinou dados regionais com informações contidas em bancos de dados como o Ecoinvent ou mesmo embutidos em programas especializados de computador de ACV, incluindo GaBi e Simapro. Vigon et al. (2016) realizaram uma revisão de 40 conjuntos de dados de países

emergentes com vistas a promover uma melhor interoperabilidade dessas fontes de dados, sendo que as principais considerações desse trabalho foram a necessidade de melhorar o processo de revisão dos critérios de inventário de ciclo de vida e o desenvolvimento de uma base legal para proteger a confidencialidade dos dados e dos revisores. Além disso, os autores destacaram que do conjunto estudado, apenas a Malásia tinha dados para garrafas PET (VIGON et al., 2016).

A maioria dos conjuntos de dados relacionados ao PET pertence à Europa, refletindo o grande número de estudos de pesquisadores europeus envolvendo ACV de PET pós-consumo. A América do Norte, a Ásia e a África também estão representadas (FOOLMAUN; RAMJEEAWON, 2012b; LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016; NAKATANI et al., 2010; PAPONG et al., 2014; ROMERO-HERNÁNDEZ et al., 2009; SALEH, 2016), apesar de possuírem menos dados específicos. Os Estados Unidos ocupam o segundo lugar depois da Europa em número de publicações (HOU et al., 2015).

Nos estudos de alternativas ao PET, as unidades funcionais eram principalmente o volume de bebidas ou o número de garrafas (LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016; MADIVAL et al., 2009; PAPONG et al., 2014; TONIOLO et al., 2013). Nos poucos casos que investigaram apenas materiais renováveis, o polímero produzido em massa foi usado como a unidade funcional (CHEN; PELTON; SMITH, 2016; EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012).

3.3.1 Alternativas para a destinação do PET

Entre as alternativas tecnológicas para o descarte tradicional em aterros sanitários está a reciclagem mecânica (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2012; KUCZENSKI; GEYER, 2010). No entanto, como qualquer outro processo industrial, também tem impactos negativos e positivos. Como tal, o impacto líquido global deve ser avaliado. Diversos autores (CHEN; PELTON; SMITH, 2016; KUCZENSKI; GEYER, 2013; SHEN; WORRELL; PATEL, 2010) buscaram destinos alternativos para essas embalagens pós-consumo. De acordo com o padrão internacional para ACV, existem dois tipos diferentes de processos de reciclagem: circuito fechado e circuito aberto (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; SHEN; WORRELL; PATEL, 2010). O primeiro ocorre quando o material é reintroduzido no mesmo tipo de processo para produzir o mesmo produto. No outro circuito, aberto, o material é

reintroduzido em outro sistema de reciclagem para produzir um produto diferente (WILLIAMS; HEIDRICH; SALLIS, 2010), como no caso das garrafas PET que produzem fibra têxtil (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010; VAN DER VELDEN; PATEL; VOGTLÄNDER, 2014) ou material isolante (INGRAO et al., 2014, 2016; INTINI; KÜHTZ, 2011).

Chilton, Burnley e Nesaratnam (2010) avaliaram, para o cenário inglês, a reciclagem B2B, que ocorre em circuito fechado, em que as garrafas PET retornam ao ciclo produtivo como garrafas. Eles compararam este processo com plantas de energia a partir de resíduos, com e sem recuperação de calor, usando o método de impacto Eco-indicator 99. Eles descobriram que a reciclagem de garrafas resultava em uma redução líquida na emissão de dióxido de carbono, monóxido de carbono, gases ácidos, material particulado, metais pesados e dioxinas. Eles descobriram que a reciclagem em circuito fechado é a melhor opção ambiental.

O ciclo aberto oferece diferentes maneiras de obter o novo material, incluindo a reciclagem mecânica, semi-mecânica, de volta ao oligômero e de volta ao monômero. A reciclagem mecânica em Taiwan causou menores impactos ambientais do que a produção do PET virgem (vPET) (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010). No presente estudo, os autores (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010) empregaram categorias de impacto do CML 2 e normalizaram os resultados usando fatores de normalização do CML para o ano 2000. Oito das nove categorias analisadas indicavam que o processo de produção de fibra era melhor e economizava cerca de 75% do potencial de aquecimento global (GWP). A reciclagem mecânica tinha um perfil ambiental melhor do que as outras opções de reciclagem, mas a reciclagem química permitia uma gama mais ampla de aplicações do que as fibras recicladas mecanicamente (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010).

O Japão e a China também avaliaram a reciclagem mecânica, a reciclagem química, a incineração e o aterramento das garrafas PET (NAKATANI et al., 2010). Tendo avaliado o Potencial de Aquecimento Global (GWP) com um horizonte temporal de 100 anos para as diferentes alternativas de destinação, calculados com dados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), os resultados mostraram que a reciclagem mecânica exibia menos GWP e consumo de recursos fósseis do que as outras opções. O GWP e o consumo de recursos fósseis

de reciclagem mecânica foram 260% e 37,5% menores do que a reciclagem química, respectivamente. O aterro teve o maior consumo de recursos fósseis.

Estratégias para combinar a reciclagem em ciclo aberto e ciclo fechado foram avaliadas na França (KOMLY et al., 2012). Foi realizada uma otimização multi-objetivo usando um modelo matemático, incluindo a possibilidade da embalagem PET ser recicladas várias vezes. As seguintes variáveis de decisão foram utilizadas no modelo de otimização: taxa de coleta seletiva, garrafas incineradas, garrafas coletadas e recicladas, garrafas coletadas e não recicladas submetidas ao processo de pirólise, garrafas recicladas mecanicamente, *flakes* de PET reciclados extrusados, *pellets* de PETS reciclados usados para fazer garrafas e reciclagem química das garrafas recicladas para sintetizar o novo PET.

Os impactos associados ao tratamento de garrafas PET pós-consumo (descarte em aterros sanitários, incineração, reciclagem mecânica, química ou térmica) foram computados em um algoritmo genético relacionado ao método de impacto CML (KOMLY et al., 2012). Os autores concluíram que os múltiplos retornos ao reciclo, que relacionam o número de vezes que a mesma embalagem retornará para reciclagem, reduzem significativamente todos os impactos ambientais. Somente a reciclagem unidirecional (fibras ou síntese de poliéster) teve menos impacto que a reciclagem B2B. No entanto, com o aumento dos ciclos de reinserção dessas embalagens na reciclagem, o B2B apresentou as melhores opções para reduzir todos os impactos (KOMLY et al., 2012).

Otimizar a coleta e o destino final na gestão de resíduos tem sido um dos desafios da reciclagem do PET pós-consumo. Reciclagem mecânica *versus* aterros sanitários foram avaliados como destino final pela combinação de CML 2001 e TRACI-2.0 (KUCZENSKI; GEYER, 2013). Na Califórnia, a reciclagem de garrafas PET incluiu a logística reversa, recuperação e reciclagem mecânica, enquanto os aterros envolveram as etapas de produção do PET até o descarte (KUCZENSKI; GEYER, 2013). Utilizou-se os métodos de avaliação de impacto CML 2001, focando nas categorias de aquecimento global, eutrofização, acidificação e potencial de criação de ozônio fotoquímico, e o método TRACI, focando nas categorias potencial de eutrofização e criação de smog, além dos critérios de poluentes atmosféricos.

Os autores também realizaram análise de sensibilidade variando os seguintes parâmetros: combustível, fração de longa distância, facilidade de recuperação de

materiais, alocação de eletricidade e veículos particulares. Eles observaram que a reciclagem é a melhor opção para cinco das sete categorias de impacto, com exceção do potencial de poluição e eutrofização. O combustível para coleta de garrafas foi o parâmetro mais significativo durante a análise de sensibilidade, reforçando a premissa de que durante a coleta de embalagens descartáveis pós-consumo não há impactos ambientais significativos sobre o ciclo de vida da embalagem (KUCZENSKI; GEYER, 2013).

Os impactos ambientais de garrafas de bebidas PET não retornáveis também foram avaliados (KANG; AURAS; SINGH, 2017). Para esse fim, os autores modelaram o sistema usando diagramas de Sankey considerando cinco etapas principais (produção do material, produção de garrafas, gerenciamento de resíduos, benefícios ambientais e transporte), com um escopo do berço ao túmulo, onde a unidade funcional era a quantidade de PET necessária para fornecer 1000 litros de bebida. Para definir a estratégia de redução de impacto, vários cenários foram estabelecidos, como a intervenção da administração pública, e avaliou-se duas fontes de resíduos de PET: a coleta de resíduos pós-consumo e a perda de rendimento do processo de coleta / recuperação (KANG; AURAS; SINGH, 2017).

O método escolhido para avaliar as possíveis melhorias foi o TRACI v.2.1 com as seguintes categorias para calcular o impacto no ciclo de vida: poluição atmosférica, ecotoxicidade, depleção de ozônio, eutrofização, efeitos respiratórios, não carcinogênicos, carcinogênicos, acidificação e potencial de aquecimento global. Verificou-se que o processo de produção de garrafas teve o maior impacto na maioria das categorias avaliadas, apresentando melhor desempenho ambiental do que a produção de material apenas para o potencial de aquecimento global e efeitos da poluição atmosférica. Os resultados também indicaram que uma melhor eficiência de recuperação de garrafas, reduzindo as perdas de PET durante esta etapa, resultaria em maiores benefícios ambientais do que um aumento da coleta de garrafas pós-consumo (KANG; AURAS; SINGH, 2017).

Diversos artigos avaliaram diferentes destinos para a embalagem PET pós-consumo. Na série de estudos realizados em Maurício, os autores buscaram as melhores combinações de cenário para a realidade local (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2008, 2012a, 2012b, 2013). Vários cenários de disposição foram combinados, incluindo o aterro, a incineração com recuperação de energia e a

reciclagem mecânica. O método Eco-indicator 99 foi utilizado para avaliar o impacto ambiental. Considerou-se o processo de reciclagem até a produção de *flakes.* Os melhores benefícios (ambientais, sociais e econômicos) foram alcançados no cenário combinado, aonde 75% do PET pós-consumo era direcionado para a produção de *flakes* e 25% seguiam para aterro.

Em geral, a reciclagem de garrafas PET leva a reduções significativas na maioria das categorias de impacto, incluindo o potencial de aquecimento global (KUCZENSKI; GEYER, 2013), o que significa que é quase sempre o melhor cenário, enquanto a incineração e o aterro são geralmente os piores (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2013). A tecnologia de reciclagem *bottle-to-fiber* (B2F) fornece importantes benefícios ambientais em relação ao plástico virgem de uso único, também chamado de descartável (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010). No entanto, a reciclagem em circuito fechado é a melhor opção ambiental (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010). Cabe destacar também que o aumento no número de reciclagem da embalagem, a carga ambiental daquela garrafa irá reduzindo cada vez mais (KOMLY et al., 2012).

De um modo geral, os estudos mostram que a reciclagem produz menos emissões de gases de efeito estufa (GEE) e menor consumo de recursos fósseis do que a incineração. A reciclagem química resulta em maiores emissões de GEE do que a reciclagem mecânica. Quando os dois métodos de reciclagem química são comparados (garrafas quimicamente decompostas recicladas em resina PET e garrafas quimicamente decompostas recicladas em filamentos de poliéster), esta última é preferível do ponto de vista ambiental, porque as emissões de GEE são apenas um sexto do consumo de recursos fósseis, sendo 12% menor (NAKATANI et al., 2010). O aterro sanitário exibiu o maior consumo de recursos fósseis, mas foi significativamente melhor do que a incineração e ligeiramente superior à reciclagem química em termos de emissões de GEE.

Segundo os estudos realizados por Foolmaun e Ramjeawon (2013), considerando impactos econômico e social do PET na ACV, a reciclagem é a melhor alternativa dentre os casos estudados, enquanto aterrar é o pior cenário e a incineração com aproveitamento energético é uma opção intermediária (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2013). Os principais destinos pós-consumo de PET são apresentados na

Tabela 2. A tabela também mostra o escopo geográfico e o método de avaliação de impacto utilizado.

Tabela 2 Estudos de ACV com Alternativas de destino de embalagens PET pós-consumo de 2008 a 2017

Autores	Escopo Geográfico	Método de Impacto	Cenário avaliado
Kang, Auras e Singh (2017)	Estados Unidos	Traci v. 2.1	Coleta e recuperação do PET
Kuczenski e Geyer (2013)	Estados Unidos	CML2, Travi v.2.0	Aterro, reciclagem
Foolmaun e Ramjeawon (2013)	Maurício	Eco-Indicator 99	Aterro, incineração e reciclagem
Komly *et al.* (2012)	França	CML 2001	Aterro, incineração e reciclagem mecânica, química e térmica
Foolmaun e Ramjeeawon (2012b)	Maurício	Eco-Indicator 99	Aterro, incineração e reciclagem
Chilton, Burnley e Nesaratnam (2010)	Inglaterra	Eco-Indicator 99	Reciclagem, recuperação térmica
Shen, Worrell e Patel (2010)	Oeste Europeu e Taiwan	CML 2001	Reciclagem, reciclagem química e virgem
Nakatani *et al.* (2010)	Japão e China	IPCC	Reciclagem, reciclagem química, incineração, aterro
Foolmaun e Ramjeawon (2008)	Maurício	Eco-Indicator 99	Aterro, incineração

Fonte: GOMES *et al.*, 2019

A maioria dos estudos analisa apenas o descarte, reciclagem, incineração (com ou sem geração de energia) e a deposição em aterros. Em geral, a reciclagem mecânica mostrou o melhor desempenho ambiental, econômico e social (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2012a; 2013). No entanto, uma vez que apenas dois artigos (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2012; 2012a) discutiram esses fatores econômicos e sociais, é necessário uma análise mais aprofundada para apoiar os resultados e propor melhores modelos de avaliação. A principal razão pela qual há poucos artigos neste segmento é devido à falta de indicadores padronizados gerais que refletem objetivamente e medem o impacto social das empresas ao longo dos ciclos de vida e cadeias de suprimentos (KÜHNEN; HAHN, 2017).

A principal unidade funcional, em relação ao destino, é a massa de PET pós-consumo (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; KOMLY et al., 2012; SHEN; WORRELL; PATEL, 2012), embora o número de garrafas necessárias para armazenar um determinado volume de bebida também tenha sido frequentemente utilizado (KANG; AURAS; SINGH, 2017; KUCZENSKI; GEYER, 2013).

3.3.2 Materiais alternativos ao PET

A seleção correta de materiais de embalagem preserva a qualidade e a frescura do produto por períodos mais longos. Os principais materiais de embalagem de alimentos são vidro, metais, papel, papelão e plásticos (ITAL, 2012). Estudos para melhorar a tecnologia de embalagens continuam desenvolvendo novos produtos e os avanços neste campo afetarão de maneira positiva ou negativa o impacto ambiental (MARSH; BUGUSU, 2007).

Descobriu-se que o PET tem melhor desempenho ambiental (menor impacto negativo) do que os materiais tradicionais, como alumínio e vidro, tanto em termos de consumo de recursos naturais quanto de emissões. No entanto, quando o PET foi comparado com outros polímeros, os resultados não foram unânimes. Desconsiderando as propriedades mecânicas do PET, alguns artigos (LORITE et al., 2017; MADIVAL et al., 2009) consideraram que os frascos de poliestireno (PS), PLA e PET possuíam a mesma espessura e tamanho. Entretanto, como o PET é mais denso (1.370 kg/m^3) que o PLA (1.246 kg/m^3) e o PS (1.052 kg/m^3) (MADIVAL et al., 2009), os frascos feitos com este material teriam maior peso.

Apesar das melhores propriedades mecânicas do PET, uma vez que os autores (LORITE et al., 2017; MADIVAL et al., 2009) simularam apenas esses pacotes, o fator massa predominou sobre suas propriedades físicas e mecânicas. Shen, Worrell e Patel (2012) apontaram que uma garrafa feita de PET contendo 0,5 litros de água apresenta massa entre 10 g e 20 g, enquanto uma garrafa de PLA com o mesmo volume pesa entre 22 g e 25 g. Esses estudos também mostram que, como as propriedades de barreira a gases do PLA são piores que as do PET, as aplicações do primeiro seriam limitadas a conter bebidas não carbonatadas.

Estudos (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012; GIRONI; PIEMONTE, 2011; PAPONG et al., 2014) avaliaram o impacto ambiental de alternativas ao PET, tais como PLA, PEF, PS e outros polímeros, bem como vidro, alumínio e PET multicamadas, aonde o PET reciclado é posicionado numa camada interna, não entrando em contato com o alimento ou com o consumidor que irá tocar nessa embalagem. A maioria deles se concentrou em materiais para garrafas de bebidas carbonatadas.

Polímeros alternativos

O setor de embalagens é o maior consumidor de materiais poliméricos. Devido à sua curta duração, os polímeros para embalagens de alimentos devem apresentar um sistema adequado de gestão de resíduos (SORRENTINO; GORRASI; VITTORIA, 2007). Pesquisadores dedicaram atenção considerável ao desenvolvimento de polímeros biodegradáveis ou com insumos de origem renováveis para redução de seus impactos negativos (JIANG; ZHANG, 2017).

No entanto, os resultados obtidos com alguns recursos renováveis não foram promissores. Por exemplo, as garrafas PET com origem biorrenovável têm um desempenho pior do que as suas contrapartes baseadas em fósseis (CHEN; PELTON; SMITH, 2016). Como os resultados dependem do escopo do estudo, as condições e escolhas também devem ser consideradas.

Outro fator importante no escopo do estudo é o tipo de polímero, ou seja, os de origem fóssil (PS, PET), de fontes renováveis ou a variedade biodegradável (PLA e PEF) (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012; GIRONI; PIEMONTE, 2011; PAPONG et al., 2014). O desempenho ambiental não se limita à fonte da matéria-prima; também deve ser dada atenção ao possível destino pós-consumo, o que leva a diferentes impactos (HOTTLE; BILEC; LANDIS, 2017).

O PLA é um dos polímeros mais importantes derivados de recursos renováveis (JIANG; ZHANG, 2017). Este termoplástico tem propriedades mecânicas e processabilidade similares a alguns polímeros à base de petróleo (CASTRO-AGUIRRE et al., 2016). O ácido láctico, o monômero de PLA, é produzido pela fermentação de carboidratos, como milho (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012), mandioca (PAPONG et al., 2014), cana-de-açúcar (GROOT; BORÉN, 2010) e outras biomassas (JIANG; ZHANG, 2017). A maioria dos estudos de ACV comparando PET e PLA usou milho como matéria-prima para a produção de PLA e as informações relacionadas ao processo foram obtidas através de dados secundários (GIRONI; PIEMONTE, 2011; LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016; MADIVAL et al., 2009). O milho também tem sido usado para produzir PEF (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012), que é feito de frutose de milho através da reação entre um diol (etilenoglicol) e o ácido 2,5-furanodicarboxílico (FDCA) (TSANAKTSIS; PAPAGEORGIOU; BIKIARIS, 2015).

Dependendo da escolha das fronteiras do estudo, a falha em considerar as diferentes origens do ácido tereftálico purificado (PTA) (AKANUMA; SELKE; AURAS, 2014) ou etilenoglicol (EG) impede estimar com precisão os ganhos ambientais de um tipo de embalagem em detrimento de outro (CHEN; PELTON; SMITH, 2016; MIRABELLA; CASTELLANI; SALA, 2013). A esse respeito, Chen, Pelton e Smith (2016) variaram os precursores (PTA e EG), utilizando tanto material de origem fóssil quanto diferentes matérias-primas renováveis, como milho, grama e palha de trigo, para produzir esses precursores. As porcentagens de biomassa e composição fóssil aumentaram de 0 a 100% de biomassa, e 12 cenários foram analisados usando nessas composições.

Embora as garrafas PET baseadas em biomassa lenhosa tenham um impacto menor em termos de GWP e consumo de combustível fóssil, os autores (CHEN; PELTON; SMITH, 2016) ressaltaram que, dependendo da matéria-prima, a extração e pré-processamento da biomassa pode ter um impacto maior do que os materiais fósseis. Isso se deve às consideráveis emissões do uso de fertilizantes, além dos insumos químicos e energéticos necessários para romper as ligações lignocelulósicas.

Estudos do PLA do berço ao túmulo analisaram diferentes destinos de embalagens pós-consumo, incluindo incineração, aterro, compostagem e reciclagem (GIRONI; PIEMONTE, 2011; LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016; MADIVAL et al., 2009; PAPONG et al., 2014). Para o PEF e o PET com base biológica, os portões do estudo foram a produção de polímeros e garrafas, respectivamente (CHEN; PELTON; SMITH, 2016). A maioria dos autores baseou sua avaliação de PLA em dados obtidos no NatureWorks® (GROOT; BORÉN, 2010; TABONE et al., 2010) e apenas um artigo utilizou dados primários (em um processo de PLA na Tailândia) (VINK et al., 2007).

Diferentes fronteiras e a falta de detalhes, como a especificação da tecnologia utilizada, as condições de operação e outros dados de inteligência industrial, dificultam a comparação de diferentes matérias-primas para vários usos. Para comparar as garrafas de água potável, o PLA é melhor para minimizar o consumo de recursos fósseis, enquanto o PET é melhor para a saúde humana e a qualidade do ecossistema (GIRONI; PIEMONTE, 2011). No entanto, quando se comparam embalagens termoformadas de PLA, PS e PET utilizados para embalar morangos,

os recipientes PET tiveram o maior impacto em todas as categorias avaliadas (MADIVAL et al., 2009). Os autores consideraram todas as embalagens como tendo o mesmo tamanho e espessura, apesar do fato de que os recipientes PET costumam ter camadas mais finas (MADIVAL et al., 2009). Analisando os dados de um nanocompósito contendo PLA e o processamento industrial de PET e PLA, Lorite *et al*. (2017) não consideraram a vantagem da resistência mecânica do PET em seu estudo de embalagens de melão, onde as embalagens de PET pesavam 8,34 g contra 8,24 g de PLA e que exibiam pior desempenho ambiental.

Considerando as caixas de PLA que eram mais pesadas que PET e PS mais leves, Leejarkpai, Mungcharoen e Suwanmanee (2016) concluiu que as caixas PS (não expandidas PS) são a melhor opção e o PET, o pior (LEEJARKPAI; MUNGCHAROEN; SUWANMANEE, 2016). Outro estudo que corrobora esses achados é o resultado da água produzida na Tailândia (PAPONG et al., 2014). Uma relação intrínseca foi observada entre peso e impacto ambiental final. No caso de outros polímeros de base biológica, o uso de PEF para substituir PET foi analisado e baseado em simulações e dados experimentais, demonstrando que o PEF poderia reduzir o uso de energia não renovável e as emissões de GEE em comparação com PET (EERHART; FAAIJ; PATEL, 2012).

Outros estudos envolvendo embalagens PET

Vários estudos compararam o PET com materiais não poliméricos, como vidro e alumínio. Apenas latas de metal e garrafas PET ou de vidro podem ser usadas para bebidas gaseificadas (ASHURST; HARGITT; PALMER, 2017). As garrafas de vidro eram tradicionalmente a forma preferida de embalar bebidas carbonatadas, mas são pesadas e quebradiças. Hoje, a maioria dos mercados prefere garrafas PET com tamanhos entre 0,25 e 2 litros para produtos com gás. Latas de alumínio ou aço também são amplamente usadas para bebidas carbonatadas (ASHURST, 2016).

Os estudos de ACV que comparam estes materiais para bebidas carbonatadas foram conduzidos no Reino Unido (AMIENYO et al., 2013) e na Palestina (SALEH, 2016). Ambos os estudos usaram dados de empresas de bebidas locais, bem como bancos de dados GaBi, EcoInvent e CCaLC (AZAPAGIC et al., 2010). Amienyo *et al.* (2013) compararam garrafas PET (0,5 litros e 2 litros),

garrafas de vidro (0,75 litros) e latas de alumínio (0,33 litros) e Saleh (2016) compararam as embalagens de 2 litros de garrafa PET, 0,3 litros de garrafa de vidro e 0,33 litros de lata de alumínio. Para garrafas de azeite, Accorsi, Versari e Manzini (2015) compararam apenas vidro e PET.

Saleh (2016) utilizou sete categorias de impacto do método Impact 2002+ para estimar os impactos ambientais, categorizados como consumo de água, energia não renovável, resíduos sólidos, toxicidade humana, acidificação terrestre, potencial de aquecimento global e efeitos respiratórios. Amienyo *et al.* (2013) utilizaram dez categorias do método CML 2001 para estimar os impactos ambientais de diferentes materiais de embalagem, incluindo a demanda de energia primária, depleção abiótica, acidificação, toxicidade humana, toxicidade de água doce e marinhos, potencial de criação de oxidação fotoquímica, eutrofização, ecotoxicidade terrestre e depleção de ozônio.

Accorsi, Versari e Manzini (2015) foram os únicos autores a utilizar o EDIP 2003 para impactos ambientais. Ambos os estudos sobre embalagens de bebidas carbonatadas concluíram que embalagens de 2 litros de PET têm um impacto ambiental menor do que as outras opções, e que o aumento das taxas de reciclagem reduzirá esses impactos (AMIENYO et al., 2013; SALEH, 2016). Embora Accorsi, Versari e Manzini (2015) tenham indicado o potencial de mitigar os impactos ambientais usando garrafas PET para óleo de oliva, seus resultados mostraram que o envio de 40% mais frascos de vidro para reciclagem tornaria essa alternativa melhor do que PET, especialmente quando se considera a disposição em aterros sanitários como principal destino. Von Falkenstein; Wellenreuther; Detzel, (2010) revisaram estudos comparando embalagens de bebidas e garrafas diferentes feitas de vidro, PET e outros polímeros. As categorias utilizadas nessa avaliação foram as mudanças climáticas, demanda acumulada de energia / consumo de recursos fósseis e acidificação. Os resultados mais favoráveis foram obtidos com embalagens cartonadas de bebidas. No entanto, os autores ressaltaram que nem todos os aspectos foram abordados na ACV.

Alguns estudos têm se concentrado em aspectos processuais, como o uso de sistemas de envase a quente e embalagens assépticas (MANFREDI; VIGNALI, 2015), bem como o design e tecnologia da embalagem (TONIOLO et al., 2013). Outro aspecto é o número de camadas das embalagens. A esse respeito, as

embalagens multicamadas são muito mais difíceis de reciclar do que as alternativas em monocamada. Toniolo *et al.* (2013) realizaram a ACV para comparar os impactos ambientais das embalagens de monocamada e multicamadas recicláveis, sendo estas últimas não recicláveis. Ambas as embalagens foram produzidas a partir de garrafas PET recicladas pós-consumo e a unidade funcional de uma bandeja de 0,54 l com uma tampa selada para carne fatiada foi usada para fins de comparação. O método ReCiPe com perspectiva de *midpoint* foi usado para avaliar essas embalagens. Dois cenários de final de vida foram propostos para as embalagens multicamadas: disposição de aterro e incineração. O cenário de monocamada compreendia três opções de fim de vida: reciclagem, aterro e incineração. Ambos os cenários foram baseados em dados europeus (TONIOLO et al., 2013).

As embalagens produzidas usando um filme de monocamada reciclável foram ecologicamente mais corretas do que as embalagens multicamadas para todas as categorias de impacto analisadas (TONIOLO et al., 2013). Os resultados obtidos também foram testados usando a análise de sensibilidade, comparando um cenário de final de vida hipotético e um método diferente de avaliação de impacto (IMPACT 2002+) com o cenário de linha de base. Os autores também realizaram análise de incerteza usando a técnica de Monte Carlo. Ambas as técnicas confirmaram os resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida (TONIOLO et al., 2013).

A massa da embalagem de PET difere, dependendo da tecnologia usada para produzir a garrafa (sistemas de envase a quente ou sistemas de embalagem assépticos) (MANFREDI; VIGNALI, 2015). Manfredi e Vignali (2015) testaram embalagens usando 24 e 16 g de PET, respectivamente, e descobriram que a diferença de peso de 8 g diminuiu o impacto dos sistemas de embalagem asséptica em uma média de mais de 20% para as categorias analisadas.

Uma comparação entre as garrafas PET refiláveis, descartáveis e a água do sistema público em Itália (NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012) mostraram que a água da rede pública resultou em menor impacto ambiental. Quando a água é retirada das fontes públicas, seu transporte em veículo envolve impactos significativos. Quando apenas o consumo de água embalada é considerado, o uso de garrafas PET refiláveis é preferível se forem transportadas a distâncias menores para os varejistas. A utilização de garrafas de vidro refiláveis foi considerada preferível a garrafas descartáveis apenas se a distância entre as fábricas de

engarrafamento e distribuidores for inferior a 150 km (com exceção do indicador de eutrofização, que foi sempre ligeiramente pior). O método de caracterização de impacto foi o CML 2001, nas categorias depleção de recursos abióticos, aquecimento global e eutrofização (NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012).

Como principal observação desse estudo, os autores (NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012) recomendam reduzir o uso de garrafas descartáveis a fim de diminuir a geração de resíduos. O consumo de água nas redes públicas e o estabelecimento de sistemas de reabastecimento de curta distância deveriam ser incentivados. Uma alternativa seria o desenvolvimento de uma economia mais circular, com o aumento da reciclagem em ciclo fechado das garrafas PET, com melhoria do sistema de transportes e a redução da distância que a água é engarrafada e transportada são também medidas importantes que devem ser adotadas (NESSI; RIGAMONTI; GROSSO, 2012). Os principais cenários de ACV que comparam as alternativas às embalagens PET são apresentados na **Tabela 3**, juntamente com o escopo geográfico e o método de impacto utilizado.

Tabela 3 Estudos de ACV que avaliaram alternativas ao material de embalagem PET verificadas em trabalhos científicos de 2009 a 2017

Autor	Escopo geográfico	Método de Impacto	Cenário estudado
Lorite *et al.* (2017)	Europa	Impact 2002+	PET, PLA, PLA nanocompósito
Chen, Pelton e Smith (2016)	Estados Unidos da América	Traci v.2.1	PET, PET origem renovável
Leejarkpai, Mungcharoen e Suwanmanee (2016)	Tailândia	IPCC	PET, PLA, OS
Saleh (2016)	Palestina	Impact 2002+	PET, vidro e alumínio
Accorsi, Versari e Manzini (2015)	Europa	EDIP 2003	PET, vidro
Papong *et al.* (2014)	Tailândia	CML 2001	PET, PLA
Amienyo *et al.* (2013)	Inglaterra	CML 2001	PET, vidro e alumínio
Toniolo *et al.* (2013)	Itália	Impact 2002+	PET (mono e multicamada)
Eerhart, Faaij e Patel (2012)	Europa	Ecoinvent	PET, PEF
Nessi, Rigamonti e Grosso (2012)	Itália	CML 2001	Encanada, descartável e refilável
Shen, Worrell e Patel (2012)	Europa Ocidental	IPCC	PET (fóssil, biorenovável, reciclado, reciclado biorenovável), PLA
Gironi e Piemonte (2011)	Europa	Eco-Indicator 99	PLA, PET
Madival *et al.* (2009)	Europa, América do Norte e Oriente Médio	Impact 2002+	PET, PLA, OS
Romero-Hernández *et al.* (2009)	México	Não declarado	PET, vidro, alumínio

Fonte: Gomes et. al, 2019

3.3.3 Desafios da Avaliação do ciclo de vida do PET

Entre os desafios do uso da ACV nos estudos de PET está a necessidade de se ter mais dados técnicos para permitir uma melhor quantificação e cobertura das entradas e saídas, para que os resultados reflitam de forma mais confiável sistemas complexos de produção e consumo (FINKBEINER; NEUGEBAUER; BERGER, 2013). Maiores quantidades de dados são necessárias em cada etapa do ciclo de vida, desde a aquisição da matéria-prima até o processamento, transporte, utilização e descarte.

Há também a necessidade de mais dados sobre o consumo de PET. Amankwah-Amoah (2015) e Bello-Orgaz, Jung e Camacho (2016) enfatizaram a necessidade de um estudo mais cuidadoso da fase do ciclo de vida quando as garrafas estão nas mãos dos consumidores, porque isso permitirá uma melhor compreensão das demandas do consumidor quanto ao tipo de embalagem, como resistência a queda ou aspectos físicos, e os caminhos mais eficientes e positivos para um descarte que permita integração com os sistemas de logística reversa.

Por outro lado, para alguns autores, o desafio para a ACV não é a falta de dados, mas o considerável grau de incerteza na interpretação dos dados reais e simulados, muitas vezes devido às simplificações usadas no processo de modelagem para tornar o estudo tratável. Em uma tentativa de aumentar a robustez do processo de tomada de decisão, Rochat *et al.* (2013) combinaram dois métodos: análise de fluxo de material e teoria de utilidade multi-atributo, para apoiar a ACV, a fim de fornecer uma forte integração de impactos e benefícios. Sevigné-Itoiz *et al.* (2015) também combinaram análise de fluxo de material com ACV, mas seu objetivo era repensar o manejo de resíduos plásticos, achando que a combinação era benéfica com várias aplicações possíveis.

Estudos de materiais de fontes renováveis têm apresentado muito pouca informação sobre processos de conversão de biomassa industrial, alocação de impactos ambientais e custos relacionados a diferentes coprodutos obtidos (CHEN; PELTON; SMITH, 2016; CHEN et al., 2017). Mais pesquisas são necessárias para desenvolver métodos que possam lidar com uma gama mais ampla de processos (EKVALL; FINNVEDEN, 2001). Uma das técnicas para superar essa falta de informação é o método de Monte Carlo (KANG; AURAS; SINGH, 2017; TONIOLO et al., 2013). Este método probabilístico pode ser usado para propagar a incerteza de

entradas para a saída do modelo. A principal vantagem é a menor complexidade quando comparado aos métodos analíticos (EL SAFADI et al., 2015).

Leejarkpai, Mungcharoen e Suwanmanee (2016), Nakatani *et al.* (2010), Papong *et al.* (2014), Nitschelm *et al.* (2016), Yang (2016) e Shen, Worrell e Patel (2010) realizaram avaliações regionais com dados primários para reduzir as incertezas e aumentar a precisão, considerando condições específicas do local de produção e diferenças no transporte e na sensibilidade do ecossistema. Nakatani *et al.* (2010) e Shen, Worrell e Patel (2010) usaram dados estatísticos nacionais e estudos de campo de empresas industriais na China, Taiwan e Europa Ocidental. No entanto, a aquisição de dados locais pode ser um desafio gigantesco, uma vez que nem todos os atores da cadeia são conhecidos ou estão dispostos a fornecer dados. Assim, é comum estudos combinarem dados primários e secundários, como no caso de Papong *et al.* (2014) que adaptaram processos modelados pelo Ecoinvent (ECOINVENT, 2008) com dados locais da Tailândia, enquanto Shen, Worrell e Patel (2010) combinaram alguns processos japoneses e chineses. Embora os dados sobre produção e comércio internacional estejam se tornando mais acessíveis, como no caso da matriz energética de alguns países, há uma falta de informações regionais sobre muitos produtos (NITSCHELM et al., 2016; YANG, 2016).

Com relação aos métodos de cálculo do impacto, embora vários métodos tenham sido desenvolvidos para refletir o contexto de uma determinada região, alguns autores (CHEN; PELTON; SMITH, 2016; KUCZENSKI; GEYER, 2013) preferiram usar métodos de impacto desenvolvidos para outras regiões, uma vez que alguns métodos locais ainda são fracos, do ponto de vista da modelagem. Embora ambos os estudos tenham coberto apenas os Estados Unidos e utilizado o método TRACI, desenvolvido para esse país, Chen, Pelton e Smith (2016) aplicaram o método ReCiPe v1.08 (GOEDKOOP; HEIJUNGS; HUIJBREGTS; et al., 2013) para avaliar a categoria de impacto de depleção de ozônio em vez do sistema modelado no método TRACI. Segundo os autores, a depleção de ozônio do ReCiPe oferece uma documentação mais detalhada e aborda melhor as incertezas do modelo. Kuczenski e Geyer (2013) usaram o indicador de eutrofização dos métodos CML e TRACI. No entanto, eles decidiram usar o potencial de aquecimento global, a acidificação e a criação de ozônio fotoquímico do CML e os critérios de criação de smog e poluentes do TRACI.

Scipioni *et al.* (2013) sugeriram simplificar a avaliação do impacto do ciclo de vida, indicando que a demanda cumulativa de energia fóssil não renovável pode ser usada efetivamente para obter uma estimativa preliminar da ACV. Uma boa alternativa é avaliar as perdas de energia dos processos, que, segundo Gößling-Reisemann (2008) podem ser usados para quantificar os recursos empregados e a eficiência do sistema, com aplicações específicas em processos de reciclagem (CASTRO et al., 2007).

Embora a tendência atual seja um foco maior nas dimensões social e econômica da sustentabilidade (S-LCA), poucos estudos de ACV sobre o PET abordaram esses aspectos. Foolmaun e Ramjeawon (2012) usaram o custo de ciclo de vida (LCC) e a ACV ambiental, com limites de sistema equivalentes e a mesma unidade funcional, pertencentes a todos os estágios do ciclo de vida.

Embora a avaliação social ainda seja incipiente, uma diretriz foi elaborada no âmbito do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), estabelecendo os principais elementos e indicadores para avaliar os impactos sociais positivos e negativos sobre o ciclo de vida dos produtos (FINKBEINER et al., 2010; GUINÉE et al., 2011). Kühnen e Hahn (2017) também revisaram 141 estudos e sintetizaram os indicadores mais relevantes usados sobre o assunto, como Potencial de Riscos de Acidentes, Saúde e Segurança do produto e Saúde e Segurança Ocupacional. Tendências importantes e lacunas foram destacadas, enfatizando deficiências críticas no campo da ACV social (KÜHNEN; HAHN, 2017).

Dubois-Iorgulescu *et al.* (2016) realizaram uma revisão crítica do estado da arte e identificaram a melhor sistematização e modelagem mais detalhada dos limites do estudo como as principais necessidades para o desenvolvimento de uma ferramenta social, e recomendaram que os pesquisadores utilizem uma documentação mais rigorosa dessas fronteiras (DUBOIS-IORGULESCU et al., 2016).

Observações Gerais

Estudos de PET e seu ciclo de vida foram realizados desde o primeiro estudo sobre ACV em 1969. No entanto, ainda existem inúmeros desafios em termos de análise PET. Estes incluem melhor caracterização da fase de consumo e os possíveis destinos integrados deste material após o consumo. Há também a

necessidade de estudos que caracterizem as tecnologias de reciclagem de PET, onde os autores usualmente usam uma abordagem genérica.

O material renovável mais frequentemente comparado ao PET tem sido o PLA, mas todos os estudos investigaram embalagens para produtos que não exigem as características mecânicas específicas do PET, como bebidas carbonatadas. Neste caso, as garrafas PET foram comparadas com sistemas tradicionais, como garrafas de vidro e latas de alumínio. O PET exibiu melhor desempenho ambiental do que essas duas opções, tornando-se a melhor alternativa para bebidas carbonatadas. Quando o PET é comparado com materiais que necessitam de menor resistência mecânica, não há consenso sobre o desempenho ambiental relativo daqueles produzidos a partir de fontes renováveis.

Estudos que possam lançar mais luz sobre os processos de alocação durante a logística reversa do PET são essenciais para entender os impactos dessa fase da vida. A obtenção de dados com validade local também é um desafio significativo, principalmente porque as características dos bancos de dados disponíveis e dos processos produtivos locais são algumas vezes diferentes. É necessário rever os processos de modelagem atribucional e consequente, pois em um cenário típico de mercado, onde uma série de combinações e produtos competem, os cenários de consumo e destino tendem a flutuar e coexistir. Finalmente, é importante incluir análises econômicas e sociais em estudos científicos ao comparar materiais sujeitos a hábitos de consumo ou que possam impactar diretamente a fase final de destino, de modo que o impacto ambiental não seja o único fator envolvido no processo de seleção.

O consenso geral é que o PET é particularmente adequado para bebidas carbonatadas do ponto de vista técnico. No entanto, devido à grande quantidade de resíduos produzidos, são necessários destinos mais sustentáveis e materiais alternativos. A esse respeito, os estudos de ACV devem priorizar os pontos críticos de sua cadeia produtiva para minimizar os impactos negativos. O objetivo geral é desenvolver tecnologias para a obtenção de PET com menor impacto ambiental e métodos de recuperação mais eficientes, como a reciclagem em ciclo fechado, entre outros.

3.4 EXERGIA E SUSTENTABILIDADE

O conceito de exergia é definido como “o máximo trabalho útil que pode ser extraído de um sistema à medida que ele se equilibra de forma reversível com seu ambiente” (SALEHI et al., 2018). Tal conceito pode ser usado em vários campos, como aplicações em engenharia, ecologia industrial ou engenharia ambiental, para otimizar o uso dos recursos e minimizar os impactos no meio ambiente (STOUGIE, 2014).

Apesar do termo “exergia” ter sido cunhado por Rant apenas em 1965, a lógica por trás desse conceito teve seu início no estudo publicado por Nicolas Carnot, em 1824, ao introduzir a ideia de quantificar o trabalho máximo, descrevendo a relação entre calor e trabalho, e explicando que quanto maior a temperatura, mais trabalho será realizado. Ele chamava isso de "qualidade de calor" (FRANGOPOULOS, 2009; STANEK, 2017).

Essa conclusão, juntamente com o conceito de entropia, foi introduzida como a segunda lei da termodinâmica por Clausius em 1865 (FRANGOPOULOS, 2009). No desenvolvimento subsequente, Tiat (1868) e Maxwell (1871) acrescentaram o conceito de “disponibilidade” ou “energia disponível” a estudos anteriores. Mais tarde, Josiah Gibs (1873) forneceu uma estrutura analítica para calcular a energia disponível. As obras de Stodola em 1898 fundaram a ideia de uma relação entre geração de entropia e perda de trabalho produzido (FRANGOPOULOS, 2009).

Desde o final da década de 70, as aplicações da análise exergética foram estendidas ao campo da análise de recursos e meio ambiente, muito por conta da crise do petróleo (MORAN; SCIUBBA, 2008). Não apenas os méritos dessa análise a tornam uma interessante ferramenta analítica para pesquisadores, mas também para formuladores de políticas públicas, durante o processo de tomada de decisão, ao optar por escolhas mais sustentáveis (SALEHI et al., 2018).

Esta revisão apresentará uma conceituação termodinâmica da análise exergética e como são calculados os valores exergéticos, além disso, discutirá os métodos mais relevantes para aplicar essa análise, como o Consumo Exergético Cumulativo (CExC), a Demanda Exergética Cumulativa (CExD), a Análise Exergética do Ciclo de Vida (ELCA), a Extração Exergética Cumulativa do Ambiente Natural (CEENE) e a Perda Total de Exergia Cumulativa (TCExL).

3.4.1 Conceituando a Análise Exergética

A análise exergética apresenta grande potencial para examinar a imperfeição dos processos termodinâmicos e a qualidade da energia, avaliando a eficiência da transformação de recursos, bem como para medir os impactos ambientais (FRANGOPOULOS, 2009; STANEK, 2017). A distinção entre a disponibilidade de uma energia bem como as formas de degradar essa energia são explicadas pela aplicação simultânea da Primeira Lei e da Segunda Lei da Termodinâmica, desenvolvendo assim o conceito da Exergia e suas metodologias de análise (ABREU, 2013; TSATSARONIS; CZIESLA, 2009).

A Primeira Lei da Termodinâmica (PLT) define o princípio de conservação de energia, ao declarar que “a energia não pode ser criada nem destruída apenas transformada de uma forma em outra, ou seja, a quantidade de energia total permanece constante", sendo essa definição constantemente aplicada na análise dos mais diversos sistemas físicos. Porém, ao declarar a equivalência entre as várias formas de energia e interações energéticas, a PLT não faz distinção qualitativa entre elas. Isso significa que ela não quantifica a capacidade que cada forma de energia ou interação energética possui de efetivamente produzir um efeito utilizável na forma de trabalho. A formulação da PLT para sistemas abertos é apresentada na **Equação 1** (ABREU, 2013; CASTELLAN, 1976; TSATSARONIS; CZIESLA, 2009).

$$\Delta U = Q - W \qquad \textbf{Equação 1}$$

Em que, a variação da Energia Interna (ΔU) de um sistema é expressa por meio da diferença entre a quantidade de calor (Q) trocada com o meio ambiente e o trabalho (W) realizado durante a transformação. A aplicação da PLT isoladamente, apesar de possibilitar a análise de diversos problemas da física e engenharia, pode levar a algumas conclusões equivocadas, uma vez que não impõe nenhuma restrição na conversão de energia de uma forma para outra, sendo necessário somente, que a quantidade total de energia seja a mesma antes e depois da conversão (CASTELLAN, 1976; STANEK, 2017).

Porém, em princípio, todos os processos reais são irreversíveis. Isso significa que eles não podem ocorrer na direção inversa sem nenhuma alteração permanente

no ambiente, como por exemplo, sem consumo adicional de recursos (SZARGUT, 2007b; TSATSARONIS, 2007). Em comparação com a PLT, a Segunda Lei da Termodinâmica (SLT) restringe significativamente a possibilidade de realização de processos. Baseando-se no conceito de entropia, é possível examinar a magnitude e as razões das perdas resultantes da irreversibilidade dos processos, o que é impossível somente com a PLT (TSATSARONIS, 2007).

Na PLT, não há restrições quanto a conversão do calor em trabalho, pois não há imposição quanto à direção dos processos que ocorrem na natureza. Entretanto, com base na observação dos fenômenos que ocorrem na natureza, pode-se concluir que os processos termodinâmicos ocorrem espontaneamente em apenas uma direção possível. A SLT permite especificar as direções dos processos reais bem como a posição de equilíbrio para a qual o sistema está se movendo em condições externas fixas (SZARGUT, 2007b).

A SLT, usando o conceito de entropia, permite determinar as perdas inevitáveis resultantes da irreversibilidade dos processos. Esta característica da entropia é de particular importância do ponto de vista da determinação da máxima eficiência teórica e capacidades dos processos de fabricação, e, portanto, pode apoiar a determinação das condições ótimas de processos de produção (TSATSARONIS, 2008).

A otimização termodinâmica baseada na SLT representa uma importante ferramenta do ponto de vista do manejo racional dos recursos naturais (SZARGUT, 2007b; TSATSARONIS, 2008). Usando o conceito de entropia, que é a quantidade termodinâmica, pela qual processos irreversíveis podem ser caracterizados. No caso de processos sem atrito, o aumento elementar da entropia (dS) pode ser definido pela **Equação 2** (STANEK, 2017).

$$dS = \frac{dQ}{T}$$ **Equação 2**

É importante notar a íntima relação entre entropia e calor, salientando que transferência de calor é a interação energética acompanhada por transferência de entropia, ao passo que o trabalho é a interação energética na qual não há transferência de entropia (ABREU, 2013). A geração de entropia é característica desse equilíbrio. Em qualquer processo real irreversível, a saída de entropia é maior

que a entrada de entropia. A soma do aumento da entropia representa a medida da perfeição do processo. Quanto maior a geração de entropia, menor é a perfeição termodinâmica do processo.

Por isso, conclui-se que as irreversibilidades nos processos acarretam a geração de entropia, e sua relação com destruição de trabalho disponível é muito importante na busca por processos mais eficientes e é o foco de análise exergética. Para sistemas abertos, a Segunda Lei da Termodinâmica pode ser escrita como na **Equação 3**.

$$S_{ger+}\sum_{i}\frac{Q_i}{T_i}+m_d s_d=\sum_{e}\frac{Q_e}{T_e}+m_w s_w$$ **Equação 3**

Em que, $\dot{Q}_i$ é o fluxo de calor fornecido ao limite de equilíbrio, $\dot{Q}_e$ é o fluxo de calor retirado do limite de equilíbrio, T_i, T_e é a temperatura absoluta do transporte de calor, $\dot{m}_d, \dot{m}_w$ são a vazão mássica da substância na entrada e saída do sistema, s_d, s_w são a entropia específica da substância entregue e retirada do sistema.

Sendo assim, para determinar o trabalho máximo teórico de um processo, a Primeira e a Segunda Lei da Termodinâmica devem ser usadas. Considerando que no balanço de energia, o trabalho máximo (W_{max}) pode ser obtido se a quantidade de calor (Q_1) transferida para a fonte inferior for mínima. E tendo em vista que a quantidade mínima de calor rejeitada do ciclo apareceria apenas no caso do ciclo reversível hipotético para o qual a geração de entropia seria zero. É possível expressar o trabalho máximo através da **Equação 4**.

$$W_{max}=Q_1\left(\frac{T_1-T_2}{T_1}\right)=Q_1\eta_c$$ **Equação 4**

Em que (η_c) é a relação entre a temperatura inicial do sistema (T_1) e a temperatura final (T_2). A perda de capacidade de realizar trabalho (δB), no caso de ciclo irreversível em relação ao reversível, pode ser determinada comparando os balanços de energia e entropia para ambos os casos. Logo, as seguintes relações que determinam a perda não recuperável de se realizar o trabalho são apresentadas na **Equação 5**.

$$\delta B = W_{max} - W \qquad \textbf{Equação 5}$$

Sendo que W_{max} é o máximo de trabalho que pode ser produzido e W é o trabalho realmente realizado. Concluindo, a perda de potencial para realizar o trabalho é o produto da geração de entropia e da temperatura ambiente (STANEK, 2017). Na análise exergética, essa perda de potencial de trabalho é conhecida como perda exergética interna (STOUGIE, 2014; SZARGUT, 2007b; TSATSARONIS, 2007).

Para todos os processos reais existentes a geração total de entropia tem que ser maior que zero. Essa geração de entropia é responsável pela perda irrecuperável do potencial de trabalho. Além disso, pode-se concluir que a exergia não é uma propriedade conservativa como a massa ou a energia. O balanço exergético para todos os processos reais será sempre fechado por perdas internas de exergia proporcionais à geração de entropia. A exergia dos recursos entregues ao sistema será sempre maior que a exergia dos produtos. Em outras palavras, a exergia produzida pelo processo sempre será igual à exergia dos produtos úteis e às perdas exergéticas internas e externas. O conceito de balanço exergético é apresentado na **Equação 6** (STOUGIE; VAN DER KOOI, 2016; SZARGUT, 2005; TSATSARONIS, 2008).

$$B_d = \Delta B_s + W + B_u + \delta B_L + \delta B_D \qquad \textbf{Equação 6}$$

Em que, B_d é a exergia entregue ao sistema, ΔB_s é o aumento de exergia do sistema, W é o trabalho útil gerado no sistema, B_u é a exergia dos produtos úteis gerados no sistema, δB_L é a exergia dos resíduos gerados pelo sistema (perda exergética externa) e δB_D é a perda de exergia interna resultante da irreversibilidade dentro do sistema.

A eficiência exergética é um fator muito importante que caracteriza a eficiência real de processos, sistemas ou transformações de recursos em geral. Ao contrário da eficiência energética, essa eficiência é baseada em informações sobre perdas devido a imperfeições do processo. A eficiência exergética expressa a razão de exergia de produtos úteis gerados no sistema e a exergia demandada pelo processo. Cada perda de exergia, tanto interna quanto externa, leva ao aumento da

demanda por recursos para se manter o nível de produção. Contudo, sempre haverá perdas exergéticas uma vez que isolar um processo do seu meio nem sempre será possível (STANEK; SZARGUT; USÓN, 2017; STOUGIE et al., 2018; TSATSARONIS, 2008).

Operacionalizando a Avaliação Exergética

A perda de exergia interna (δB_D), também chamada de exergia de destruição, é causada pelas irreversibilidades do processo (TSATSARONIS, 2008). Todos os processos no mundo real são irreversíveis e, portanto, acompanhados de perdas exergéticas internas. Processos reversíveis, também chamados de processos "ideais", não existem na vida real; eles só podem ser imaginados. Na vida real, a quantidade total de exergia dos fluxos de saída é sempre menor do que a quantidade total de exergia dos fluxos de entrada de um processo (ou sistema). A diferença entre esses valores é chamada de perda exergética interna (CASTELLAN, 1976; STOUGIE, 2014).

Como explicado anteriormente, a perda de exergia interna é uma exergia que é perdida devido à irreversibilidade dos processos na vida real. Esses processos são irreversíveis por causa de uma força motriz que faz o processo funcionar por um tempo limitado. Quanto maior essa força motriz, maior a irreversibilidade e maior a quantidade de exergia perdida. Essas perdas podem ser determinadas a partir do balanço exergético ou podem ser calculada usando a Lei Gouy-Stodola, apresentada na **Equação 7** (SZARGUT, 2007b; TSATSARONIS, 2008).

$$Ex_{perda} = T_0 \Delta S_{total} \qquad \textbf{Equação 7}$$

Em que, Ex_{perda} é perda da qualidade da energia, T_0 é a temperatura de referência do ambiente e ΔS_{total} é a variação total da entropia. A perda exergética externa é igual às quantidades de exergia representadas pelos fluxos de resíduos, ou seja, fluxos que são considerados inúteis e que são "descartados" no ambiente. Esses fluxos de resíduos são os mesmos que são considerados inúteis ao realizar uma análise de energia.

O ambiente de referência consiste em componentes existentes na atmosfera, oceanos e terra que estão em perfeito equilíbrio entre si a uma temperatura de 25ºC

e uma pressão de 1 atm. Diversos modelos do ambiente de referência foram desenvolvidos, dos quais o ambiente de referência por Szargut, Morris e Steward (1988) é bem conhecida e comumente aplicada (STANEK, 2017; STOUGIE, 2014). Os valores de Demanda Exergética Cumulativa de Bösch et al. (2007) e os demais valores exergéticos aplicados nesta pesquisa são baseados no ambiente de referência citado (SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988). O cálculo dos valores exergéticos dos fluxos de eletricidade, calor e massa são explicados abaixo.

A eletricidade é um tipo de energia que representa totalmente o potencial de trabalho. Por definição, o valor exergético da eletricidade é igual ao seu valor energético, ou seja: a eletricidade é 100% exergética (STOUGIE, 2014). Já quantidade máxima de trabalho que pode ser obtida a partir de uma quantidade de calor foi determinada por Nicolas Carnot em 1824 e é apresentada na **Equação 8**.

$$Ex_{calor} = Q.\left(1 - \frac{T_0}{T}\right) \qquad \textbf{Equação 8}$$

Sendo Ex_{calor} igual a valor exergético do aquecimento em J, Q igual ao valor de energia do resfriamento em J, T_0 é a temperatura de referência do meio ambiente em K, T igual a temperatura do resfriamento em K.

Quanto ao valor exergético dos fluxos de massa, esses consistem em diversos componentes dos quais os efeitos nucleares, magnéticos, elétricos e de tensão superficial são geralmente excluídos. Os quatro componentes restantes são a exergia cinética, potencial, física e química (STOUGIE, 2014). Os valores exergéticos cinéticos e potenciais de um fluxo de massa são geralmente desprezíveis em comparação com os valores exergéticos físicos e químicos do fluxo de massa e são calculados de acordo com a **Equação 9** (SZARGUT, J., 2005; SZARGUT, J.; MORRIS; STEWARD, 1988).

$$Ex_{mass,phys} = m(H - H_0) - T_0(S - S_0) \qquad \textbf{Equação 9}$$

Sendo $Ex_{mass,phys}$ a exergia física do fluxo de massa em J/s, m é o fluxo de massa em kg/s, H é a entalpia específica do fluxo de massa em J/kg, H_0 é a entalpia específica do fluxo de massa na pressão e temperatura de referência do meio ambiente em J/kg, T_0 é a temperatura de referência do meio ambiente em k, S é a

entropia específica do fluxo de massa em J/kg.k, S_0 é a entropia específica do fluxo de massa e temperatura de referência do meio ambiente J/kg.K.

O valor exergético químico dos fluxos de massa já é calculado a partir dos valores exergéticos químicos de seus componentes. No caso de um fluxo de massa que consiste em mais de um componente, a mistura dos componentes com a composição do fluxo de massa também deve ser considerada. Os valores exergéticos químicos de muitos componentes e elementos químicos são tabelados (RIVERO; GARFIAS, 2006; STRATTON, 2004; SZARGUT, 2007a). A **Equação 10** apresenta o cálculo do valor exergético químico do componente i a partir dos valores exergéticos químicos padrão dos elementos tabelados no **Anexo 3** (RIVERO; GARFIAS, 2006; STRATTON, 2004; SZARGUT, Jan, 2007a).

$$ex^0_{chem,i} = g_{f+i} + \sum N_e ex^0_{chem,e} \qquad \textbf{Equação 10}$$

Sendo $ex^0_{chem,i}$ a exergia química molar padrão do componente i em J/mol, g_{f+i} é a energia de Gibbs molar de formação do componente i em J/mol, N_e é o número de mols do elemento e necessário para a formação de uma mol de componente i, $ex^0_{chem,e}$ exergia química molar padrão do elemento e em J/mol.

Quando um fluxo de massa consiste em mais de um componente, o fluxo de massa tem um valor exergético mais baixo devido à perda de potencial de trabalho causada pela mistura dos componentes. Assumindo que o fluxo de massa é uma mistura homogênea, a perda de exergia causada pela mistura pode ser calculada a partir da **Equação 11**. Os coeficientes de atividade nesta equação são iguais a 1 (um) no caso de mistura ideal (STOUGIE, 2014).

$$ex_{mix} = RT_0 \sum x_i \ln(\gamma_i x_i) \qquad \textbf{Equação 11}$$

Sendo ex_{mix} a perda exergética causada pela mistura em J/mol mistura, R é a constate do gás 8,314 em J/mol.K, T_0 é a temperatura de referência do meio ambiente em k, x_i é a fração molar do componente, γ_i é o coeficiente de atividade do componente na mistura.

3.4.2 Métodos exergéticos relacionados com sustentabilidade

A pesquisa bibliográfica sobre trabalhos aplicados à exergia e sustentabilidade mostrou muitos métodos de análise baseados na exergia. Esta seção fornece uma breve descrição dos métodos de análise que foram considerados mais relevantes durante a pesquisa bibliográfica.

A principal diferença entre os métodos de análise de exergia é a medida em que os aspectos ambientais, econômicos e sociais da sustentabilidade são considerados por esses métodos (STOUGIE, 2014). Além disso, em alguns casos, um método serve de base para outros métodos de análise exergética, como no caso do método denominado Consumo Exergético Cumulativo (CExC) (SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988) que serviu de base para a Demanda Exergética Cumulativa (CExD). A Avaliação do Ciclo de Vida também serviu de inspiração para o desenvolvimento de métodos de análise de exergia, como no caso da Análise de Ciclo de Vida Exergético (CORNELISSEN, 1997).

Dentro os fatores que são considerados na elaboração desses métodos, a inclusão de serviços ecossistêmicos possui grande relevância. Esses serviços são usualmente divididos em:

- suprimento (combustíveis fósseis e de biomassa, minerais, energia renovável e terra);
- reguladores (regulação da qualidade do ar e clima, purificação água e polinização);
- apoio (como fotossíntese e ciclagem de nutrientes);
- culturais (benefícios espirituais e recreativos, relações sociais e valores estéticos) (STOUGIE, 2014; ZHANG; SINGH; BAKSHI, 2010).

Esse serviços são relacionados com os seus impactos no ambiente e no próprio processo, relacionando perdas internas de exergia no caso da conversão de combustíveis, perdas exergéticas relacionadas com o abatimento dessas emissões para o ambiente, perdas exergéticas relacionadas ao uso da terra pela não realização de fontossíntese, num espaço físico aonde está funcionando uma instalação física (empresa, indústria, garagem) ou processo e no caso do cultural, relacionando os valores do Índice de desenvolvimento humano ajustado à

desigualdade com o tempo trabalhado para se obter esses recursos de matérias primas (STOUGIE, 2014; STOUGIE et al., 2018).

Também foram encontrados métodos na literatura que aplicam uma abordagem multicritério com indicadores relacionados à exergia e outros fatores econômico-ambiental (FRANGOPOULOS, 2009; STOUGIE, 2014). São apresentados os principais métodos observados na literatura pesquisada.

Consumo Exergético Cumulativo (CExC)

Esse método expressa "a soma da exergia de recursos naturais consumidos em todas as etapas de um processo de produção" (STOUGIE, 2014; SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988). Sendo assim, trata-se de considerar todo consumo de exergia e recursos naturais ligados à fabricação do produto considerado e que possuem de certa forma algum elo com a rede de produção.

De acordo com Cornelissen (1997), o CExC deve ser o primeiro passo ao se analisar o ciclo de vida com vistas na exergia. No cálculo desse método, os processos são divididos em quatro níveis. O primeiro nível relaciona o consumo imediato de combustíveis, matérias-primas não-energéticas, produtos intermediários e o consumo de exergia para o transporte (SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988; SZARGUT, 2005).

O mesmo vale para o segundo nível no qual os produtos intermediários são produzidos e onde também a extração, transporte e armazenamento dos combustíveis e materiais não energéticos consumidos no nível um são levados em conta. O terceiro nível produz as máquinas e instalações necessárias no nível um e leva em conta a extração, transporte e armazenamento de combustíveis e matérias-primas não energéticas consumidas no nível dois.

Por fim, no nível quatro a produção de máquinas e instalações para o nível dois e para a extração e transporte de combustíveis e matérias-primas é considerada. Geralmente desnecessário ir além do segundo nível, porque o primeiro e segundo níveis representam cerca de noventa a noventa e cinco por cento do CExC (SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988).

Em contraste com as análises regulares do ciclo de vida, o método CExC não leva em conta a perda exergética causada pelos resíduos e a reciclagem dos produtos. O CExC pode ser usado para calcular a perda exergética cumulativa, que

é definida como a diferença entre o CExC e a exergia específica do produto (SZARGUT, 2005).

Demanda Exergética Cumulativa (CExD)

Semelhante ao CExC, a Demanda Exergética Cumulativa (CExD) é definida como a soma da exergia de todos os recursos necessários para fornecer um processo ou produto (BÖSCH et al., 2007). O CExD foi desenvolvido para facilitar o cálculo da demanda total de exergia de produtos que já estão disponíveis no banco de dados do Ecoinvent (ECOINVENT, 2008). Os indicadores CExD foram calculados com referência nos recursos mencionados na versão 1.2 do banco de dados Ecoinvent. A demanda total de exergia de um produto pode ser calculado multiplicando as quantidades necessárias de recursos pelo indicador CExD apropriado (STOUGIE, 2014).

Extração Exergética Cumulativa do Ambiente Natural (CEENE)

Esse método é considerado como uma extensão do cálculo do Consumo de Exergia Cumulativo (CExC), no qual ele quantifica a exergia retirada dos ecossistemas naturais (DEWULF et al., 2007), como o consumo de recursos naturais e uso da terra. Uma relevante contribuição desse processo é o fato dos autores (DEWULF et al., 2007) considerarem o uso da terra para corrigir a inconsistência entre a avaliação do uso exergético direto e indireto. Essa inconsistência se refere ao fato de que geralmente apenas o valor exergético da biomassa é considerado, negligenciando a quantidade muito maior de energia solar necessária para o crescimento dessa biomassa.

Outra característica relevante para esse método é a compatibilidade dele com o Ecoinvent (DEWULF et al., 2007; ECOINVENT, 2008), que da mesma forma que o CExD, pode ser calculado multiplicando as quantidades de fluxos de referência necessários para obter o produto ou serviço pelos fatores CEENE correspondentes e somando-os. A unidade do valor resultante da CEENE é megajoules de exergia.

Os fatores do CEENE são subdivididos em oito categorias para possibilitar o cálculo das contribuições de cada segmento no valor geral do CEENE. As categorias são recursos renováveis, combustíveis fósseis, energia nuclear, minérios metálicos,

minerais, recursos hídricos, recursos terrestres e recursos atmosféricos (DEWULF et al., 2007; VAN DER VORST; DEWULF; VAN LANGENHOVE, 2011).

Análise Exergética do Ciclo de Vida (ELCA)

O método de Análise Exergética do Ciclo de Vida (ELCA) foi desenvolvido por Cornelissen (1997) e pode ser considerado como uma extensão das Análises de Ciclo de Vida (STOUGIE, 2014). A irreversibilidade do ciclo de vida é o parâmetro mais adequado para o esgotamento dos recursos naturais. Do ponto de vista da lei de conservação de massa, o autor (CORNELISSEN; HIRS, 2002) argumenta que os metais não podem ser perdidos, porém as fontes de minérios de alta qualidade podem ser extintas, demandando mais recursos para a obtenção desses mesmos metais (CORNELISSEN, 1997).

Durante a avaliação de impacto da ELCA, os valores exergéticos dos fluxos de massa e energia e, subsequentemente, a destruição exergética são determinados pelas várias unidades de processo. A destruição total da exergia no ciclo de vida é chamada de irreversibilidade do produto. Basicamente, apenas as perdas exergéticas internas, ou seja, as perdas exergéticas causadas por irreversibilidades, são levadas em conta (CORNELISSEN, 1997). Porém, nos casos em que uma emissão ou fluxo de resíduos é inútil e sua exergia é perdida fora dos limites do sistema, esses valores também serão consideradas (CORNELISSEN, 1997; STOUGIE, 2014).

Originalmente, na ELCA, não havia distinção entre recursos renováveis e não renováveis. Cornelissen e Hirs (2002) estenderam o método ELCA ao afirmar que o conteúdo exergético dos recursos renováveis deve ser subtraído da perda exergética causada pelas irreversibilidades das unidades de processo. A perda de exergia resultante é chamada de irreversibilidade do ciclo de vida não renovável. Eles consideram a entrada de exergia do sol como livre e não consideram essa exergia ou as irreversibilidades causadas pela transformação da energia solar em combustíveis renováveis (CORNELISSEN; HIRS, 2002).

Um problema com a subtração do conteúdo exergético das energias renováveis é que o conteúdo exergético não faz uma separação de quanto do renovável impacta naquele processo. Uma extensão para o método de ELCA é chamada Zero-ELCA, aonde os processos renováveis são estendidos e busca-se

relacionar as emissões dessas fontes com a redução das emissões. A perda exergética acompanhada desses processos é chamada exergia de abate. Cornelissen (1997) fornece valores de exergia de abatimento para a emissão de dióxido de carbono (CO_2), dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e fosfato.

Perda Exergética Cumulativa Total (TCExL)

Alguns métodos descritos fazem uso de novos fatores e equações desenvolvidas pelos pesquisadores para incluir aspectos de sustentabilidade econômica e social. A introdução desses fatores e equações reduz a objetividade desses métodos. Sendo assim, com o intuito de tornar essa avaliação mais objetiva possível, Stougie (2014) desenvolveu o método chamado Perda Exergética Cumulativa Total (TCExL). Cabe destacar, que esse método apresenta seu resultado na forma de perdas de exergia, pois assim, as incertezas relacionadas à definição de eficiência exergética são evitadas. Os componentes que compõem esse método são a construção e descomissionamento de instalações, equipamentos e infraestrutura, depleção e escassez de recursos, distinção entre renováveis e não renováveis, disposição e abatimento de emissões e fluxos de resíduos, uso da terra. Esses componentes serão apresentados.

As fases de construção e descomissionamento das instalações, equipamentos e infraestrutura podem ser incorporadas nesse método, estendendo os limites do sistema para incluir essas fases de um ciclo de vida. Quanto a depleção e escassez dos recursos, toda e qualquer quantidade de massa e ou energia representa uma quantidade de exergia, o que significa que recursos também representam uma quantidade de exergia. No entanto, é importante perceber que a quantidade de exergia de recursos geralmente não é perdida completamente, mas em parte acaba no produto (STANEK, 2017; SZARGUT; MORRIS; STEWARD, 1988; TSATSARONIS, 2007). Logo, as perdas exergéticas causadas por um processo não são uma medida do uso de recursos naturais; eles são uma medida da exergia que é perdida devido à conversão de uma matéria-prima em um produto. Assim, a escassez e o esgotamento de recursos podem ser indiretamente expressos em termos de perda exergética, levando-se em conta as perdas exergéticas causadas pela extração desses recursos. Sendo assim, Valero e Valero (2015)

sugerem a substituição do valor exergético dos minerais pela quantidade de exergia necessária para obter esses minerais quando as minas estão vazias e os minerais foram dispersos por toda a crosta terrestre.

No que diz respeito à distinção entre recursos renováveis e não renováveis, deve-se perceber que uma unidade de exergia não contém nenhuma informação sobre o tipo de massa ou fluxo de energia que incorpora essa quantidade de exergia. Cornelissen e Hirs (2002) propuseram distinguir entre recursos renováveis e não renováveis subtraindo o conteúdo exergético de recursos renováveis das perdas internas de exergia, mas isso vai contra o fato de que geralmente apenas uma parte do conteúdo exergético do recurso é perdido. Sendo assim, Stougie (2014) propôs uma maneira de distinguir entre recursos renováveis e não renováveis, que é a diferenciação entre eles através da redução de emissões, ou seja, não levando em conta a redução de CO_2 e possivelmente outras emissões que são originárias de recursos renováveis.

As emissões e os fluxos de resíduos podem causar efeitos ambientais devido ao potencial de trabalho que representam. Sendo assim, ao invés de considerar a perda exergética externa, o impacto ambiental das emissões e fluxos de resíduos podem ser considerados através das perdas exergéticas das reduções das emissões e fluxos de resíduos, até que os efeitos dessas no meio ambiente sejam insignificantes, que é conhecido como exergia de abatimento (STOUGIE, 2014).

Se a perda exergética causada por essa redução de emissões for maior do que a de emissões com menor impacto ambiental então isso não será relevante. A exergia da redução é uma perda exergética interna e pode ser adicionada à perda exergética interna causada pelo próprio processo principal (STOUGIE, 2014).

Outro fator a ser considerado é o uso da terra, aonde processos tecnológicos limitam as possibilidades do ambiente natural de capturar novas exergias da luz do sol devido à superfície da terra que é necessária para as instalações, equipamentos e infraestrutura. Caso contrário, esta área de terra estaria disponível para processos naturais, como a fotossíntese.

Na ACV ambiental, a transformação da terra também pode ser considerada, sendo considerados os diferentes tipos de terra e mudanças causadas pela ocupação do solo. Não só a área ocupada desempenha um papel, mas também a altura das instalações pode influenciar processos naturais como a polinização, a

direção do vento. Como poucos dados estão disponíveis sobre a altura e volume das instalações e como é difícil quantificar a influência da altura e do volume das instalações na possibilidade de o ecossistema capturar a exergia, presume-se que apenas os efeitos da ocupação da superfície terrestre por instalações tecnológicas e atividades correlatas devem ser levados em consideração. O cálculo da perda exergética causada pelo uso da terra pode ser adicionada à perda interna de exergia, podendo ser considerado como uma maneira de levar em conta o papel dos ecossistemas e serviços (MIRANDA, SZKLO E SCHAEFFER, 2015; STOUGIE E VAN DER KOOI, 2016).

Reciclagem e Exergia

Até mesmo o processo de reciclagem mais eficiente irá gerar resíduos de alta entropia. Sendo um dos maiores desafios de reciclagem a separação de resíduos misturados. Usando gases, foi demonstrado que esta questão poderia ser melhor abordada pelo cálculo de "entropia de mistura". Além disso, a análise mostra que o requisito de consumo para separação por mol de uma substância aumenta para baixa diluição. Significa que é melhor utilizar sistemas de reciclagem com substâncias na maior concentração possível (CRAIG, 2001). A abordagem de exergia é proposta como um indicador que sugere que todos os resíduos de produtos podem ser classificados pela quantidade de exergia liberada no meio ambiente, uma vez que está relacionada ao impacto ambiental (GONG; WALL, 2016).

Com base na complexidade da separação de materiais (COSSU; LAI, 2015), um modelo de decisão fundamentada, em limitações de exergia avaliou a compatibilidade entre diferentes ligas e a necessidade de separação, bem como níveis aceitáveis de contaminação (AMINI et al., 2007). Ainda nesse contexto metalúrgico, foi proposto um método que combina perdas de exergia e a necessidade de diluição como indicadores de qualidade durante a recuperação e reciclagem de metais. Com uma abordagem semelhante, a exergia foi proposta como um indicador de eficiência dos processos de reciclagem de produtos (CASTRO et al., 2007).

Apesar da magnitude do conceito de exergia, quando aplicado à reciclagem, ele se concentra nos aspectos econômicos e técnicos, enquanto a reciclagem se

concentra na eficiência (ALMEIDA E BORSATO, 2016). Mais da metade dos estudos de reciclagem com exergia concentram seus esforços na metalurgia, revelando assim uma oportunidade de pesquisa bem como uma boa possiblidade de expansão (ALMEIDA E BORSATO, 2016).

4 MOTIVAÇÃO

Apesar da crise econômica que o Brasil atravessa, como apenas pouco mais de 50% das garrafas PET pós-consumo são recicladas e o restante é descartado de maneira inadequada, pode-se concluir que na perspectiva de gestão desse material pós-consumo há uma enorme oportunidade para o crescimento da reciclagem de PET no país (ABIPET, 2016).

Dentre as possibilidades de destinação correta, atualmente no Brasil, a destinação para a produção de fibras têxteis é a segunda mais utilizada, ficando atrás somente da reciclagem química (ABIPET, 2016). Dada a dificuldade em conseguir acesso aos dados da indústria de reciclagem química do PET, e dados os processos consolidados observados nessa indústria, optou-se por trabalhar com a reciclagem mecânica para a produção de fibra no lugar da reciclagem química. Uma técnica que se utiliza basicamente de processo físicos, como moagem e refusão para a obtenção do produto final (SHEN; WORRELL; PATEL, 2010). Porém, ao se observar os números divulgados pela principal associação do segmento PET, a reciclagem para produção de novas embalagens para contato com alimentos tem despertado muito interesse dos recicladores (ABIPET, 2016). Essa técnica combina a reciclagem química com a reciclagem mecânica. Parte do material irá sofrer um processo chamado pós-condensação em estado sólido para garantir a viscosidade intrínseca do PET para a realização de um novo processamento de injeção-sopro (AWAJA; PAVEL, 2005; CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; WELLE, 2011). Além disso, ao se observar o mercado externo, uma outra alternativa que tem grande participação como destino final para o PET pós-consumo é a chamada reciclagem energética ou também conhecida como incineração com recuperação energética (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2012; HUYSMAN et al., 2015; MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018).

E o aterro também ainda é uma alternativa para o PET (FOOLMAUN; RAMJEEAWON, 2012b; GIRONI; PIEMONTE, 2011; INGRAO et al., 2014). Sendo

essa considerada, do ponto de vista da economia circular, uma das piores alternativas para a destinação desse material com grande potencial de reciclagem (EEA, 2016; GENOVESE et al., 2017; LIEDER; RASHID, 2016).

Sendo assim, com o intuito de verificar os impactos ambientais dessas diferentes alternativas e uma melhor compreensão do processo que apresenta potencial de ser desenvolvido no Brasil, buscou-se ferramentas que pudessem orientar o melhor caminho quanto a destinação do PET, inclusive avaliar quais as tecnologias e etapas são as mais prejudiciais numa perspectiva ambiental. Uma das ferramentas mais proeminentes nesse segmento é a Avaliação de Ciclo de Vida, que surgiu há meio século e demonstrou excelente capacidade de avaliação ambiental somente após a implementação de bancos de dados e evolução da informática. Ainda se discute muito quanto a regionalização dos impactos ambientais e limitações quanto a aplicação de modelos europeus ou americanos em outros lugares do mundo com realidades diferente (FINKBEINER et al., 2014; LAURENT et al., 2013; LAURIN, 2017).

Como uma metodologia complementar ou equivalência ao ACV ambiental, a avaliação exergética apresenta uma abordagem voltada para a termodinâmica dos processos, relacionando a eficiência dos diferentes sistemas. Porém, ainda não há uma unanimidade quanto ao melhor modelo de cálculo exergético para os diferentes sistemas. Além disso, não foram observados estudos quanto a avaliação de sistemas de reciclagem de PET utilizando exergia (DEWULF; VAN LANGENHOVE; DIRCKX, 2001; STOUGIE et al., 2018; TSATSARONIS, 2008).

Sendo assim, a exergia surge como uma opção complementar, que permite a comparação de sistemas locais em escala global. Porém, dado as incertezas e algumas lacunas do método, deve-se utilizá-lo de forma convencional para corroborar ou refutar os resultados desenvolvidos quanto ao mercado de reciclagem de PET no Brasil.

5 METODOLOGIA

Este capítulo tem por objetivo apresentar os procedimentos metodológicos utilizados para o desenvolvimento desta Tese. Para se atingir os objetivos propostos nesse estudo, que foi avaliar os impactos ambientais das principais tecnologias de reciclagem e destinação do PET pós-consumo, utilizaram-se três etapas principais, a

modelagem do estudo de caso, a avaliação do ciclo de vida desses processos e a avaliação exergética desses processos.

Inicialmente buscaram-se informações junto aos principais órgãos e associações que representam o mercado de reciclagem de PET. Propõe-se um estudo de caso relacionado ao mercado brasileiro, buscando informações de tecnologias, insumos e resíduos produzidos em cada uma das alternativas utilizadas no Brasil ou com potencial de crescimento.

A avaliação de ciclo de vida foi realizada seguindo as normas ISO 14:040 (2006) e ISO 14:044 (2006). As etapas de definição de objetivo e escopo, análise de inventário e avaliação de impacto são apresentados no item 5.2. Quanto a etapa de discussão dos impactos avaliados e interpretação, seus resultados são mostrados no item resultados e discussões.

A última etapa desse trabalho foi a realização de um estudo exergético. Buscou-se nessa etapa, relacionar os processos de destinação e reciclagem com variáveis termodinâmicas. Para isso, utilizou-se o método de Perda Total de Exergia Cumulativa (TCExL) (STOUGIE, 2014). O TCExL é o somatório das perdas internas de exergia causadas pelo próprio sistema, a perda exergética causada pelos processos de abatimento dos fluxos e emissões de resíduos, e a perda exergética acompanhada das terras usadas por esse sistema. Mais detalhes da operacionalização desse método são apresentados no item 5.3.

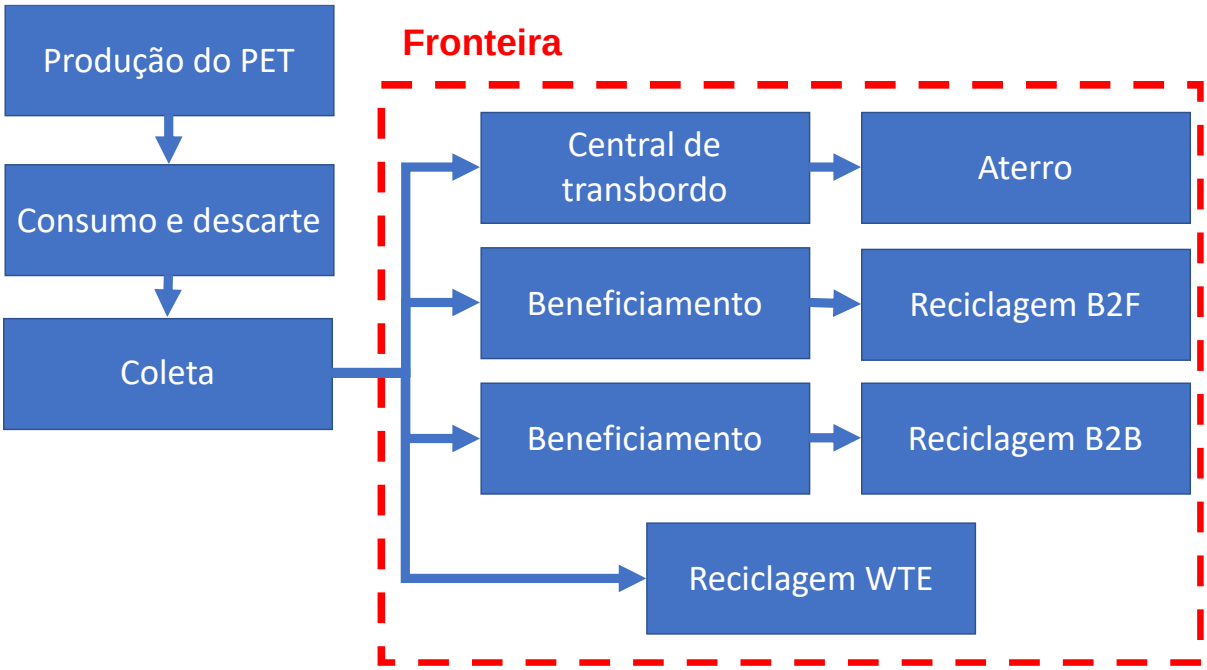
Por fim, realizou-se uma análise correlacionando os resultados obtidos pelos dois métodos de avaliação de impacto e buscaram-se as principais vantagens e desvantagens do uso combinado dessas duas análises, bem como quais os tipos de resposta e facilidade elas fornecem.

5.1 DADOS PRIMÁRIOS DAS TECNOLOGIAS PARA DESTINAÇÃO DO PET

Nessa Tese foram estudadas as tecnologias de reciclagem de PET que já ocorrem no Brasil sob aspectos ambientais e termodinâmicos. Os dados coletados estão limitados às fronteiras desse estudo, que são resumidas na **Figura 3**. A identificação das unidades produtivas iniciaram-se através de uma pesquisa bibliográfica e de campo em indústrias que atuam no Brasil. Foram acessadas, via internet, o Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), Associação Brasileira da Indústria do PET (ABIPET), PLASTVIDA e Associação de Recicladores

de Embalagens PET (ABREPET) para obtenção de informações pertinentes como nome, contatos e as localizações das unidades produtivas de beneficiamento e reciclagem de PET.

Figura 3 Fronteiras do Estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor

Após obtenção das informações de unidades recicladoras de PET, criou-se uma lista preliminar de algumas empresas que foram contatadas. Além disso, foram realizadas visitas à Associação Brasileira da Indústria do PET (ABIPET) e ao Instituto Socioambiental dos Plásticos (PLASTIVIDA) para buscar mais detalhes dessas unidades e do funcionamento do mercado da reciclagem de PET. Essas visitas ocorreram em 2013.

Foi possível conseguir acesso às indústrias de reciclagem mecânica. Sendo identificadas algumas unidades em São Paulo, Rio de Janeiro, Pernambuco e Paraíba. Não foi possível acesso a nenhuma unidade industrial do Brasil que realizasse a reciclagem química.

Neste estudo, foram identificadas duas indústrias que realizavam a reciclagem *bottle-to-fiber* (ambas no estado de São Paulo), duas indústrias que realizavam o *bottle-to-bottle* (no Rio de Janeiro e Pernambuco). Quanto a destinação para o aterro, utilizou-se o processo descrito no banco de dados do GaBi. Já o processo de reciclagem energética, utilizou-se como referência o processo em licenciamento no Estado do Rio de Janeiro (LAVORO CONSULTING, 2016).

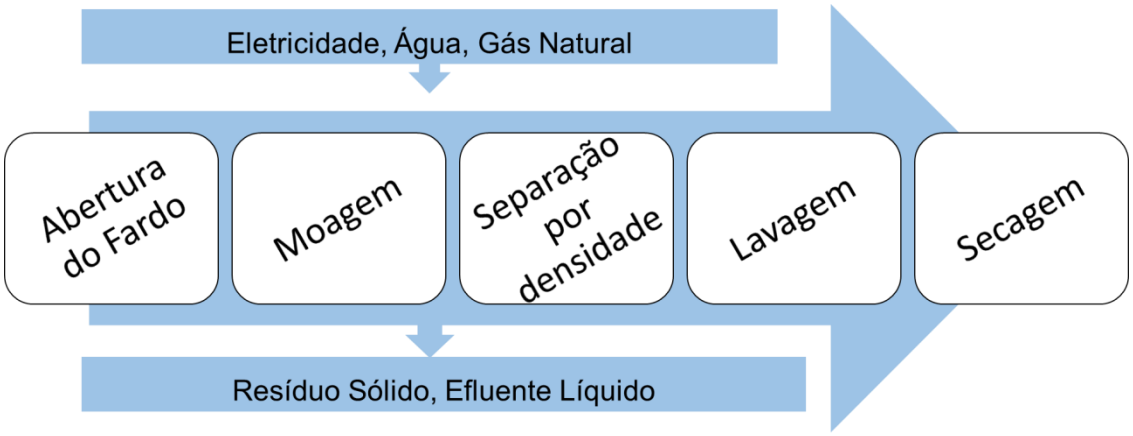
Com essas informações foram agendadas visitas nas unidades produtivas, no período de 2012-2013, sendo elaborado um levantamento dos processos que ocorriam nessa unidade com o intuito de modelar um Inventário de Ciclo de Vida. Com as informações disponibilizadas pelas unidades produtivas, os dados obtidos da pesquisa de campo foram tabulados no programa Excel®. Os resultados foram trabalhados e modelados no programa GaBi® versão 6. A organização dos dados por meio de programas permitiu análises de forma qualitativa e quantitativa, facilitando as discussões e conclusões.

5.1.1 Bottle-to-fiber

De acordo com a ABIPET, a produção de fibra têxtil é a segunda opção mais utilizada para a reciclagem de embalagens PET pós-consumo (ABIPET, 2016b), sendo estimado para o ano de 2015 que foram processados 70 x 10^3 t de fibra. As duas principais empresas nesse mercado estavam localizadas no estado de São Paulo. O processo modelado foi baseado em informações obtidas junto a essas empresas pesquisadas e as suas “associadas”. Usualmente a produção do *flake* é realizada em outra unidade industrial, associada à indústria que irá converter os *flakes* em fibra têxtil. Nessas “associadas”, o processo inclui desembalar os fardos de PET, remover rótulos e tampas de garrafas, cortar as garrafas em *flakes* (flocos), submeter esse material a um sistema de flotação baseado em diferenças de densidade para separar PET de outros plásticos (por exemplo, tampas de polipropileno), lavando e finalmente secando, como mostrado na **Figura 4**.

Após essa etapa, os *flakes* de PET são transportados por caminhão para o reciclador que irá realizar a transformação do *flake* em *pellet* ou artefato. A escolha do tipo de caminhão depende da distância percorrida para longas distâncias, ou seja, entre 2500 e 3000 km, caminhões com carga útil de 24,7 t são utilizados. Para distâncias curtas, isto é, entre 100 e 500 km, as indústrias informaram que os caminhões utilizados nas operações apresentavam uma carga útil de 18,4 t.

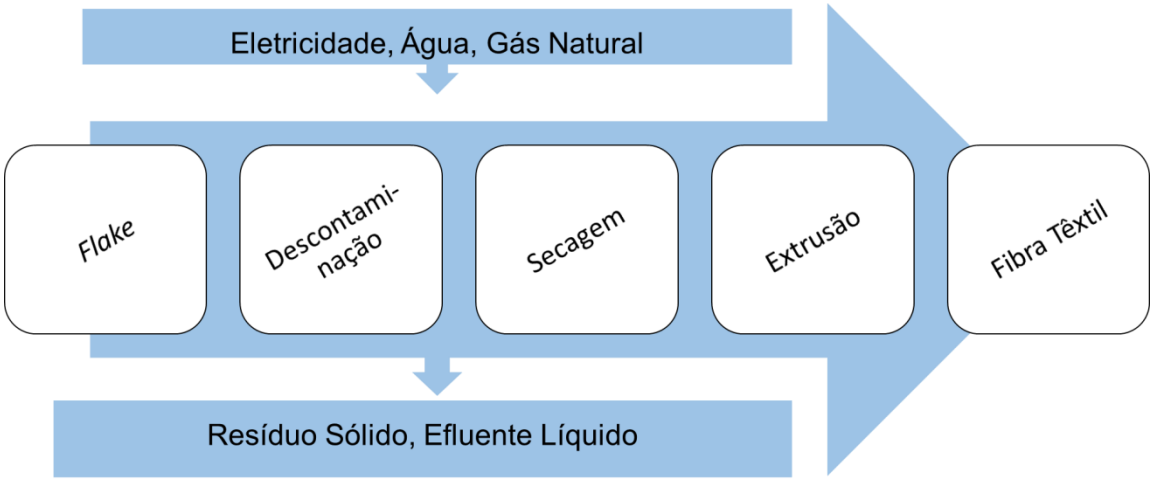
Figura 4 Primeira etapa do processo de reciclagem das garrafas de PET pós-consumo.



Fonte: Elaborado pelo autor

Na etapa de moldagem, que é a segunda etapa, os *flakes* são secos até um teor de umidade inferior a 0,02% em massa, conforme informações das indústrias. Após a secagem, os *flakes* de PET são enviados para a unidade de extrusão. O material polimérico extrusado é filtrado, durante a extrusão, antes de passar na fieira, onde ocorre a fiação do filamento. Em seguida, os filamentos fiados são estirados e texturizados, cortados em fibras descontínuas e enfardados. No reprocessamento, parte dos *flakes* se tornam resíduo sólido, que são as rebarbas do processo, e são encaminhados ao aterro. A **Figura 5** mostra a segunda etapa da reciclagem, que é o estágio de transformação de *flake* em fibras.

Figura 5 Moldagem dos *flakes* de PET em fibras de poliéster recicladas.



Fonte: Elaborado pelo autor

No Brasil, a produção de fibras a partir de garrafas PET pós-consumo é compartilhada entre duas empresas. Neste trabalho, os sistemas de reciclagem foram modelados de acordo com essas duas empresas. Este estágio do sistema de reciclagem é de responsabilidade de um reciclador beneficiador e de um reciclador transformador, respectivamente (CONCEIÇÃO et al., 2016). Os dados relacionados aos processos auxiliares, que são processos que não pertencem ao ciclo produtivo do PET, mas de alguma forma são necessários para obtenção dos produtos utilizados no sistema, como o de misturas de corrente de gás natural, matriz elétrica nacional, o transporte de caminhões, a água encanada foram extraídos do banco de dados da PE International (PE INTERNATIONAL AG, 2016). Por esses dados serem protegidos por direito autorais (*copyright*), não é possível a divulgação dos números e dos fluxos utilizados. Os dados globais de entrada e saída deste cenário estão resumidos na **Tabela 4.**

Tabela 4 Dados da produção de fibra têxtil com PET pós-consumo.

	Proceso	Valor
INPUT	PET pós-consumo (kg)	1000
	Eletricidade (MJ)	1350
	Água (kg)	4080
	Gás Natural (kg)	4,11
OUTPUT	Fibra de PET (kg)	876
	Efluente Líquido (kg)	4080
	Resíduo (kg)	124

Fonte: Elaborado pelo autor

5.1.2 Bottle-to-bottle

A ABIPET é a entidade que fornece informações sobre a reciclagem de PET e não publica dados específicos quanto ao PET pós-consumo que é destinado para o mercado *bottle-to-bottle*. Os dados de embalagens para alimentos e não alimentos são apresentados de forma unificadas, tendo uma participação de 25,7% do mercado de reciclagem (ABIPET, 2016). A expectativa da indústria no crescimento do *bottle-to-bottle* é muito superior a outros mercados (ABIPET, 2016), pelo alto valor agregado do produto final. Este cenário foi modelado usando dados das indústrias brasileiras de reciclagem de garrafas PET para produção de garrafas PET recicladas, conforme **Tabela 5**.

Tabela 5 Dados da produção do grânulo reciclado por B2B.

	Processo	Valor
INPUT	PET pós-consumo (kg)	1000
	Eletricidade (MJ)	1012
	Água (kg)	4480
	Gás Natural (kg)	4,11
OUTPUT	Grânulo Reciclado (kg)	934
	Efluente Líquido (kg)	4480
	Resíduo (kg)	66

Fonte: Elaborado pelo autor

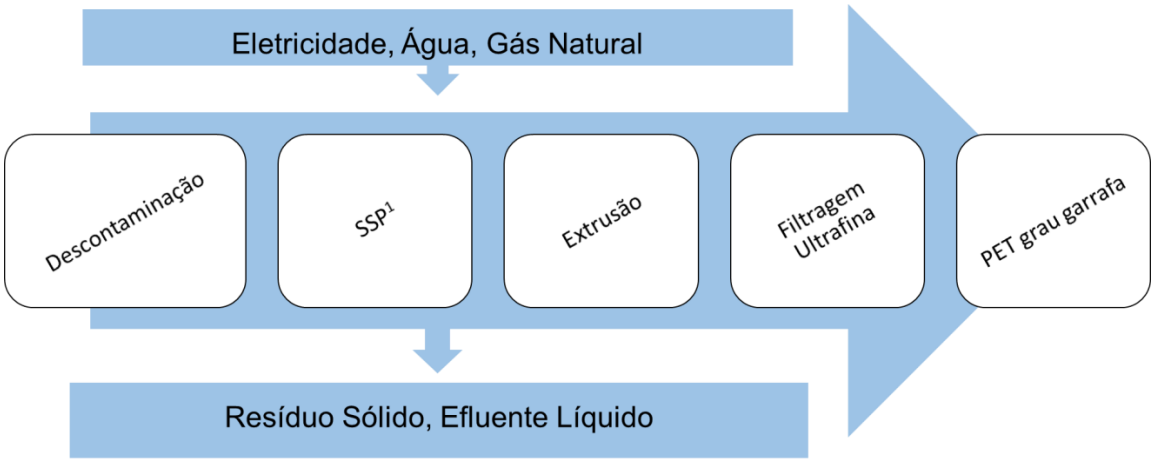
O sistema de reciclagem consiste em duas etapas. A primeira etapa é idêntica a primeira etapa do B2F, que compreende os processo de abertura dos fardos de garrafas PET pós-consumo, a remoção de rótulos e tampas de garrafas, moagem das garrafas em *flakes*, separação do PET de outros plásticos olefínicos através de um sistema de flotação com diferença de densidade (rótulos e tampas de polipropileno), lavagem e finalmente secagem, conforme ilustrado na **Figura 4**.

A segunda etapa da reciclagem para a produção de embalagens de alimentos inclui os processos de descontaminação e de pós-condensação em estado sólido do PET, conforme o esquema do processo da

Figura 6.. Os *flakes* de PET são transportados por caminhão para o reciclador-transformador (CONCEIÇÃO et al., 2016), aonde são conduzidos a um reator de descontaminação altamente eficiente, que reduz as impurezas para níveis inferiores a $220\ \mu g.kg^{-1}$ (FABRIS et al., 2010).

Em seguida, os materiais são encaminhados para um reator para aumentar a viscosidade intrínseca (IV) dos *flakes*, onde ocorre a pós-condensação em estado sólido e aonde está acoplada uma extrusora (EREMA, 2016). O material é então fundido sob vácuo dentro do sistema de extrusão. Este passo evita as degradações hidrolítica e oxidativa na extrusora. O material é forçado a filtração ultrafina, resultando em *pellets* altamente limpos e com IV acima de 0,7dℓ/g (EREMA, 2016).

Figura 6 Etapas do processo de reciclagem bottle-to bottle de PET sob a forma de flakes para obtenção do PET grau garrafa



Fonte: Elaborado pelo autor

5.1.3 Reciclagem Energética – Waste to Energy (WTE)

A instalação de uma unidade de reciclagem energética de resíduo sólido que utilize no mínimo 10% dos resíduos de origem urbana faz parte do contrato de funcionamento da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica (LAVORO CONSULTING, 2016). Em 2016 foi apresentado o Estudo de Impacto Ambiental com o projeto conceito da planta *waste-to-energy* (WTE), que através um ciclo *Rankine* em regime fechado utiliza a queima do resíduo para a geração de calor (energia térmica) e aquecimento de uma caldeira que irá gerar vapor e produzir eletricidade atrás de um turbo gerador (LAVORO CONSULTING, 2016).

Estimava-se que a vida útil do empreendimento seja de 20 anos, com uma capacidade de 1300 t/dia e capacitada com sistema *mass burning* para atender a variações de carga e de poder calorífico. O objetivo é o tratamento térmico por incineração que irá produzir eletricidade (LAVORO CONSULTING, 2016). A unidade é caracterizada por um ciclo *Rankine* em regime fechado que utiliza a queima do resíduo para a geração de calor (energia térmica).

De acordo com o Projeto Conceitual da Unidade de Reciclagem Energética (URE) do Caju (LAVORO CONSULTING, 2016), a estimativa é que sejam incinerados 1300 t/dia de resíduo sólido urbano. A URE terá uma potência bruta estimada em 31 MW, o que será capaz de produzir 745 MWh/dia. Dessa capacidade

produzida, 28 MW poderão ser disponibilizadas para a rede e 10% do produzido será consumido na própria URE.

Apesar do sistema não considerar a URE funcionando exclusivamente com o PET, buscou-se alternativas de alocação quantos aos inputs e outputs referentes exclusivamente ao PET na literatura (LAVORO CONSULTING, 2016). Dentre as opções observadas, uma delas consiste em assumir que as emissões são equivalentes aos limites especificados na Diretiva de Incineração de Resíduos (PARLAMENTO EUROPEU, 2000). No entanto, de acordo com Chilton et al. (2010) esta é uma suposição extremamente conservadora, pois, o PET não contém cloro, enxofre e metais pesados e, sendo assim, essas emissões seriam muito inferiores aos limites da Diretiva. Uma abordagem alternativa seria basear as emissões desses poluentes nas proporções desses elementos presentes no PET, mas dados confiáveis sobre a incineração do PET pós-consumo na presença de outros resíduos não são disponíveis, podendo ocorrer a formação de outros elementos em altas temperaturas como óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, compostos orgânicos voláteis.

Sendo assim, esse estudo baseou-se nos dados de emissões apresentados para o resíduo sólido urbano de uma planta industrial em processo de licenciamento no órgão ambiental do estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) (LAVORO CONSULTING, 2016). Os impactos ambientais associados à construção da unidade de WTE, bem como consumo de hidróxido de cálcio, carvão ativado e ureia pelos sistemas de limpeza de gases de combustão foram verificados a partir de dados dessa mesma planta industrial (LAVORO CONSULTING, 2016). Destaca-se que esta é uma suposição conservadora, pois, a ausência de cloro e enxofre no PET significa que, na realidade, seria necessária uma quantidade muito menor de hidróxido de cálcio (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010). O PET tem um conteúdo de cinzas muito baixo, <0,2% (SÁNCHEZ et al., 2007) e geraria quantidades extremamente pequenas de resíduos sólidos. Assim, o gerenciamento desses resíduos não foi incluído nesta análise.

Os benefícios ambientais da energia proveniente de resíduos dizem respeito às emissões deslocadas da conversão de energia de fontes convencionais para o que é convertido do processo de incineração do resíduo. O valor calorífico do PET de 23,04 MJ kg-1 foi retirado de Sanchez et al. (SÁNCHEZ et al., 2007). As

emissões deslocadas foram calculadas com base na combinação de geração de energia elétrica no Brasil (ENERGÉTICA, 2014) e dados de emissões do SimaPro (PRÉ CONSULTANTS, 2014). Sendo assim, os dados utilizados na modelagem do processo de incineração com recuperação de energia estão apresentados na

Tabela 6, e utilizados para calcular os seus impactos.

Tabela 6 Informações sobre planta de incineração com recuperação de energia considerando a entrada de um kg de PET pós-consumo.

Produto	Quantidade
PET pós-consumo	1 kg
Produtos Evitados	**Quantidade**
Eletricidade (Evitada)	2,93 MJ
Recursos	**Quantidade**
Ocupação urbana	0,0000598 m^2a
Transformação, área industrial	28262,62 m^2
Emissões para o Ar	**Quantidade**
Particulados, não especificado	0,9630929 mg
Composto clorado (HCl)	14,4463940 mg
Composto fluorado (HF)	0,1203866 mg
Óxidos nitrogenados	36,1159840 mg
Dioxinas (não especificado)	0,0014446 Ng
Cádmio	0,0361160 mg
Mercúrio	0,0072232 mg
Dióxido de Enxofre	12,0386610 mg
Monóxido de carbono	24,0773230 mg
Compostos orgânicos voláteis	4,8154645 mg
Tálio	0,0024077mg
Níquel	0,0156500mg

Materiais	Quantidade
Amônia Aquosa	0,00276900 kg
Hidróxido de Cálcio	0,00823400 kg
Carvão Ativado	0,00020900 kg
Chorume	0,76943100 kg
Água de processo	0,00615381 kg
Emissões para o Ar	**Quantidade**
Arsênico	0,0156500mg
Chumbo	0,3009670mg
Cromo	0,3009670mg
Cobre	0,3009670mg
Manganês	0,3009670mg
Vanádio	0,0698240 mg
Antimônio	0,0698240 mg
Cobalto	0,0698240 mg
Resíduo	**Quantidade**
Água residual	0,0001540 kg
Cinzas leves	0,0499945 kg
Cinzas de fundo	0,2530000 kg

Fonte: LAVORO CONSULTING, 2016

Apenas para a análise exergética foi utilizado o processo de *waste-to-energy* de plásticos (PET, PC) oriundo do banco de dados do próprio GaBi (PE International, 2016). Esse processo é baseado num compilado de dados de diversas unidades que operam na Europa, tendo sido uma média de desses processos. Por estar protegido por copyright, os dados de processo não podem ser divulgados. Porém constam no banco de dados da PE International para consulta. Para diferenciar o processo europeu do processo brasileiro, adotou-se a sigla WTE EU para os processos realizados na Europa e WTE BR para o processo que ocorre no Brasil.

5.1.4 Aterro Sanitário

Aterros sanitários são instalações construídas e autorizadas para a disposição de resíduos sólidos sendo projetadas e pensadas desde a localização, concepção e implantação. Princípios de engenharia e monitoramento são utilizados de modo a maximizar a quantidade de resíduos disposto e minimizar impactos no meio ambiente e na saúde pública, sendo a solução mais difundida e utilizada para a disposição final de resíduos sólidos urbanos em todo o mundo (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

Porém, desde 2010, para se adequar a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), ao invés de encaminhar os resíduos sólidos para um aterro sanitário deve-se evitar a sua geração, depois segregá-los, o que permitiria e viabilizaria a reciclagem de certos tipos de materiais, além de prolongar a vida útil dessa infraestrutura. Assim, de acordo com a PNRS, deve ser enviado para o aterro sanitário apenas os rejeitos que não podem ser mais recuperados sob nenhuma forma, ou ainda, aqueles para os quais não existe mercado (BRASIL, 2010).

Apesar de toda preocupação com a destinação correta desse resíduo, ainda há o relato na literatura (NASCIMENTO; CRUZ, 2017) de que materiais recicláveis continuam sendo destinados para aterro sanitário. Sendo assim, usando os dados disponíveis no banco de dados do software GaBi 6, esse cenário foi modelado considerando a disposição do PET em um aterro sanitário adequado e legal. Como visto em outros cenários, a inclusão do PET no ciclo de produção reduz o consumo de PET virgem. Neste cenário, a produção de PET virgem deve ser considerada, na mesma quantidade de massa enterrada. A fase de coleta do PET pós-consumo não foi considerada. Todos os processos utilizados neste primeiro cenário são apresentados na **Tabela 7**, com as referências.

Tabela 7 Dados do cenário do PET pós-consumo sendo enviado para aterro

Processo	Referência	Nota
Polyethylene terephthalate, granulate, bottle grade, at plant Landfill of plastic waste	Plastic Europe PE International	Europe 27 RER

Fonte: PE International, 2016

5.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Foram apresentados os itens obrigatórios para o cumprimento da estrutura metodológica padronizada pela ISO 14.040 (PRYSHLAKIVSKY; SEARCY, 2013; ISO 14.040, 2006).

5.2.1 Objetivo

O objetivo desse ACV foi avaliar os impactos ambientais da destinação de garrafas de PET pós-consumo para a reciclagem para a produção de fibra têxtil, novas garrafas, sua reciclagem energética e destinação para aterro, tendo como referência os processos que ocorrem no Brasil.

5.2.2 Público Alvo

O público alvo pretendido no estudo são os atores envolvidos direta ou indiretamente com a reciclagem de PET que poderão usar os resultados para alavancar o setor, entre eles agentes reguladores, consumidores, recicladores e seus empregados ou prestadores de serviço.

Agentes reguladores, que com o apoio dos gestores de resíduos sólidos, tanto do serviço público como de empresas privadas, poderão identificar as dificuldades e as deficiências no gerenciamento dos materiais descartados, principalmente no Brasil, para criar incentivos financeiros e oportunidades para o mercado de reciclagem.

Consumidores em geral, sociedade e empresas, que poderão estimular a compra de materiais reciclados e exigir do poder público, leis que incentivem o consumo e a produção dos materiais reciclados.

5.2.3 Unidade funcional

A unidade funcional é definida como a medida do desempenho das saídas funcionais do sistema, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Assim garante-se a comparabilidade dos diferentes sistemas avaliado (ISO 14.040, 2006), sendo um apoio para os cálculos do ACV.

Sendo assim, definiu-se como unidade funcional a entrada no sistema de 1 tonelada de PET pós-consumo, sendo esse valor tanto para a reciclagem *bottle-to-*

fibre ou *bottle-to-bottle* quanto para a destinação para reciclagem energética e aterro.

5.2.4 Descrição do processo e produto

Como definido no objetivo desse estudo, buscou-se avaliar as alternativas para a destinação do PET pós-consumo. O produto de entrada (*input*) deste Ciclo de Vida é a garrafa de PET pós-consumo. Um poliéster termoplástico, semicristalino, que apresenta baixa permeabilidade a gases, transparência e brilho (JIANG et al., 2018; ROMÃO; SPINACÉ; PAOLI, 2009). Por apresentar as características citadas e possuir densidade (1,38 g/cm^3) menor quando comparado às embalagens tradicionais de vidro e metal, o PET apresenta uma grande vantagem para o mercado de embalagens, principalmente no uso de bebidas carbonatadas (JIANG et al., 2018; SIMON; AMOR; FÖLDÉNYI, 2016). Porém não está limitado somente nesse tipo de bebida.

Para esse mercado, o PET utilizado é o grau alimentício, que possui uma viscosidade intrínseca maior que os utilizados na indústria têxtil. Usualmente esse PET vem com sujeira, resto de alimento, muitas vezes misturado com pequenas frações de outros plásticos, principalmente PP, presente na tampa e rótulos. (CARREIRA, 2013). Sendo assim, esse resíduo foi considerado na contabilidade do impacto nos processos analisados. Como os processos estudados nessa tese são utilizados tanto na Avaliação de Ciclo de Vida quanto na Avaliação Exergética, eles foram descritos no item 5.1.

5.2.5 Sistema de produto e fronteira do sistema de produto

A definição do sistema de produto é dada pelas etapas que compõem o ciclo de vida e unidades de processo que são relacionadas através do fluxo de material (ISO 14.040, 2006). Quanto à fronteira do sistema do produto, ela consiste na delimitação das unidades de processo que foram incluídas no sistema para serem modeladas, considerando, assim, as dimensões do estudo de ACV (CABEZA et al., 2014; HELLWEG et al., 2014).

Na definição do sistema de produto, estabeleceu-se que o estudo seria modelado a partir do momento que o PET pós-consumo entra na unidade produtiva de reciclagem ou na unidade de destinação final. As fronteiras do sistema englobam

os processos auxiliares de produção e distribuição de eletricidade, captação e distribuição de água, produção e distribuição de gás natural, além do sistema de tratamento de esgoto e destinação de resíduo.

5.2.6 Programa de Avaliação do Ciclo de Vida

O programa de Avaliação do Ciclo de Vida GaBi 6 foi utilizado para contabilizar os fluxos de entrada e saída dos Inventários do Ciclo de Vida elaborados no estudo. O programa foi adquirido pelo Núcleo de Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável (NERDES) por meio da compra de uma licença permanente.

5.2.7 Dados secundários para a realização do ICV

Inicialmente, foi feito o levantamento dos parâmetros e processos envolvidos diretamente na reciclagem do PET pós-consumo. Os dados primários utilizados neste estudo foram, em sua maioria, fornecidos pelas empresas do setor da reciclagem do PET pós-consumo, das fabricantes dos equipamentos, dos processos de licenciamento e de gerenciamento de resíduos sólidos. Porém, para a realização do estudo é necessário a obtenção de dados e informações de processos secundários como a matriz elétrica nacional, dados de uso do diesel entre outros. Como esses processos já possuem informações na literatura e não estão diretamente ligados na com a reciclagem, optou-se por utilizar dados secundários.

Uma vez que a complexidade da elaboração de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida, que requer uma grande quantidade de dados, alguns foram obtidos do banco de dados do GaBi (PE International), pois nem todos os dados necessários para o ICV foram fornecidos pelas empresas. Definida as unidades de processo do ciclo de vida e concluída a coleta de dados, foi elaborada a modelagem da reciclagem nos “planos de processo” do programa GaBi. Em cada unidade de processo foram inseridos os dados de entrada e de saída coletados, ligando, assim, os fluxos de massa e de energia ao longo de todo o ciclo de vida do PET pós-consumo.

É importante destacar que as entradas contabilizadas no Inventário do Ciclo de Vida (como o consumo de materiais e de recursos energéticos, como óleo diesel, gasolina e gás natural, entre outros) possuem, por trás de si, processos produtivos anteriores que, dependendo da fronteira de estudo, podem ser contabilizados. Em

outras palavras, ao considerar o consumo do óleo diesel, é preciso verificar que a sua produção envolveu a prospecção, extração e o refino do petróleo, processo esse que também gerou emissões e consumiu recursos.

Neste estudo, foram contabilizados os inventários disponibilizados no GaBi dos recursos energéticos e da rede elétrica brasileira consumidos ao longo de todo o ciclo de vida da reciclagem do PET. Os dados referentes à logística reversa do PET pós-consumo foram obtidos a partir de dados primários.

Para o ICV do diesel fabricado no Brasil, por exemplo, foi considerada a base de dados para 15 países da União Europeia (EU-15), sendo feita uma adaptação na quantidade de enxofre presente nesse combustível para 500 ppm, conforme resolução da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) que fixa limite máximo de enxofre em diesel rodoviário (ANP, 2016). Apesar de o Brasil também possuir um inventário da geração e da distribuição da energia elétrica (EPE, 2014), foram considerados no estudo os Inventários do Ciclo de Vida de energia elétrica do Brasil elaborados e também disponibilizado pela *PE International* no banco de dados do GaBi (PE International, 2016). A aquisição dos dados e dos Inventários do Ciclo de Vida para cada parâmetro, considerado neste estudo, encontra-se resumida na **Tabela 8**.

Tabela 8 Dados secundários da PE International para a elaboração dos Inventários do Ciclo de Vida do estudo

Nome do parâmetro	**Local da base de dados do ICV**	**Ano de referência do ICV**	**Nome da base de dados**
Aterro Sanitário	Europa RER	2005-2012	PE-GaBi
Caminhão Curta Distância (18,4 t de carga)	Global (GLO)	2005-2012	PE International
Caminhão Longa Distância (24,7 t de carga)	Global (GLO)	2005-2012	PE International
Diesel	Alemanha (DE)	2003-2012	PE International
Matriz Elétrica Nacional	Brasil (BR)	2016	PE International
PET grânulo	Alemanha (DE)	2005-2012	PE International

Fonte: PE International, 2016

No caso das emissões dos motores dos caminhões foram considerados os inventários elaborados pela PE International para todos os países, denominado Truck 18,4 t payload e Truck 24,7 t payload – Global, que também estão disponíveis

no Banco de dados do GaBi (PE International, 2016). Para a disposição final em aterro sanitário de plástico, foi assumido o inventário de disposição de embalagens plásticas em aterro elaborado para 15 países da União Europeia (EU-15), disponível no banco de dados GaBi referente ao ano de 2006 (PE International, 2016). Toda a água consumida na indústria de reciclagem de plástico é reutilizada, como informado nas visitas. Assim, não foi contabilizado o seu fluxo neste estudo. As fontes dos recursos consumidos em cada etapa do ICV são apresentadas na última coluna.

5.2.8 Método de Avaliação de Impacto Ambiental

O método de avaliação de impacto ambiental selecionado para o estudo foi o RECIPE 2008 tanto para a abordagem *midpoint* quanto *endpoint* (GOEDKOOP; HEIJUNGS; DE SCHRYVER; et al., 2013). Esse método tem escopo de aplicação global para as categorias de impacto de mudança climática, destruição da camada de ozônio e consumo de recursos e escopo de aplicação válido para Europa nas demais categorias de impacto (MENDES, 2013).

As categorias de impacto abordadas por esse método e utilizadas nesse estudo quanto ao *midpoint* foram: Mudanças Climáticas, Depleção do Ozônio Estratosférico, Toxicidade Humana, Formação de Foto-Oxidantes, Formação de Material Particulado, Acidificação Terrestre, Eutrofização em Água Doce, Eutrofização Marinha, Ecotoxicidade Terrestre, Ecotoxicidade em água doce, Ecotoxicidade Marinha, Ocupação em área Agrícola, Transformação de Área Natural, Radiação Ionizante, Depleção de Água, Depleção de Metais, Depleção Fóssil (BUENO et al., 2016; GOEDKOOP; HEIJUNGS; DE SCHRYVER; et al., 2013). Apesar de constar no método de impacto Recipe, não foram observados impactos quanto à transformação da terra natural e ocupação da terra urbana, logo não houve discussão quanto a essas categorias.

Já no *endpoint,* as categorias são saúde humana, qualidade do ecossistema e recursos. Foram utilizados os dados de normalização para o mundo em 2000 para as categorias de *endpoint* (European Commission, 2010; Mendes, 2013). Esse valor cálculo de normalização é fornecido pelo próprio GaBi e relaciona o impacto dessa categoria com a população mundial (PE INTERNATIONAL AG, 2016). Quanto à ponderação, optou-se por utilizar a perspectiva hierarquista, que é baseada nos princípios políticos mais comuns. O cálculo do fator único do impacto no *endpoint,*

usando o método ReCiPe é calculado conforme a **Equação 12**. Em que I_e é o impacto calculado no endpoint multiplicado pelo fator de normalização e fator de ponderação.

$$Fator\ Único = \sum_{e} I_e \times Normalização \times Ponderação \qquad \textbf{Equação 12}$$

5.2.9 Cenários para Cálculo dos Impactos Ambientais

Foram utilizados 4 cenários para cálculo dos impactos ambientais. Nos cenários foram modelados os dados em função dos estudos de caso apresentados. Esses estudos de caso foram modelados em razão da unidade funcional, sendo adaptado as entradas e saídas de todos os processos auxiliares. Os títulos de cada cenário são listados a seguir:

- Cenário 0 – Destinação para Aterro Sanitário.
- Cenário 1 – Destinação para o *Bottle-to-Fiber*.
- Cenário 2 – Destinação para o *Bottle-to-Bottle*.
- Cenário 3 – Destinação para Waste-to-Energy

5.3 AVALIAÇÃO EXERGÉTICA

Dentre as diferentes formas de avaliação exergética apresentadas na revisão, optou-se por desenvolver nessa Tese o cálculo da Perda Exergética Cumulativa Total (TCExL). Este método é o somatório das perdas exergéticas interna, as perdas exergéticas relacionadas ao abatimento de emissões e a perda exergética causada pelo uso da terra. Essa avaliação exergética pode ser apresentada conforme a **Equação 13,** em que os três elementos que compõem essa equação foram calculados com a ajuda dos softwares GaBi e Excel.

$$TCExL = Ex_{perda,interna} + Ex_{perda,abatimento} + Ex_{perda,uso\ da\ terra} \qquad \textbf{Equação 13}$$

5.3.1 Perda de Exergia Interna

A perda interna de exergia, calculada na TCExL, é obtida através da **Equação 14**, na qual são calculados os valores de Demanda Exergética Cumulativa (CExD), a

exergia dos produtos e a exergia das emissões. Para o cálculo da CExD usualmente se utiliza o software SimaPro, que disponibiliza dentro dos seus métodos de cálculo de impacto essa metodologia (PARIS et al., 2016; STOUGIE et al., 2018). Porém, nesse estudo, pela não disponibilidade desse software, combinou-se o uso do software GaBi com o software Excel para correlacionar e classificar os dados exergéticos de cada um dos elementos primários que são consumidos pelos sistemas estudados. Os dados que foram correlacionados são apresentados no Anexo 1.

$$Ex_{perda,interna} = CExD - Ex_{produtos} - Ex_{emissões}$$ **Equação 14**

O CExD calculado é a entrada geral de exergia dos sistemas. Nessa etapa, foram calculados os dados de exergia de todos os recursos necessários para a produção ou execução de um produto ou processo (BÖSCH et al., 2007), conforme **Equação 15**.

$$CExD = \sum_{i} mi * Ex_{(ch),i} + \sum_{j} nj * r_{ex-e(k,p,n,r,t),j}$$ **Equação 15**

Em que, CexD é a demanda cumulativa de exergia por unidade de produto ou processo (MJ eq), mi é a massa de recurso material i (kg), $Ex_{(ch),i}$ é a exergia por kg de substâncias de i (MJ eq/ MJ), nj é a quantidade de energia do distribuidor de energia (MJ), sendo que $r_{ex-e(k,p,n,r,t),j}$ é a exergia da energia proporcional ao distribuidor de energia (MJ eq/MJ) aonde ch se refere a exergia do ponto de vista químico, k se refere a cinética, p equivale a energia potencial, n é a energia nuclear, r é a energia radioativa e t é a exergia térmica, conforme apresentado na revisão. A exergia é armazenada em recursos na forma química, térmica, cinética, potencial, nuclear e radiativa, conforme no item 3.4.1. A atribuição do tipo adequado de exergia depende do uso do recurso (Szargut, 2005).

CExD é equivalente a definição de consumo exergético cumulativo de Szargut (2005), em que ambos os métodos quantificam a exergia necessária para obtenção de um produto. Szargut, Morris e Steward (1987) calcularam o CExC somando a demanda total de exergia de um processo ao longo de um período de tempo (Szargut, 2005).

O surgimento de grandes bancos de dados de ciclo de vida, como o ecoinvent, permitiu e facilitou a abordagem mais específica do produto, uma vez que esses bancos de dados fornecem a demanda de recursos para cada processo de unidade. Com o auxílio do software Excel, correlacionou-se os fluxos de entrada de cada processo com seus respectivos valores de demanda exergética que se encontram no Anexo 1. O CExD é especificado em equivalentes de MJ para destacar que é um indicador de avaliação de impacto (BÖSCH et al., 2007).

Foram declaradas as demandas de exergia do sistema em todos os processos, correlacionando-os em três situações, quanto a massa, quanto a energia e quanto ao volume. Assim iniciou-se o cálculo exergético dos produtos e das emissões. A quantidade de exergia representada pelas emissões foi calculada a partir das quantidades de emissões reportadas pelo Gabi e dos valores exergéticos químicos padrão das emissões que foram calculados a partir de dados termodinâmicos relatados por (RIVERO; GARFIAS, 2006; STRATTON, 2004; SZARGUT, Jan, 2007a) e estão listados nos **Anexos 2** e **3**. A lista total de emissões relatadas conta com mais de 600 emissões (STOUGIE, 2014).

Utilizaram-se os mesmos valores exergéticos dos fluxos de calor residual utilizados por Stougie (2014), nos quais a temperatura do calor residual emitido para o ar, a água e o solo é igual a 110ºC, 30ºC e 30ºC, respectivamente. A temperatura do calor residual emitido para o ar teve como referência a temperatura dos gases de combustão de uma central elétrica e a temperatura das águas residuais foi fixada no mesmo valor utilizado por Stougie (2014), uma vez que não foi localizada uma legislação específica no Brasil que estipule uma temperatura máxima permitida para as águas residuais. Presume-se que a temperatura do calor residual no solo seja igual à temperatura da água residual.

As perdas internas de exergia dos processos são calculadas, bem como também as perdas exergéticas internas dos processos auxiliares, como produção de eletricidade.

5.3.2 Cálculo de abatimento dos valores exergéticos

A perda exergética causada pela diminuição das emissões e dos fluxos de resíduos é limitada às emissões de dióxido de carbono, óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre e fosfato, uma vez que os valores de abatimento das perdas exergéticas

ainda não foram encontrados na literatura (STOUGIE; VAN DER KOOI, 2016; TSATSARONIS; CZIESLA, 2009).

Os valores exergéticos de abatimento utilizados em estudos de avaliações exergéticas (DEWULF; VAN LANGENHOVE; DIRCKX, 2001; LIU et al., 2015; STOUGIE; VAN DER KOOI, 2016) foram introduzidos por Dewulf, Van Langehove e Dirckx (2001) para emissões de dióxido de carbono (CO_2) e por Cornelissen (1997) para as emissões de dióxido de enxofre (SO_2), óxido nitroso (NO_x) e fosfato *(PO_4^{3-})*. Sendo assim, são apresentadas, a seguir, as metodologias de cálculo de abatimento para essas quatro categorias de emissões.

Dióxido de carbono (CO_2*)*

O valor exergético de abatimento do CO_2 usados antigamente baseavam-se na separação de 90% de CO_2 dos gases de combustão, compressão e armazenamento em reservatórios de gases vazios. O valor proposto nesse estudo foi de 3 MJ/kg de CO_2 (CORNELISSEN, 1997). Dewulf, Van Langenhove e Dickx (2001) introduziram outro valor para o abatimento de CO_2 de 5,862 MJ/kg. Esse novo valor foi baseado na recuperação de CO_2 via absorção e decapagem de etanolamina, seguida de compressão para 80 atm para armazenamento subterrâneo. De acordo com alguns autores (STOUGIE; VAN DER KOOI, 2016; VAN DER VORST; DEWULF; VAN LANGENHOVE, 2011) afirmam que o valor de Cornelissen (1997) é uma subestimação. Sendo assim, optou-se por utilizar esse último valor apresentado.

Dióxido de enxofre (SO_2)

O abatimento exergético do SO_2 foi baseado no processo de dessulfurização de gases de combustão de uma central elétrica a carvão por meio de calcário e a sua subsequente conversão em gesso. O valor observado foi de 57 MJ / kg (CORNELISSEN, R L, 1997).

Óxidos de nitrogênio (NO_x)

O abatimento exergético para óxidos de nitrogênio (NO_x) foi baseado na remoção de 80% de NO_x de uma usina de energia a carvão. O NO_x é removido por

reação com NH_3 para N_2 e H_2O. O valor declarado foi de 16 MJ / kg (CORNELISSEN, R L, 1997).

Fosfato (PO_4^{3-})

O valor de abatimento exergético, para a remoção do fosfato, utilizado na Tese foi de 18 MJ / kg (CORNELISSEN, 1997). Um resumo dos valores de abatimento exergéticos utilizados é apresentado na **Tabela 9**. Esses valores foram utilizados para calcular o abatimento exergético de cada processo desse estudo em função das emissões estimadas no ciclo de vida de cada processo.

Tabela 9. Resumo dos valores de abatimento exergético.

Emissão	Abatimento exergético [MJ/kg]
Dióxido de Carbono (CO_2)	5,86
Óxido de Nitrogênio (NO_x)	16,00
Fosfato (PO_4^{3-})	18,00
Dióxido de Enxofre (SO_2)	57,00

Fonte: STOUGIE; VAN DER KOOI, 2016; CORNELISSEN, 1997

5.3.3 Cálculo da Perdas exergética causada pelo uso da terra

Outro aspecto dessa avaliação exergética está relacionado com os serviços ecossistêmicos. Ao considerar a quantidade de exergia que se torna indisponível ao ecossistema devido ao uso da terra para construção das instalações físicas do sistema (por exemplo, unidade industrial de reciclagem, de moagem, aterro, etc). A terra se torna indisponível para que o ecossistema possa capturar a exergia da energia solar irradiada, se esta terra não estivesse ocupada.

Os valores dessa perda exergética causada pelo uso da terra são calculados com base na **Equação 16**, na qual multiplicando-se o valor observado para o uso da terra por determinado sistema ou processo, geralmente em hectare por ano, pela irradiação solar média (ISM), pela eficiência da captura da luz solar através da fotossíntese ($\eta_{Fotosíntese}$) e pelo quociente entre a quantidade de exergia por quantidade de luz solar (MJ_{ex}/MJ).

$$Ex_{Perdas,Uso\ da\ terra} = Uso\ da\ terra.ISM.\eta_{Fotosíntese}.\frac{MJ_{ex}}{MJ}$$ **Equação 16**

A **Tabela 10** apresenta um compilado da média calculada da irradiação solar em algumas cidades e dos continentes. O país que apresenta a maior irradiação solar média calculada é a Namíbia, isto é, 6,09 kWh/m^2 por dia, ficando no continente que apresenta a maior irradiação solar média, que é a África, com valor de 5,42 kWh/m^2 por dia. Dos continentes habitados, a Europa apresenta a menor irradiação solar média, ou seja, 3,37 kWh / m^2 por dia (BOXWELL, 2019; STOUGIE, 2014).

Tabela 10. Irradiação solar média baseado em Boxwell (2019)

Continente	Cidade	kWh/m^2.dia
ÁFRICA		5,42
	Johanesburgo (África do Sul)	5,46
	Windhoek (Namíbia)	6,09
ÁSIA		4,76
	Pequim (China)	4,28
	Tóquio (Japão)	3,76
EUROPA		3,37
	Amsterdam (Holanda)	4,39
	Madrid (Espanha)	4,18
AMÉRICA DO NORTE		4,1
	Flórida (EUA)	3,00
	Montreal (Canadá)	4,36
OCEANIA		5,03
	Sydney (Austrália)	4,6
	Auckland (Nova Zelândia)	3,49
AMÉRICA DO SUL		4,57
	Montevidéu (Uruguai)	4,48
	Lima (Peru)	5,71

Fonte: BOXWELL, 2019

O continente sul-americano tem uma taxa de irradiação solar média menor do que o valor apresentado pelo Brasil, que é de 4,93 kWh/ m^2 por dia. Uma forma de aprimorar o tratamento desse dado seria relacionar a área de cada local com essa taxa, porém como o valor é médio, há um grande erro associado em terrenos de grandes dimensões.

Para esse estudo, o valor considerado entre a quantidade de exergia e a quantidade de luz solar foi de 0,9327, conforme calculado por Szargut et al. (1988 apud STOUGIE, 2014). Já para a eficiência da captura da luz solar através da fotossíntese ($\eta_{Fotosíntese}$), segundo Archer e Barber (2004); Schiermeier et al. (2008) e Turkenburg (2000), a eficiência média da fotossíntese varia de um valor entre 0,5 e 1%. Esta tese optou por assumir um valor intermediário, da mesma forma que (STOUGIE, 2014), que seria uma eficiência de captação de energia solar via fotossíntese é igual a 0,75%.

Quanto ao valor de irradiação solar média (ISM), esse valor foi calculado com base no *handbook* de eletricidade solar (BOXWELL, 2019). Nessa base são resumidos dados mensais dos últimos 22 anos de diversas cidades do mundo. Optou-se em trabalhar, para o cenário do Brasil, utilizando-se a média das 27 capitais do país. O valor médio observado foi de 4,93 kWh/ m^2 por dia. Em função dos dados declarados no *Handbook* encontrarem-se em kWh/m^2 por dia, adaptou-se os dados para a unidade de MJ /m^2 por ano, pois os valores das perdas exergéticas são calculados em MJ e valores de uso da terra foram calculados em metro por ano.

Os valores para conversão das unidades foram baseados nos dados de conversão e equivalências apresentados por Foust et al. (1982). Sendo assim, após essa etapa, os valores observados por cada processo para o uso da terra, foram substituídos na **Equação 13** e complementaram os cálculos da última etapa da Perda Exergética Cumulativa Total.

6 RESULTADO

Serão apresentados e discutidos nesse capítulo os resultados das avaliações de ciclo de vida, tanto no *mipdpoint* quanto no *endpoint*. Depois serão desenvolvidos os resultados obtidos na avaliação exergética com seus resultados e discussão. Ao final, buscar-se-á uma relação entre a ferramenta de ACV com a ferramenta de exergia, que nesse caso, optou-se por utilizar o TCExL.

6.1 AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL

Encerrada a elaboração dos inventários de destinação do PET pós-consumo, iniciou-se a etapa de Avaliação dos Impactos das tecnologias proposta para a destinação do PET pós-consumo grau garrafa. A **Tabela 11** apresenta os valores de

impactos potenciais calculados para cada uma das tecnologias estudados utilizando o método ReCiPe *Midpoin*t (H) – versão 1.08.

Cada uma das categorias de impacto avaliadas, medidas em nível *midpoint*, foi discutida com maior nível de detalhe no que diz respeito aos processos elementares (ou subsistemas) e os aspectos ambientais mais significativos. Objetivou-se por tanto avaliar qual o benefício e ônus que cada destinação e tratamento que é dado ao PET pós-consumo poderá acarretar em termos de desempenho ambiental, medido sempre em função da destinação de 1 tonelada desse material.

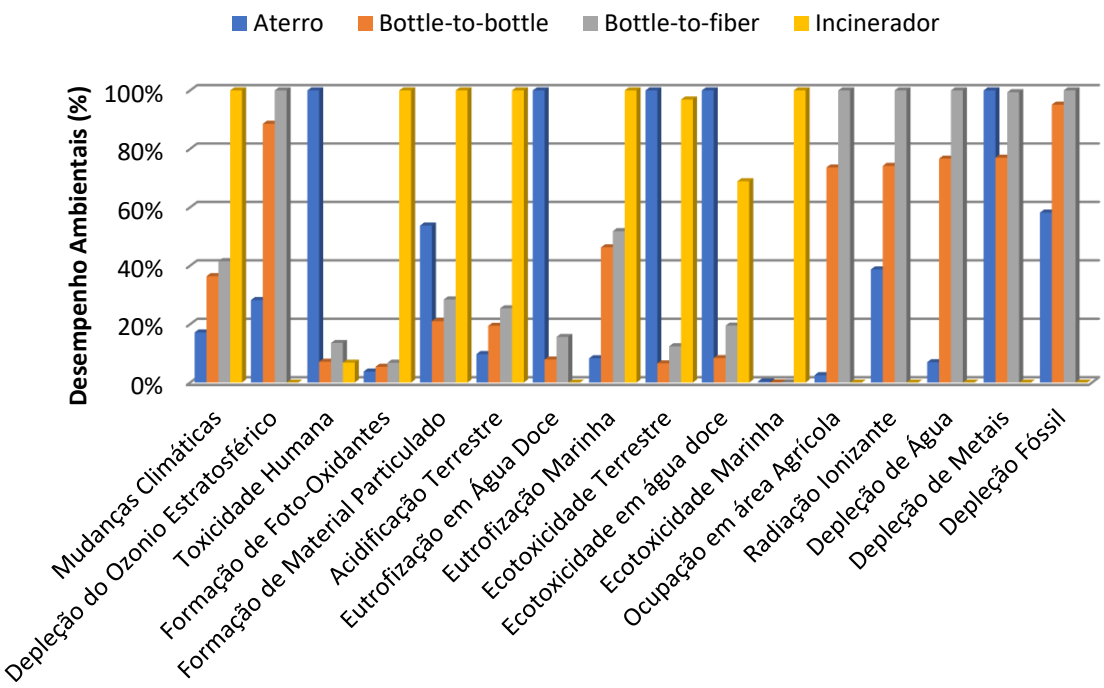
Tabela 11 Resultado da Avalição de Impacto em nível de *midpoint pelo método ReCiPe*.

Categoria de impacto ambiental	Unidade	Aterro	Bottle-to-bottle	Bottle-to-fiber	WTE
Acidificação Terrestre	kg $SO2_{eq}$	1,97E-01	3,93E-01	5,14E-01	2,02E+00
Depleção de Água	m^3	3,49E+01	3,84E+02	5,01E+02	0,00E+00
Depleção de Metais	Kg Fe_{eq}	1,65E+00	1,27E+00	1,64E+00	0,00E+00
Depleção do Ozonio	Kg CFC-11_{eq}	3,22E-09	1,01E-08	1,14E-08	0,00E+00
Depleção Fóssil	Kg Petróleo $_{eq}$	2,63E+01	4,30E+01	4,52E+01	0,00E+00
Ecotoxicidade em água doce	kg 1,4 – DB_{eq}	1,42E+00	1,19E-01	2,77E-01	9,78E-01
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4 – DB_{eq}	4,02E-01	5,65E-02	1,11E-01	1,02E+02
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4 – DB_{eq}	5,99E+00	3,93E-01	7,44E-01	5,80E+00
Eutrofização em Água Doce	Kg P_{eq}	5,73E-02	4,52E-03	8,94E-03	0,00E+00
Eutrofização Marinha	Kg N_{eq}	1,17E-02	6,52E-02	7,30E-02	1,41E-01
Formação de Foto-Oxidantes	Kg NMVOC	1,83E-01	2,63E-01	3,30E-01	4,87E+00
Formação de Material Particulado	Kg $PM10_{eq}$	4,27E-01	1,67E-01	2,26E-01	7,95E-01
Mudanças Climáticas	Kg $CO2_{eq}$	7,68E+01	1,63E+02	1,86E+02	4,48E+02
Ocupação em área Agrícola	m^2a	8,62E-01	2,51E+01	3,41E+01	0,00E+00
Radiação Ionizante	Kg $U235_{eq}$	1,41E+00	2,70E+00	3,64E+00	0,00E+00
Toxicidade Humana	Kg 1,4-DB_{eq}	5,51E+02	3,93E+01	7,47E+01	3,75E+01

Fonte: Elaborado pelo autor

Na **Figura 7,** sob a forma de um gráfico de barras, tem-se a ilustração dos impactos das destinações para o PET pós-consumo que foram normalizados em 100% em função da categoria que apresentou maior valor de impacto, para facilitar a comparação.

Figura 7 Desempenho ambiental, no nível de *midpoint,* para cada uma das categorias de impacto avaliadas pelo método ReCiPe.



Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.1 Acidificação Terrestre

Na acidificação terrestre, **Tabela 12**, o pior desempenho ambiental analisado foi do sistema de WTE, com a emissão de 2 kg SO_2 eq. Esse mau desempenho está relacionado com as emissões de NOx desse sistema.

Já os processos de reciclagem, sofrem forte influência da matriz elétrica, que responde por mais de 70% do impacto gerado de acidificação terrestre. Dentre as alternativas que mais contribuem para isso, destaca-se a geração de eletricidade com óleo combustível pesado, lignita e biomassa, todas com grandes emissões de SO_2. Quanto ao aterro, que apresentou o menor impacto dessa categoria, emissões

de SO_2 e NOx são as principais responsáveis pelo impacto observado nesse sistema.

Tabela 12 Impactos quanto à Acidificação Terrestre em kg SO_2 eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	3,5E-03	6,4E-02	4,5E-02	-
EU-27: Aterro	1,9E-01	1,3E-02	2,4E-02	-
GLO: Caminhão de Transbordo	1,1E-03	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	2,6E-02	2,1E-02	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	5,2E-04	3,1E-03	-
BR: Matriz Elétrica	-	2,8E-01	4,2E-01	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	2,6E-03	2,6E-03	-
EU-27:Água Encanada	-	3,9E-03	3,6E-03	-
Total	2,0E-01	3,9E-01	5,1E-01	2,0E+00

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.2 Depleção de Água

Quanto à depleção de água, observa-se na **Tabela 13** que as tecnologias de reciclagem B2B e B2F apresentam os maiores valores de impacto, 384 m^3 e 501 m^3, respectivamente. Tais valores são atribuídos em sua grande maioria à matriz elétrica nacional, que de acordo com o modelo para cálculo de impacto utilizado pelo ReCiPe, atribuiu 96,7% desse impacto a geração de eletricidade através de hidroelétricas (Goedkoop *et al.*, 2013).

Apesar de causar certo estranhamento a ideia de que há um consumo de água em processos de hidroelétrica, há autores (BAKKEN et al., 2013; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2012; PFISTER; SANER; KOEHLER, 2011) que corroboram com a metodologia de cálculo do ReCiPe que é baseado no IPCC (2013). Mekonnen e Hoekstra (2012) conduziram um estudo, no qual avaliaram a pegada hídrica agregada de algumas usinas hidrelétricas, que equivalem a 8% da capacidade hidrelétrica instalada no mundo, e observaram que elas consomem cerca de 10% da pegada hídrica da produção agrícola global no ano 2000. Sendo que esse valor pode variar muito em função do tipo de alagamento e condições climáticas locais (BAKKEN et al., 2013)

Sendo assim, como a geração hidrelétrica consome muita água e os dois sistemas de reciclagem demandam esse tipo de energia, conclui-se que nesse caso,

da depleção de água, o consumo elétrico está intrinsicamente correlacionado com o desempenho ambiental apresentado nessa categoria.

O consumo de água, pelo processo de lavagem em si, contribuiu com apenas 2% para o processo B2B e com 1% para o processo B2F. A WTE não apresentou impacto nessa categoria e o aterro apresentou o valor de impacto de 34,9 m^3, o que vale afirmar que nessa categoria de impacto o aterramento tem impacto, de pelo menos, dez vezes menor que as alternativas de reciclagem.

Tabela 13 Impactos na Depleção de Água em m^3

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	2,2E-01	4,0E+00	4,2E+00
EU-27: Aterro	3,5E+01	2,3E+00	4,3E+00
BR: Matriz Elétrica	-	3,7E+02	4,9E+02
BR: Matriz de Gás Natural	-	1,0E+00	1,0E+00
EU-27:Água Encanada	-	5,7E+00	5,2E+00
Total	3,5E+01	3,8E+02	5,0E+02

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.3 Depleção de Metais

Na depleção de metais, o aterramento e a reciclagem B2F apresentaram o pior desempenho ambiental, com valores de 1,6kg Fe eq, conforme **Tabela 14**.

Tabela 14 Impactos na Depleção de Metais em kg Fe eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	2,1E-03	3,9E-02	3,3E-02
EU-27: Aterro	1,6E+00	1,1E-01	2,0E-01
BR: Matriz Elétrica	-	9,4E-01	1,2E+00
BR: Matriz de Gás Natural	-	7,7E-03	7,7E-03
EU-27:Água Encanada	-	1,8E-01	1,6E-01
Total	1,6E+00	1,3E+00	1,6E+00

Fonte: Elaborado pelo autor

Já a reciclagem B2B apresentou valor de impacto de 1,27 kg Fe eq. A WTE não apresentou valores para essa categoria de impacto. Destaca-se que o consumo elétrico é o maior responsável pelo desempenho observado nas tecnologias de reciclagem.

6.1.4 Depleção do Ozônio

Quanto ao impacto de depleção do ozônio, não foi observado durante o processo WTE do PET, a emissão de gases que influenciem nessa categoria. Já os processos de reciclagem apresentaram o maior impacto, conforme **Tabela 15**. Com uma pequena margem de diferença, praticamente insignificante, os processos de reciclagem B2B e B2F apresentam valores na ordem de 10^{-8} kg CFC-11 eq. Grande parte do impacto relacionado a esses dois processos se deve as emissões de compostos orgânicos halogenados para o ar da matriz elétrica brasileira (EPE, 2014). Quanto as emissões de gases do aterro, elas estão relacionadas às emissões de compostos orgânicos voláteis para o ar.

Tabela 15 Impactos na Depleção do Ozônio em kg CFC-11 eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	1,2E-10	2,2E-09	3,2E-11
EU-27: Aterro	3,1E-09	2,0E-10	3,8E-10
BR: Matriz Elétrica	-	7,5E-09	1,1E-08
BR: Matriz de Gás Natural	-	2,1E-11	2,1E-11
EU-27:Água Encanada	-	1,2E-10	1,1E-10
Total	3,2E-09	1,0E-08	1,1E-08

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.5 Depleção Fóssil

Os sistemas de reciclagem apresentaram o pior desempenho ambiental quanto à categoria de impacto de depleção fóssil, conforme é apresentado na

Tabela 16. Nessa categoria, o consumo de combustível diesel para o transporte do PET pós-consumo do reciclador-beneficiador até o reciclador transformador teve participação incisiva para esse desempenho.

Quanto a diferença entra a reciclagem B2B e B2F, observou-se que na rede de fornecimento de *flake* para a reciclagem B2F, 45% dos fornecedores apresentavam unidades produtivas próximas, numa distância de até 400km. Enquanto o B2B adquiriu 70% do *flake* que será transformado em garrafas de unidades de beneficiamento distantes, com mais de 2.000 km. Apesar de ambos os tipos de caminhões utilizavam a tecnologia euro 3, tem-se que a capacidade declarada de carga para o caminhão com maior distância é de 24,7 toneladas contra 17,3 toneladas do caminhão para distâncias mais curtas.

No caso da destinação para aterro, foi considerado apenas o deslocamento da central de transbordo para o aterro. Como a coleta residencial encontra-se fora do escopo do estudo, não foi analisado nenhum descolamento com essa finalidade. Para avaliar a distância, considerou-se o deslocamento de um caminhão euro mix 1-5, ou seja, fez-se um apanhado com todas as tecnologias de emissões de motor diesel de caminhão e através dessa média obteve-se um caminhão que apesar de não existir, simboliza uma média geral de uma frota com diferente idade. Esse caminhão possuía capacidade de carga de 27 toneladas, desde a central de transbordo até o aterro, sendo estimado uma distância percorrida de 150 km.

Quanto ao processo de WTE, é comum que nesse tipo de sistema haja consumo de combustíveis fósseis ao menos na hora de acender a chama piloto (BALDASSO et al., 2019). Porém, os autores (LAVORO CONSULTING, 2016) do projeto do WTE não declaram o consumo de qualquer tipo de combustível fóssil. Sendo assim, não há valor declarado para o WTE nessa categoria de impacto.

Tabela 16 Impactos na Depleção Fóssil em kg petróleo eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	1,6E+00	2,8E+01	2,5E+01
EU-27: Aterro	2,5E+01	1,6E+00	3,1E+00
BR: Matriz Elétrica	-	8,2E+00	1,2E+01
BR: Matriz de Gás Natural	-	4,3E+00	4,3E+00
EU-27: Água Encanada	-	5,8E-01	5,2E-01
Total	2,6E+01	4,3E+01	4,5E+01

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.6 Ecotoxicidade em Água Doce

Quanto à ecotoxidade em água doce, o pior desempenho ambiental é do aterro, conforme observado na **Tabela 17**. A presença de fósforo no aterro é o principal elemento para o baixo desempenho para essa categoria. Estima-se que as emissões inorgânicas de fósforo para água doce representem 88% do impacto desse sistema.

Tabela 17 Impactos quanto à ecotoxicidade em água doce em kg 1,4-DB eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	2,2E-04	4,0E-03	2,6E-02	-
EU-27: Aterro	1,4E+00	9,3E-02	1,8E-01	-
GLO: Caminhão de Transbordo	3,2E-10	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	1,2E-08	9,4E-09	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	2,7E-10	1,6E-09	-
BR: Matriz Elétrica	-	8,6E-03	1,2E-02	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	1,5E-04	1,5E-04	-
EU-27:Água Encanada	-	1,3E-02	1,2E-02	-
Total	1,4E+00	1,2E-01	2,3E-01	9,8E-01

Fonte: Elaborado pelo autor

No caso do sistema WTE, que apresenta impacto de $9{,}8 \times 10^{-1}$ kg 1,4-DB eq, grande parte desse valor está relacionado com a emissão de cobre para o ar, que representa 95% do impacto da WTE. Quanto à destinação dos resíduos gerados no processo de reciclagem B2B e B2F e são encaminhados para aterro, tem-se que os impactos são fortemente influenciados pelo desempenho ambiental do aterro.

6.1.7 Ecotoxicidade Marinha

O pior desempenho ambiental quanto à ecotoxicidade marinha foi da WTE, conforme **Tabela 18**. Isso se deve as emissões de metais pesados para o ar, com destaque para emissões de cobre que responde por mais de 97% desse impacto.

Analisando os outros processos, o desempenho ambiental é consideravelmente inferior e com valores bastante próximos. Sendo nessa categoria, o pior desempenho ambiental foi do aterro, seguido pela reciclagem B2F e por fim o B2B. O que mais afeta essas três opções de destinação do PET é o processo de aterramento. Como, inclusive na reciclagem, parte da matéria-prima não conseguirá ser reciclada pois será perdida no próprio sistema de reciclagem, tanto no momento

da moagem, como na etapa de extrusão, e, portanto, deverá ser descartada em aterro. Os impactos foram proporcionais ao volume destinado para aterro.

Estudando quais fatores contribuem para o desempenho do aterro na ecotoxicidade marinha, observa-se que as emissões inorgânicas para o solo industrial, em específico o fósforo, apresenta a maior contribuição, com valores que representam mais de 74% do impacto gerado no aterro.

Tabela 18 Impactos quanto à ecotoxicidade marinha em kg 1,4-DB eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	7,8E-04	1,4E-02	3,9E-02	-
EU-27: Aterro	4,0E-01	2,6E-02	5,0E-02	-
GLO: Caminhão de Transbordo	8,4E-09	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	3,1E-07	2,5E-07	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	7,0E-09	4,1E-08	-
BR: Matriz Elétrica	-	1,4E-02	2,0E-02	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	3,0E-04	3,0E-04	-
EU-27:Água Encanada	-	1,7E-03	1,6E-03	-
Total	4,0E-01	5,6E-02	1,1E-01	1,0E+02

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.8 Ecotoxicidade Terrestre

Na categoria de ecotoxicidade terrestre, as opções de destinação para aterro e para a WTE apresentaram o pior desempenho ambiental, com valores muito próximos, de 6 kg 1,4-DB eq e 5,8 kg 1,4-DB eq, respectivamente, conforme apresentado na **Tabela 19**.

No caso do aterro, o impacto se deve às emissões de inorgânicos para o solo, em especial a emissão de fósforo que é responsável por 99% do desempenho ambiental dessa categoria de impacto. Quanto à WTE, as emissões dos metais pesados para o ar, em destaque o cobre que contribui com 99% dessa categoria de impacto, são determinantes para o desempenho ambiental observado.Já os processos de reciclagem apresentam impacto bastante inferior a esses dois processos, na ordem de dez vezes menos, sendo o impacto gerado pela matriz elétrica a maior contribuição (97%) para o desempenho ambiental de ambos os sistemas de reciclagem. Lançando um olhar mais detalhado na matriz elétrica nacional, observa-se que o uso de óleo combustível pesado, biomassa e lignita representam juntas 81% dos impactos.

O uso de óleo combustível pesado tem associado a seus processos a emissão de metais pesados para o ar, em especial o Vanádio (+III) e o Níquel (+II). Já o uso da biomassa, tem associado ao seu processo emissões de metais pesados para o ar, em especial o cadmio(+II), e emissões de metal pesado para o solo da agricultura, com destaque para o Níquel (+II), Chumbo (+II), e o Mercúrio (+II). Quanto as emissões associadas a lignita, destaca-se as emissões de metais pesados para o ar, em especial o Selênio e Cobre (+II).

Tabela 19 Impactos quanto à ecotoxicidade terrestre em kg 1,4-DB eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	-4,8E-06	-8,7E-05	-1,4E-04	-
EU-27: Aterro	6,0E+00	3,9E-01	7,4E-01	-
GLO: Caminhão de Transbordo	9,4E-10	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	3,5E-08	2,8E-08	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	7,8E-10	4,6E-09	-
BR: Matriz Elétrica	-	7,5E-04	1,1E-03	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	3,7E-06	3,7E-06	-
EU-27:Água Encanada	-	2,6E-04	2,4E-04	-
Total	6,0E+00	3,9E-01	7,4E-01	5,8E+00

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.9 Eutrofização em Água Doce

Na categoria de impacto de eutrofização em água doce, o pior desempenho ambiental observado foi à destinação para aterro. Nela, a emissão de fósforo para a água doce (20%) e para o solo industrial (80%) foi determinante para o fraco desempenho frente às alternativas, conforme **Tabela 20**.

Tabela 20 Impactos quanto a eutrofização em água doce em kg P eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	1,9E-05	3,4E-04	1,3E-03
EU-27: Aterro	5,7E-02	3,7E-03	7,1E-03
BR: Matriz Elétrica	-	3,1E-04	4,5E-04
BR: Matriz de Gás Natural	-	9,9E-07	9,9E-07
EU-27:Água Encanada	-	1,2E-04	1,1E-04
Total	5,7E-02	4,5E-03	8,9E-03

Fonte: Elaborado pelo autor

No caso dos sistemas de reciclagem, como ambos destinam seus resíduos de produção em aterro, observa-se grande influência dessa destinação no desempenho desses processos, contribuindo com valores na ordem de 80%. Parte dos impactos também está relacionada com o consumo de diesel, e a emissão de fosfato para a água doce.

6.1.10 Eutrofização Marinha

Na categoria de eutrofização marinha, o pior desempenho ambiental é do sistema de WTE,

Tabela 21. Nesse sistema, as emissões inorgânicas para o ar dos óxidos de nitrogênio (NOx) tem total influência no desempenho ambiental.

Quanto aos sistemas de reciclagem, o transporte dos *flakes* apresentou relevante contribuição nos impactos. Na reciclagem B2F, 43% do impacto está relacionado com a produção de monóxido de nitrogênio na pelos caminhões utilizados no transporte. No caso do B2B, esse valor chega a 56% do impacto. Outra emissão considerável é a de inorgânicos para a água doce, com destaque para o nitrato. Essas emissões estão presentes no processo do diesel e do consumo de eletricidade.

No caso do aterro, 60% do impacto está relacionado as emissões inorgânicas para o ar, com destaque para a produção de óxidos de nitrogênio e monóxido de nitrogênio. Além disso, há grande contribuição das emissões de inorgânicos para a água doce, com destaque para a emissão de nitrato.

Tabela 21 Impactos quanto à eutrofização marinha em kg N eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	9,0E-04	1,6E-02	2,2E-02	-
EU-27: Aterro	9,5E-03	6,2E-04	1,2E-03	-
GLO: Caminhão de Transbordo	1,3E-03	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	3,6E-02	2,9E-02	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	7,2E-04	4,3E-03	-
BR: Matriz Elétrica	-	1,1E-02	1,6E-02	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	7,4E-05	7,4E-05	-
EU-27:Água Encanada	-	6,7E-04	6,1E-04	-
Total	1,2E-02	6,5E-02	7,3E-02	1,4E-01

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.11 Formação de Foto-Oxidantes

Quanto à categoria de impacto de formação de Foto-Oxidantes, a destinação do PET pós-consumo por WTE apresentou o pior desempenho ambiental, conforme **Tabela 22**. O processo de WTE apresentou o valor de 4,9 kg NMVOC por conta das emissões para o ar de monóxido de carbono e óxidos de nitrogênio.

Tabela 22 Impactos quanto a Formação de Foto-Oxidantes em kg 1,4-DB eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	2,5E-03	4,5E-02	3,7E-02	-
EU-27: Aterro	1,8E-01	1,2E-02	2,2E-02	-
GLO: Caminhão de Transbordo	2,8E-03	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	7,0E-02	5,6E-02	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	1,5E-03	8,7E-03	-
BR: Matriz Elétrica	-	1,3E-01	2,0E-01	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	2,8E-03	2,8E-03	-
EU-27: Água Encanada	-	3,5E-03	3,2E-03	-
Total	1,8E-01	2,6E-01	3,3E-01	4,9E+00

Fonte: Elaborado pelo autor

Quando se observa os processos de reciclagem, a tecnologia B2F apresentou pior desempenho ambiental em relação à B2B. Isso se deve, novamente, ao fato do processo B2B apresentar um menor consumo elétrico. As principais emissões que contribuem para esse desempenho são o monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre. No caso da destinação para aterro, os impactos desse processo estão relacionados às emissões para o ar que são o monóxido de carbono, dióxido de nitrogênio, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre.

6.1.12 Formação de Material Particulado

Quanto à formação de material particulado, o sistema WTE apresentou o pior desempenho ambiental, resultados na

Tabela 23. Estudando as emissões associadas a esse sistema, os óxidos de nitrogênio são os únicos responsáveis nesse sistema pelo impacto observado.

O segundo pior desempenho ambiental foi do aterro. O processo modelado aponta que 86% do impacto estão relacionados com a emissão de partículas para o ar que possuem medida entre 2,5 μm e 10 μm. Há também uma contribuição das

emissões inorgânicas para o ar de óxidos de nitrogênio (NOx) e dióxido de enxofre (SO_2).

No caso das tecnologias de reciclagem B2B e B2F, a matriz elétrica é a grande responsável pelo impacto associado a esses dois sistemas. Na matriz, emissões de SO_2 e NOx representam quase 40% do impacto associado a esse desempenho ambiental.

Tabela 23 Impactos na formação de Material Particulado em kg PM10 eq

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	9,5E-04	1,7E-02	1,3E-02	-
EU-27: Aterro	4,3E-01	2,8E-02	5,3E-02	-
GLO: Caminhão de Transbordo	7,8E-04	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	2,2E-02	1,7E-02	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	4,6E-04	2,7E-03	-
BR: Matriz Elétrica	-	8,8E-02	1,3E-01	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	7,4E-04	7,4E-04	-
EU-27:Água Encanada	-	1,1E-02	1,0E-02	-
Total	4,3E-01	1,7E-01	2,3E-01	7,9E-01

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.13 Mudanças Climáticas

Em termos da categoria Mudanças Climáticas, o processo de destinação do PET pós-consumo para aterro apresentou o desempenho ambiental mais favorável em comparação com as outras três alternativas, conforme a **Tabela 24**. Destaca-se, no entanto, que apesar do aterro ter um impacto para mudança climática bem menor, quando analisado numa perspectiva de economia circular, apesar do enorme potencial de recuperação do PET, esse material irá ficar armazenado nesse aterro ao invés de produzir novos insumos (COOPER; GUTOWSKI, 2017; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2016). Sendo assim, será necessária a extração de mais matéria-prima para produção de novas embalagens (SEVIGNÉ-ITOIZ et al., 2015).

No caso da WTE, observa-se que essa é a pior opção de destinação do PET pós-consumo, tendo um valor de aproximadamente 448 CO_{2eq}, valor quase 2,5 maior que o processo de destinação do PET para a produção de fibra têxtil. Contudo, destaca-se que o projeto não prevê a distribuição da eletricidade produzida na matriz elétrica, o que poderia abater parte da carga ambiental ao evitar que combustíveis mais poluentes fossem utilizados para a produção de eletricidade

(CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; CLAUZADE et al., 2010; WASSERWESEN, 2011).

Tabela 24 Impacto nas Mudanças Climáticas em kg CO_{2eq}

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	6,3E-01	1,1E+01	9,7E+00	-
EU-27: Aterro	7,2E+01	4,7E+00	8,9E+00	-
GLO: Caminhão de Transbordo	4,0E+00	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	7,1E+01	5,7E+01	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	1,5E+00	8,7E+00	-
BR: Matriz Elétrica	-	7,1E+01	9,9E+01	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	1,3E+00	1,3E+00	-
EU-27:Água Encanada	-	1,6E+00	1,4E+00	-
Total	7,7E+01	1,6E+02	1,9E+02	4,5E+02

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.14 Ocupação de Área Agrícola

Dentre as alternativas de destinação do PET pós-consumo, as que mais afetam a categoria de impacto de ocupação de área agrícola são as opções que envolvem a reciclagem do PET, tanto B2B quanto o B2F, como mostra a **Tabela 25**. Grande parte desse impacto está relacionado à utilização das áreas para a conversão da energia em eletricidade, que é o caso dos lagos de hidrelétricas (GOEDKOOP et al., 2009). Sendo assim, como o gasto elétrico do processo de reciclagem B2F é maior, o impacto nessa categoria também é maior.

Tabela 25 Valores utilizados nos cálculos dos impactos na Ocupação de Área Agrícola em m^2a

Processos impactados	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	3,1E-01	5,6E+00	6,2E+00
EU-27: Aterro	5,5E-01	3,6E-02	6,9E-02
BR: Matriz Elétrica	-	1,9E+01	2,8E+01
BR: Matriz Gás Natural	-	5,4E-02	5,4E-02
EU-27: Água Encanada	-	8,2E-03	7,5E-03
Total	8,6E-01	2,5E+01	3,4E+01

Fonte: Elaborado pelo autor

Quanto ao impacto observado na destinação ao aterro, devido a ocupação de uma área territorial delimitada em um período longo de anos, essa categoria é

diretamente afetada, representando nesse caso 0,86 m^2a. A destinação de PET para o sistema de WTE não mostrou impactos nessa categoria, pois os resíduos gerados na incineração são destinados para aterros industriais classe I, ou seja, aterro para resíduo perigoso (POLETTINI et al., 2018).

6.1.15 Radiação Ionizante

Ao analisar os impactos dos sistemas quanto à radiação ionizante, **Tabela 26**, observa-se que o consumo elétrico é o principal responsável pelos valores observados na reciclagem, contribuindo em quase 90% com esse desempenho ambiental. Ao se verificar a matriz elétrica, a produção de eletricidade com usinas nucleares que corresponde a apenas 1,3% da eletricidade produzida no Brasil em 2016, foi responsável por mais de 98% do impacto observado nessa categoria.

Cabe salientar que para o caso do aterro, o desempenho ambiental está relacionado com o próprio processo de aterramento e seu consumo energético que ocorre no próprio aterro para as operações diárias. O cenário de WTE não apresentou impacto para essa categoria.

Tabela 26 Impactos quanto à radiação ionizante kg U235 eq

Categorias	Aterro	B2B	B2F
BR: Diesel	9,9E-03	1,8E-01	1,5E-02
EU-27: Aterro	1,4E+00	9,2E-02	1,7E-01
BR: Matriz Elétrica	-	2,4E+00	3,4E+00
BR: Matriz de Gás Natural	-	6,6E-03	6,6E-03
EU-27: Água Encanada	-	5,7E-02	5,2E-02
Total	1,4E+00	2,7E+00	3,6E+00

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.16 Toxicidade Humana

Analisando a categoria de Toxicidade Humana, de acordo com a **Tabela 27**, observa-se que a destinação para aterro apresenta o maior impacto para a saúde humana, com valor de 550 kg 1,4-DB eq. Ao comparar esse valor com o valor de outras alternativas estudas, destaca-se que o impacto é mais de sete vezes maior do que a segunda alternativa pior, que é a reciclagem B2F.

Já as categorias de impacto de destinação para a reciclagem B2B e o processo WTE apresentam valores praticamente idênticos e que representam uma redução de quase 13 vezes o impacto gerado para a destinação do PET para aterro.

Grande parte da contribuição ao impacto observado para a destinação em aterro está relacionada com a emissão de fósforo para o solo industrial e para água doce. No caso dos processos de reciclagem (B2B e B2F), a maior causa dos valores de impacto está relacionada com a destinação do resíduo do processo de reciclagem, tendo como consequência a mesma emissão. Porém, como o processo B2F apresenta uma geração maior de resíduos, os impactos desse processo são maiores, conforme é possível observar na **Tabela 27**.

Quanto ao processo de WTE, apesar de todo o controle da planta, há uma quantidade tolerada de emissões de substâncias relacionados a toxicidade humana, tanto pela legislação brasileira (CONAMA 316, 2002) quanto na legislação internacional (USEPA, 1990). Sendo assim, esse valor está relacionado com essas emissões. Dentre os que apresentam a maior contribuição para essas categorias de impacto destacam-se o Tálio (45%), o Cobre (16%), o Chumbo (13%) e o Níquel (11%).

Tabela 27 Impactos quanto à Toxicidade Humana em kg 1,4-DB eq

Categorias	Aterro	B2B	B2F	WTE
BR: Diesel	1,9E-02	3,5E-01	2,9E+00	-
EU-27: Aterro	5,5E+02	3,6E+01	6,8E+01	-
GLO: Caminhão de Transbordo	8,6E-06	-	-	-
GLO: Caminhão Pesado (24,7t)	-	3,2E-04	2,5E-04	-
GLO: Caminhão Leve (18,4t)	-	7,1E-06	4,2E-05	-
BR: Matriz Elétrica	-	1,6E+00	2,4E+00	-
BR: Matriz de Gás Natural	-	1,3E-02	1,3E-02	-
EU-27:Água Encanada	-	1,3E+00	1,2E+00	-
Total	5,5E+02	3,9E+01	7,5E+01	3,8E+01

Fonte: Elaborado pelo autor

6.1.17 Considerações e outras categorias de impacto avaliadas no midpoint

Ao analisar o desempenho ambiental na perspectiva do *midpoint*, que não relaciona o impacto calculado com os possíveis danos ao meio ambiente, saúde humana ou recursos naturais, observa-se que a destinação para WTE e a reciclagem do tipo B2F apresentaram o pior resultado em 6 categorias.

Dentre as categorias que a WTE apresenta o pior desempenho são Mudanças Climáticas, Formação de Foto-Oxidantes, Formação de Material Particulado, Acidificação Terrestre, Eutrofização Marinha e Ecotoxicidade Marinha. Boa parte do valor do desempenho ambiental nessas categorias teve como principal fator de impacto as emissões de metais pesados gerados no processo de WTE. Apesar do PET não possuir, em sua formulação, metais pesados, a WTE não é realizada somente com r PET, mas também com um conjunto de resíduos orgânicos com potencial de queima. Sendo assim, para reduzir parte do impacto associado a esse processo, medidas como melhorar o sistema de seleção do resíduo que irá entrar na planta, otimizar o sistema de filtragem de gases, bem como o aproveitamento energético do sistema poderão reduzir parte do impacto associado a esse sistema (ABAECHERLI et al., 2017; HAVUKAINEN et al., 2017; MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018).

Quanto à reciclagem B2F, boa parte dos impactos associados a esse cenário está relacionado com a demanda energética desse processo. A reciclagem B2B apresenta um perfil de impactos semelhante ao da reciclagem B2F, porém, por apresentar uma demanda energética menor, aonde, o consumo de eletricidade é menor que o B2F, mostraam os valores das categorias de impacto inferiores. Dentre as categorias do B2F que apresentaram desempenhos ambientais piores que o B2B foram Depleção de Ozônio, Ocupação em Área Agrícola, Radiação Ionizante, Depleção de Água, Depleção de Metais, Depleção Fóssil.

Dessas seis categorias relacionadas, apenas a Depleção Fóssil é mais afetada pelo transporte. O transporte está presente nos processos de reciclagem, na etapa de deslocamento do flake da unidade industrial que realiza o beneficiamento até a unidade industrial que realiza o reprocessamento. Também está presente no deslocamento do maquinário no aterro, como tratores e escavadeiras que não especificadas nem quantificadas em seprado nesse sistema. O único sistema que não há declaração de equipamento que consomem recursos fósseis, como escavadeiras ou tratores, é no caso do WTE. Como essa depleção fóssil está diretamente ligada com o transporte dessa carga, esse impacto pode ser minimizado com a otimização da logística reversa do PET, considerando a modernização da frota de caminhões utilizados ou utilizando um transporte que apresente menor impacto nesse deslocamento (AGRAWAL; SINGH; MURTAZA, 2015).

Quanto às outras categorias de impacto (Toxicidade Humana, Eutrofização em Água Doce, Ecotoxicidade Terrestre, Ecotoxicidade em Água Doce e Depleção de Metais, Acidificação, Eutrofização Marina, Formação de Fotoxidantes, Formação de Material Particulado, Mudanças Climáticas) observa-se uma contribuição significante da matriz elétrica nos impactos associados às tecnologias de reciclagem. De uma maneira geral, uma migração para uma matriz com uma presença maior de renováveis ou uma matriz de baixo carbono iria significar numa redução dos impactos gerados por esses sistemas de reciclagem (HERTWICH et al., 2014; PANWAR; KAUSHIK; KOTHARI, 2011).

O aterro apresentou o maior impacto em 5 categorias estudadas. São elas a Toxicidade Humana, Eutrofização em Água Doce, Ecotoxicidade Terrestre, Ecotoxicidade em Água Doce e Depleção de Metais. Com a exceção da depleção de metais, que se encontra fortemente relacionado com a disposição de ferro, todas as outras categorias têm forte relação com a disposição de fósforo.

De acordo com o processo apresentado pela PE INTERNATIONAL AG (2016), cada amostra de uma tonelada de plásticos são encontradas frações de 2,1 kg de ferro e 0,38kg de fósforo, colocando as amostras de plásticos como as que mais apresentam frações de ferro e fósforo.

A transferência do fósforo do sistema terrestre para o ambiente aquático ocorre na maioria das vezes através do processo de percolação ou escoamento superficial. Podendo provocar diversos impactos negativos, em especial em rios e lagos, ao dar início ao processo de eutrofização. Com o aumento da concentração desse nutriente, pode ocorrer um estímulo ao crescimento de algas e plantas, afetando a forma de utilização da água tanto para consumo como para lazer, podendo inclusive interferir na oxigenação da água e na fauna local (GOMES, L. P. et al., 2015; NGATIA et al., 2017).

Sendo assim, a melhor forma de evitar esse tipo de problema é minimizando cada vez mais o percentual de resíduo destinado para aterro, buscando alternativas que aumentem o tempo de vida do resíduo ou que o faça ficar o maior tempo possível num ciclo econômico e produtivo, sendo reciclado ou reutilizado (AJAYI et al., 2016; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017; LEE; HAN; WANG, 2017; ZHANG et al., 2016).

Além dessas categorias de impacto discutidas, foram avaliados os desempenhos ambientais desses sistemas quanto à Transformação da Terra Natural e Ocupação de Terras Urbanas, porém nenhuma delas apresentou valores de impacto para os cenários de destinação estudados.

6.2 ANÁLISE DOS RESULTADOS NO ENDPOINT

As **Tabela 28** à **31** apresentam os resultados no *endpoint*, de acordo com o método ReCiPe *Endpoint* / Mundo com visão H/H – versão 1.08, para as tecnologias de destinação para aterro sanitário, tecnologia de reciclagem *bottle-to-bottle,* tecnologia de reciclagem *bottle-to-fiber* e reciclagem energética *waste-to-energy*. Nestas tabelas, são apresentados os valores agrupados em um valor único (resultados após a caracterização), também conhecidos como *single score*, os fatores de normalização e de ponderação que foram utilizados foram apresentados no item **5.2.9** (KÄGI et al., 2016; PFISTER; SANER; KOEHLER, 2011). Cabe lembrar que o indicador único é obtido pela somatória dos resultados ponderados de cada categoria de impacto e o número produzido é adimensional.

Sendo assim, ao se analisar essas Tabelas, o pior desempenho ambiental observado foi para a destinação para reciclagem energética (WTE). A pontuação observada para esse cenário foi de 21,1 pontos. No caso da destinação para aterro, o valor observado foi de 19,5 pontos, sendo o segundo pior desempenho ambiental. Apesar do impacto ligeiramente superior para o WTE, ao se considerar as emissões evitadas pela matriz elétrica, o que nesse estudo não foi observado pelo fato do projeto dessa planta não declarar que irá se conectar ao sistema de distribuição elétrica mas irá utilizar a energia convertida dentro da própria unidade de WTE (LAVORO CONSULTING, 2016), há usualmente uma redução do impacto associado com esse sistema (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010). Apesar dessa possibilidade, há na literatura (NAKATANI et al., 2010) estudos que corroboram com o resultado apresentado, sendo que o processo de WTE estudado também contou com o aproveitamento parcial da eletricidade. Além disso, destaca-se nesse estudo que os autores focaram em impactos relacionados com as emissões de gases do efeito estufa e consumo de recursos fósseis.

Em todo caso, ao se comparar esses resultados observados da reciclagem energética e os resultados das outras formas de reciclagem, tem-se que os cenários

de B2F e B2B apresentaram um desempenho ambiental melhor, seguindo uma linha semelhante ao que outros trabalhos da literatura observaram (CHILTON; BURNLEY; NESARATNAM, 2010; SHEN; WORRELL; PATEL, 2010). No caso das alternativas de destinação para a reciclagem, as destinações para o B2F e o B2B mostraram, respectivamente, valores de 18,5 e 16,3.

Cabe destacar que devido ao erro associado, além de características e detalhes específicos de cada estudo, apesar da pontuação única constar no próprio software, muitos autores evitam trabalhar com ela (HELLWEG et al., 2014). De uma forma geral, os resultados são próximos ao que se observa na literatura, reciclagem mecânica mostrou o melhor desempenho ambiental (GOMES, T. S.; VISCONTE; PACHECO, 2019).

Tabela 28 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para Aterro, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe.

Categoria de impacto ambiental	Perfil Ambiental	Unidade	Fator Normalização[1]	Resultado Normalizado	Fator Ponderação[2]	Aterro
Ocupação de Área Agrícola	1,70E-08	species.yr	1,09E+03	1,85E-05	400	0,007398
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	6,10E-07	species.yr	1,09E+03	6,65E-04	400	0,266
Ecotoxicidade em Água Doce	1,22E-09	species.yr	1,09E+03	1,34E-06	400	0,000534
Eutrofização em Água Doce	2,55E-09	species.yr	1,09E+03	2,78E-06	400	0,00111
Ecotoxicidade Marinha	6,90E-11	species.yr	1,09E+03	7,53E-08	400	3,01E-05
Acidificação Terrestre	1,14E-09	species.yr	1,09E+03	1,25E-06	400	0,000499
Ecotoxicidade Terrestre	9,23E-07	species.yr	1,09E+03	1,01E-03	400	0,402235
Mudança Climática (Saúde)	1,08E-04	DALY	7,41E+01	7,97E-03	300	2,39
Toxicidade Humana	3,82E-04	DALY	7,41E+01	2,83E-02	300	8,493731
Radiação Ionizante	2,32E-08	DALY	7,41E+01	1,72E-06	300	0,000515
Depleção de Ozônio	5,72E-12	DALY	7,41E+01	4,23E-10	300	1,27E-07
Formação de Material Particulado	1,11E-04	DALY	7,41E+01	8,23E-03	300	2,468579
Formação de Foto-Oxidante	7,16E-09	DALY	7,41E+01	5,30E-07	300	0,000159
Depleção Fóssil	4,35E+00	$	4,08E-03	1,77E-02	300	5,32276
Depleção de Metal	1,18E-01	$	4,08E-03	4,81E-04	300	0,144318
TOTAL						19,5

Fonte: Elaborado pelo autor

[1] Fator de normalização para o mundo 2000 (ReCiPe),

[2] Ponderação hierárquica H/H

Tabela 29 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para a reciclagem *bottle-to-bottle*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe.

Categoria	Perfil Ambiental	Unidade	Fator Normalização[3]	Resultado Normalizado	Fator Ponderação[4]	Bottle-to-bottle
Ocupação de Área Agrícola	4,93E-07	species.yr	1,09E+03	5,38E-04	400	2,15E-01
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,30E-06	species.yr	1,09E+03	1,41E-03	400	5,65E-01
Ecotoxicidade em Água Doce	1,03E-10	species.yr	1,09E+03	1,12E-07	400	4,47E-05
Eutrofização em Água Doce	2,01E-10	species.yr	1,09E+03	2,19E-07	400	8,76E-05
Ecotoxicidade Marinha	9,84E-12	species.yr	1,09E+03	1,07E-08	400	4,29E-06
Acidificação Terrestre	2,28E-09	species.yr	1,09E+03	2,48E-06	400	9,93E-04
Ecotoxicidade Terrestre	6,05E-08	species.yr	1,09E+03	6,59E-05	400	2,64E-02
Mudança Climática (Saúde)	2,29E-04	DALY	7,41E+01	1,69E-02	300	5,08E+00
Toxicidade Humana	2,73E-05	DALY	7,41E+01	2,02E-03	300	6,06E-01
Radiação Ionizante	4,42E-08	DALY	7,41E+01	3,28E-06	300	9,83E-04
Depleção de Ozônio	1,78E-11	DALY	7,41E+01	1,32E-09	300	3,96E-07
Formação de Material Particulado	4,34E-05	DALY	7,41E+01	3,21E-03	300	9,64E-01
Formação de Foto-Oxidante	1,03E-08	DALY	7,41E+01	7,60E-07	300	2,28E-04
Depleção Fóssil	7,10E+00	$	4,08E-03	2,90E-02	300	8,69E+00
Depleção de Metal	9,05E-02	$	4,08E-03	3,69E-04	300	1,11E-01
TOTAL						16,3

Fonte: Elaborado pelo autor

[3]Fator de normalização para o mundo 2000 (ReCiPe)

[4] Ponderação hierárquica H/H

Tabela 30 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para a reciclagem *bottle-to-fiber*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe.

Categoria	Perfil Ambiental	Unidade	Fator Normalização[5]	Resultado Normalizado	Fator Ponderação[6]	Bottle-to-fiber
Ocupação de Área Agrícola	6,71E-07	species.yr	1,09E+03	7,32E-04	400	0,292755
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,48E-06	species.yr	1,09E+03	1,61E-03	400	0,644535
Ecotoxicidade em Água Doce	1,95E-10	species.yr	1,09E+03	2,13E-07	400	8,50E-05
Eutrofização em Água Doce	3,97E-10	species.yr	1,09E+03	4,33E-07	400	0,000173
Ecotoxicidade Marinha	1,94E-11	species.yr	1,09E+03	2,11E-08	400	8,45E-06
Acidificação Terrestre	2,98E-09	species.yr	1,09E+03	3,25E-06	400	0,0013
Ecotoxicidade Terrestre	1,15E-07	species.yr	1,09E+03	1,25E-04	400	0,049942
Mudança Climática (Saúde Humana)	2,61E-04	DALY	7,41E+01	1,93E-02	300	5,797185
Toxicidade Humana	5,18E-05	DALY	7,41E+01	3,84E-03	300	1,150756
Radiação Ionizante	5,96E-08	DALY	7,41E+01	4,42E-06	300	0,001325
Depleção de Ozônio	2,01E-11	DALY	7,41E+01	1,49E-09	300	4,47E-07
Formação de Material Particulado	5,88E-05	DALY	7,41E+01	4,35E-03	300	1,305677
Formação de Foto-Oxidante	1,29E-08	DALY	7,41E+01	9,53E-07	300	0,000286
Depleção Fóssil	7,45E+00	$	4,08E-03	3,04E-02	300	9,123478
Depleção de Metal	1,17E-01	$	4,08E-03	4,77E-04	300	0,1431
TOTAL						18,5

Fonte: Elaborado pelo autor

[5] Fator de normalização para o mundo 2000 (ReCiPe)

[6] Ponderação hierárquica H/H

Tabela 31 Avaliação de Impacto do PET pós-consumo para *waste-to-energy*, em nível *endpoint* pelo método ReCiPe.

Categoria	Perfil Ambiental	Unidade	Fator Normalização[7]	Resultado Normalizado	Fator Ponderação[8]	WTE
Ocupação de Área Agrícola	0,00E+00	species.yr	1,09E+03	0,00E+00	400	0
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	3,55E-06	species.yr	1,09E+03	3,87E-03	400	1,54877
Ecotoxicidade em Água Doce	8,52E-10	species.yr	1,09E+03	9,29E-07	400	0,00037
Eutrofização em Água Doce	0,00E+00	species.yr	1,09E+03	0,00E+00	400	0
Ecotoxicidade Marinha	1,80E-08	species.yr	1,09E+03	1,96E-05	400	0,00784
Acidificação Terrestre	1,17E-08	species.yr	1,09E+03	1,28E-05	400	0,00512
Ecotoxicidade Terrestre	8,86E-07	species.yr	1,09E+03	9,66E-04	400	0,38632
Mudança Climática (Saúde)	6,27E-04	DALY	7,41E+01	4,64E-02	300	13,9304
Toxicidade Humana	2,62E-05	DALY	7,41E+01	1,94E-03	300	0,58121
Radiação Ionizante	0,00E+00	DALY	7,41E+01	0,00E+00	300	0
Depleção de Ozônio	0,00E+00	DALY	7,41E+01	0,00E+00	300	0
Formação de Material Particulado	2,07E-04	DALY	7,41E+01	1,53E-02	300	4,59074
Formação de Foto-Oxidante	1,90E-07	DALY	7,41E+01	1,41E-05	300	0,00422
Depleção Fóssil	0,00E+00	$	4,08E-03	0,00E+00	300	0
Depleção de Metal	0,00E+00	$	4,08E-03	0,00E+00	300	0
TOTAL						21,1

Fonte: Elaborado pelo autor

[7] Fator de normalização para o mundo 2000 (ReCiPe)

[8] Ponderação hierárquica H/H

6.3 PERDAS EXERGÉTICAS

Conforme revisado no Capítulo 3 e desenvolvido no item 5.3, para se calcular adequadamente as Perdas Exergéticas Cumulativa Total se faz necessário o auxílio de equações para poder cumprir os diversos elementos que compõem esse cálculo. Sendo assim, os próximos capítulos irão apresentar os resultados obtidos de cada etapa para se obter o TCExL.

6.3.1 Perdas Exergéticas Internas

Conforme apresentado na metodologia, o cálculo das perdas exergéticas internas, **Equação 14**, ocorre em três etapas. Primeiramente os dados das demandas exergéticas cumulativas, **Equação 15** foram calculados. Todos os dados dos sistemas foram convertidos para fluxos elementares, sendo esses dados gerenciados pelo software GaBi. Ao relacionar os dados gerados pelo software com o Anexo 1, que apresenta os valores de CExD, obteve-se os valores finais de CExD, conforme **Tabela 32**.

Tabela 32. Valores calculados de CExD em MJ**.**

Sistemas	Massa	Energia	Volume	CExD
B2B	199	3303	981	**4483**
B2F	261	3882	1292	**5435**
Aterro	66	1214	1695	**2974**
WTE EU	169	-2980	407	**-2404**
WTE BR	0	0	0	**0**

Fonte: Elaborado pelo autor

Para facilitar o processamento dos dados, optou-se por agrupar as emissões em função das suas massas, energia e volume. Conforme é possível observar, o maior valor observado foram os sistemas de reciclagem. Por se tratar de sistemas que demandam recursos para realizar a transformação do PET pós-consumo em um novo produto, é natural que esses sistemas apresentem a maior demanda exergética entre todas as alternativas, pois além do resíduo gerado serão consumidos recursos naturais para reprocessar o PET.

Pelo fato do processo de reciclagem B2B ser ligeiramente mais eficiente que o processo B2F, a demanda exergética do primeiro sistema é aproximadamente

18% menor que o segundo sistema. Expandindo o olhar sobre as alternativas de destinação, a opção de aterro apresentou um valor de quase 55% menor de demanda exergética. Apesar do aterro demandar menos recursos, o processo encerra o ciclo de vida do PET. Esse fato deve ser levado em consideração numa tomada de decisão (BOURGUIGNON, 2016; COOPER; GUTOWSKI, 2017). Além disso, cabe destacar que nessa etapa não se modelou a demanda existente por nova matéria-prima, uma vez que essa etapa se encontra fora das fronteiras do estudo. Como esse material será enterrado, o mercado continuará demandando o PET, nesse caso virgem, para substituir esse produto que foi aterrado.

Olhando para o caso dos sistemas de WTE, a versão europeia do processo apresentou um valor negativo por conta da demanda evitada ao se evitar demanda elétrica da matriz elétrica convencional. Como esse processo foi colocado somente como uma forma de comparação com o processo modelado nesse estudo, os valores utilizados foram baseados no banco de dados do próprio GaBi (PE INTERNATIONAL AG, 2016).

No caso do WTE BR, os dados divulgados durante o processo de licenciamento (LAVORO CONSULTING, 2016) não continham emissões que tivessem suas demandas exergéticas contabilizadas. Devido a essa lacuna de informações, esse caso modelado deve ser analisado com muita ressalva, servindo mais para uma análise qualitativa do que uma análise quantitativa. Podendo os valores orientar somente etapas que podem ser ajustadas, porém não devem definir qual é o melhor sistema de destinação do PET, nesse caso.

Após essa etapa, calcularam-se as exergias dos produtos. Da mesma forma que foi calculada a CExD, os cálculos exergéticos dos produtos foram realizados com o auxílio do Excel, combinando as informações do Anexo 2 com as demandas dos produtos, obtidas através do GaBi. Os dados da **Tabela 33** apresentam os valores calculados.

Tabela 33 Exergia dos produtos de destinação de PET pós-consumo em MJ.

Sistemas	Massa	Energia	Eletricidade	Ex(produtos)
B2B	1455	516	16	1987
B2F	1436	652	23	2111
Aterro	546	697	14	1257
WTE EU	0	0	0	0
WTE BR	0	0	0	0

Fonte: Elaborado pelo autor

Os valores calculados de exergia dos produtos apresentou um valor zerado tanto para o processo modelado para União Europeia quanto para o processo modelado no Brasil. Já os valores dos produtos para a reciclagem mantiveram um perfil parecido com o cálculo observado para CExD. No caso do aterro, o maior valor exergético do produto foi para a energia consumida, seguido da massa e, por fim, da eletricidade, que apresentou um valor bem inferior que a energia, pois na contabilidade exergética, a eletricidade foi separada das outras formas de energia.

Para os sistemas de reciclagem, o B2B e o B2F novamente apresentaram maior valor exergético para os produtos. Sendo que o produto exergético do B2F é ligeiramente superior em 6%. O último parâmetro para ser calculado dentro da variável das perdas internas de exergia são as emissões e fluxos de resíduos. Os dados relacionados com as saídas do GaBi, foram relacionados no Excel com os dados do Anexo 3. Os valores calculados são apresentados na **Tabela 34**.

Tabela 34 Exergia das emissões e fluxos de resíduos para sistemas de destinação de PET pós-consumo em MJ.

Sistemas	Para o Ar	Para Água	Para o Solo	Ex (emissões e fluxo de resíduo)
B2B	98	0,1	0,8	99
B2F	113	0,2	1,4	115
Aterro	56	0,0	11,5	68
WTE EU	-3522	0	0	-3522
WTE BR	476	0	0	476

Fonte: Elaborado pelo autor

Quanto a exergia das emissões e fluxos de resíduos, ele é caracterizado pelas emissões para o ar, para a água e para o solo. Dos sistemas estudados, as emissões para o ar apresentaram os maiores valores de exergia, sendo responsáveis na maioria dos casos por 99% do resultado final observado. Somente no caso do aterro é que a exergia para as emissões de solo tem um valor superior do que os outros sistemas, porém, esse representa apenas 17% do total, sendo as emissões para o ar as mais impactantes.

O maior valor de exergia das emissões foi para o WTE do Brasil, que apresentou valor de 476,5 MJ. Enquanto isso, o valor observado para o WTE da União Europeia que apresentou o maior valor negativo de todos os processos. Porém, como dito anteriormente, esse valor considera as emissões evitadas por

processos mais impactantes para a produção de eletricidade, como os combustíveis fósseis que representam quase 50% da eletricidade produzida (EUROSTAT, 2017).

Quanto o valor exergético das emissões dos sistemas de reciclagem, o B2B apresentou novamente um valor inferior ao observado para o calculado para o B2F. Sendo o aterro, nesse caso, a destinação do PET pós consumo que apresentou o menor valor de 68 MJ, quando se desconsidera o valor negativo observado no WTE europeu. De posse desses valores, foi possível calcular as perdas internas de exergia dos sistemas estudados. Os valores calculados são apresentados na **Tabela 35**, lembrando que o cálculo é baseado na **Equação 15**, que subtrai da Demanda Exergética Cumulativa os valores de exergia dos produtos e das emissões e fluxos de resíduos (STOUGIE, 2014).

Tabela 35 Valores calculados para perdas exergéticas internas em MJ.

Sistemas	CExD	$Ex_{(produtos)}$	$Ex_{(emissões\ \&\ resíduos)}$	$Ex_{(perdas,internas)}$
B2B	4483	1987	99	2397
B2F	5435	2111	115	3210
Aterro	2974	1257	68	1650
WTE EU	-2404	0	-3522	1118
WTE BR	0	0	0	-476

Fonte: Elaborado pelo autor

6.3.2 Abatimento das Perdas Exergéticas

Conforme apresentado na metodologia, os valores de abatimento exergético para emissões é limitado há apenas 4 compostos, que são eles o CO_2, SO_2, PO_4^{3-} e NO_x. Com base nisso, as emissões de cada processo foram relacionadas com os valores exergéticos de cada um desses componentes, sendo fornecido um valor único para o abatimento exergético dessas emissões, que são apresentados na **Tabela 36**.

Apesar do CO_2 possuir o menor valor de abatimento (5,86 MJ/kg), conforme a **Tabela 36**, esse gás apresenta a maior contribuição de todas as emissões, pois foi o gás mais emitido por todos os sistemas. Chama-se a atenção para o valor observado para os sistemas de conversão de resíduo em energia (WTE). Enquanto isso, sistemas de reciclagem apresentaram valores de 115,50 MJ e 161,97 MJ para

B2B e B2F, respectivamente. Já o processo de destinação para aterro apresentou o menor valor de emissão de CO_2.

Tabela 36 Valores de abatimento exergético em MJ das emissões dos sistemas para a destinação de PET pós-consumo.

Sistemas	CO_2	SO_2	NO_x	PO_4^{3-}	**Total**
B2B	116	77	2	0,04	**194**
B2F	162	20	3	0,09	**186**
Aterro	19	7	2	0,00	**28**
WTE EU	6624	-318	-36	0,00	**6271**
WTE BR	2433	0	58	0,00	**2491**

Fonte: Elaborado pelo autor

Já as emissões de SO_2 apresentaram o pior desempenho para os sistemas de reciclagem B2B e B2F, com valores de 76,66 e 20,40 MJ, respectivamente. Boa parte dessas emissões está relacionada principalmente com o uso de caminhões com motores a diesel e a respectiva queima desse combustível. Porém, esse não é o único fator que influencia nesse processo, tendo a matriz elétrica nacional uma participação considerável também nesse desempenho.

O processo modelado para o Brasil para WTE, não apresentou dados que correlacionam emissões de SO_2 para o modelo brasileiro. Já o sistema WTE da União Europeia, por converter o resíduo em eletricidade, permitiu que a eletricidade produzida fizesse parte da matriz elétrica local e, com isso, evita-se as emissões de recursos energéticos tradicionais, como o carvão que representava 20% da matriz europeia em 2017, e assim, acabou apresentando uma redução das emissões globais de SO_2. (DIRECTORATE-GENERAL FOR ENERGY, 2018).

Quanto as emissões de NO_x, o pior desempenho nesse caso foi para o processo de WTE realizado no Brasil. De acordo com dados declarados no processo de licenciamento, são produzidos aproximadamente 3,6 kg de NO_x para cada tonelada de resíduo tratado nesse sistema. Apesar da estrutura do PET não apresentar nitrogênio, como não existe um sistema que incinere somente o PET e, por isso, não há dados exclusivos desse processo. Optou-se nesse estudo em considerar essa contribuição de NO_x como sendo proporcional ao PET, como um resíduo sólido único.

No caso do WTE realizado na União Europeia, o valor negativo está relacionado às emissões evitadas no processo de conversão de energia elétrica

através de fontes tradicionais, como combustíveis fósseis. Ao verifica os sistemas de reciclagem, o B2F apresentou um desempenho exergético pior comparado às opções de destinações para o aterro e a reciclagem B2B, que mostram valores de 2,27 e 2,16 MJ, respectivamente.

Para o fosfato, os cenários de WTE, tanto para o Brasil quanto para a União Europeia, não apresentaram valores de emissão de PO_4^{3-}. Já a destinação para reciclagem, tanto o B2F quanto o B2B apresentaram números menores que os da destinação para aterro, que teve valor declarado de 0,0002 kg de PO_4^{3-} por tonelada. Enquanto isso, as alternativas para reciclagem apresentaram um valor de 0,005 kg para o B2F e 0,002 para o B2B.

Sendo assim, realizada a análise individual da contribuição de cada emissão, obteve-se um valor único de abatimento exergético em MJ. Esse valor foi integrado à equação de Perdas Exergéticas Cumulativas Totais. O pior cenário para esse abatimento foi a destinação para WTE, tanto para o Brasil quanto para Europa, sendo fortemente influenciado pelas emissões de CO_2. Depois disso, o pior desempenho foi relacionado aos sistemas de reciclagem, que obtiveram valores de 194,35 e 185,63 MJ para os sistemas de B2B e B2F, respectivamente. Já o aterro apresentou as menores perdas exergéticas.

6.3.3 Perdas Exergéticas pelo Uso da Terra

Conforme apresentado na metodologia, o valor calculado para irradiação solar média para o Brasil foi de 4,93 kWh/m^2 por dia. A irradiação solar média na América do Sul é de 4,57 kWh/m^2 por dia, tendo como base o banco de dados internacional de irradiação solar (BOXWELL, 2019; STOUGIE, 2014).

Os valores padronizados para o uso da terra foram então convertidos para MJ/m^2 por ano, obtendo-se o valor de 45,3 MJ/m^2 por ano. Sendo assim, ao aplicar esse valor na equação da Perda Exergética Cumulativa Total, os valores observados para todos os sistemas avaliados são apresentados na **Tabela 37**.

Alvarenga et al. (2013) apresentaram uma alternativa para calcular o fator de perda exergética causada pelo uso da terra que foi baseada no estudo de Stougie e Vand Der Kooi (2016). Este novo método faz uso da produção primária líquida (do inglês *Net Primary Production - NPP*), ou seja, relaciona a quantidade real de

carbono assimilado em um determinado período de tempo pela vegetação quando esta terra não está ocupada (ALVARENGA et al., 2013).

Tabela 37 Cálculo da Perda exergética pelo uso da terra em MJ.

Sistemas	Fator (MJ/m^2.yr)	Uso da terra (m^2.yr)	Perda Exergética (uso da terra)
B2B	45,3	35,9	**1628,0**
B2F	45,3	40,3	**1827,1**
Aterro	45,3	1,8	**79,6**
WTE BR	45,3	0,1	**2,7**

Fonte: Elaborado pelo autor

A principal vantagem e a maior complexidade do uso do NPP comparado ao método anterior é que essa considera aspectos como clima e qualidade do solo. Alvarenga et al. (2013) calcularam fatores de caracterização em MJ_{ex}/m^2 por ano no mesmo detalhamento, bem como dos continentes. O fator de caracterização foi de 21,5 MJ/m^2 por ano para o mundo e 35,6 MJ/m^2 por ano para a América do Sul. Os autores destacam que a variabilidade dos valores pode atingir até 51,3 MJ_{ex} /m^2 por ano.

Ao comparar os dois fatores de caracterização, observa-se que ambos os métodos resultam em quantidades iguais de perda exergética causada pelo uso da terra, quando a eficiência da fotossíntese é assumida como 0,63 em vez de 0,75 por cento. Isso implica que o efeito de escolher um ou outro método nos resultados dos estudos de caso é pequeno.

6.3.4 Perdas Exergéticas Cumulativas Totais

A **Tabela 38** apresenta o cálculo dos valores das Perdas Exergéticas Cumulativas Totais. Comparando os sistemas de reciclagem, a eficiência maior do B2B acaba gerando um impacto menor em seu processo que o B2F. Nesse caso, a diferença é de aproximadamente 1000 MJ. Apesar de buscar uma aplicação final diferente, como o PET poderá deixar de ser produzido nos dois sistemas, a inclusão desse cálculo no processo poderá afetar a perda exegética, porém as diferenças percentuais não deverão sofrer uma mudança relevante.

No caso do sistema WTE, que foi utilizado somente para comparação, observa-se grandes diferenças entre o sistema proposto para o Brasil e o sistema

europeu, em que o sistema europeu tem 3 vezes mais impactos negativos que o proposto no Brasil. Apesar do modelo proposto no Brasil ser de uma tecnologia mais nova (LAVORO CONSULTING, 2016; PE INTERNATIONAL AG, 2016), não é possível afirmar que apenas o ganho em tecnologia seja responsável por tal diferença, uma vez que há uma ausência de dados de emissão no processo modelado no Brasil. Muito provavelmente, por apresentar uma modelagem de dados mais simplificada, talvez inclusive comentendo algumas omissões, o modelo brasileiro apesar do baixo valor não deverá ser totalmente considerado, sendo subavaliado esse valor.

Quanto a esses sistemas, cabe chamar atenção que o WTE da União Europeia apresentou uma perda exergética para o uso da terra com valor igual a zero. Isso se deve ao fato do modelo fornecido e calculado pelo GaBi (PE INTERNATIONAL AG, 2016) não declarar valores de uso da terra para esse processo, não sendo possível realizar esse cálculo.

Já no caso das perdas exergéticas do modelo brasileiro, não há valor declarado para as entradas das perdas exergéticas que ocorreram no Brasil, com isso, esse valor foi zerado. Usualmente, projetos que contam com a WTE de resíduo necessitam de combustível para a chama piloto (LITTLE et al., 2013).

Tabela 38 Perdas exergéticas cumulativas totais para os sistemas de destinação do PET pós-consumo em MJ.

Sistemas	$Ex_{p,\ internas}$	$Ex_{p,\ Abatimento}$	$Ex_{p,\ uso\ da\ terra}$	TCExL
B2B	2397	194	1627	4218
B2F	3210	186	1826	5222
Aterro	1650	28	80	1758
WTE EU	1118	6271	0	7389
WTE BR	0	2491	3	2017

Fonte: Elaborado pelo autor

6.4 RELAÇÃO ENTRE ACV E EXERGIA

Comparando os resultados observados tanto na Avaliação do Ciclo de Vida quanto na Avaliação Exergética, se verificam colaboração de resultados, contudo não de todos. No que diz respeito aos processos que obtinham uma matéria, fibra ou

garrafa reciclada, ambas as ferramentas apresentaram grande capacidade de corroborar o resultado uma da outra. Cabe destacar, que no caso da Exergia, por apresentar valores termodinâmicos, que contam menos com a capacidade de classificação e julgamento do analista, o resultado único aparentemente passa mais confiança e objetividade.

Chama-se a atenção, que em ambas as ferramentas, durante o processo de modelagem, utilizaram-se da mesma estrutura de dados. Ou seja, quão maior a riqueza de detalhamento, mais fácil torna-se o cálculo de impactos.

Primeiramente, analisando a disposição final em aterro, os impactos dessa disposição são calculados na perspectiva ambiental e apresentam um valor negativo de impacto que se mostra pior que os processos de reciclagem. Já, ao se analisar na perspectiva termodinâmica, por não haver nenhum consumo de recurso além do uso da terra e do próprio PET, a eficiência exergética é alta, havendo pouca perda de exergia nesse processo.

Com isso, é possível afirmar, que do ponto de vista termodinâmico, é mais interessante descartar em aterro o resíduo do que reciclá-lo. Cabe uma ressalva, que nesse modelo não foi avaliado a demanda por PET virgem para atendimento de uma necessidade de mercado. Muito provavelmente, caso a fronteira do estudo incluísse essa demanda de recursos para a produção do PET virgem, esse valor seria diferente, pois há elevado consumo energético e de recursos naturais não renováveis. Como abordado na revisão, a inclusão desse processo de produção do PET virgem tende a diminuir a eficiência exergética desse processo.

Quanto à avaliação da reciclagem energética do PET, a partir dos dados obtidos com futuro processo que irá se instalar no Brasil, há uma grande lacuna de informações quanto a emissões e consumo de recursos energéticos básicos (como o combustível para a chama piloto, que não foi declarado). Para se melhorar o entendimento desse processo, buscou-se comparar a análise de reciclagem energética do Brasil com o modelo europeu. A grande diferença de informação gerou dados totalmente diferentes, com respostas diferentes. Com isso, o processo europeu apresentou-se como a maior perda exergética observada, enquanto o processo brasileiro apresentou um valor pequeno. Comparando esses resultados com a ACV, observa-se que, no caso da ACV, esse foi o pior resultado em relação as quatros formas de destinação do PET pós-consumo.

A definição de unidade funcional de entrada para comparar os processos, no caso da exergia, se demonstrou extremamente delicada. Com isso, há grande influência no que se deseja observar, podendo inclusive induzir a um erro caso essa unidade funcional não esteja bem harmonizada com as fronteiras do estudo. Para comparar processos concorrentes na obtenção de um produto final com mesmas características, se matéria ou energia, a avaliação exergética fornece grande segurança.

Comparando os resultados utilizando outra perspectiva, das categorias de *Endpoint*, Saúde Humana, Ecossistema e Recursos, já normalizados de acordo com o Mundo 2000, os valores apresentaram correlação nos sistemas de reciclagem B2B e B2F, conforme é possível observar na **Figura 8**. A relação entre o *endpoint* e a TCExL foi de 0,004 nos sistemas de reciclagem B2B e B2F. Já para a destinação em aterro, a relação vai para 0,011 e para o WTE BR é de 0,010. Destaca-se que as categorias de ACV e exergia foram colocadas no mesmo eixo, em uma função logarítmica. Sendo assim, sugere-se os valores absolutos observados no ACV não devem ser comparados diretamente com os valores absolutos de exergia, uma vez que não pertencem a mesma escala. Porém, o perfil gerado em cada um dos sistemas avaliados pode ser comparado.

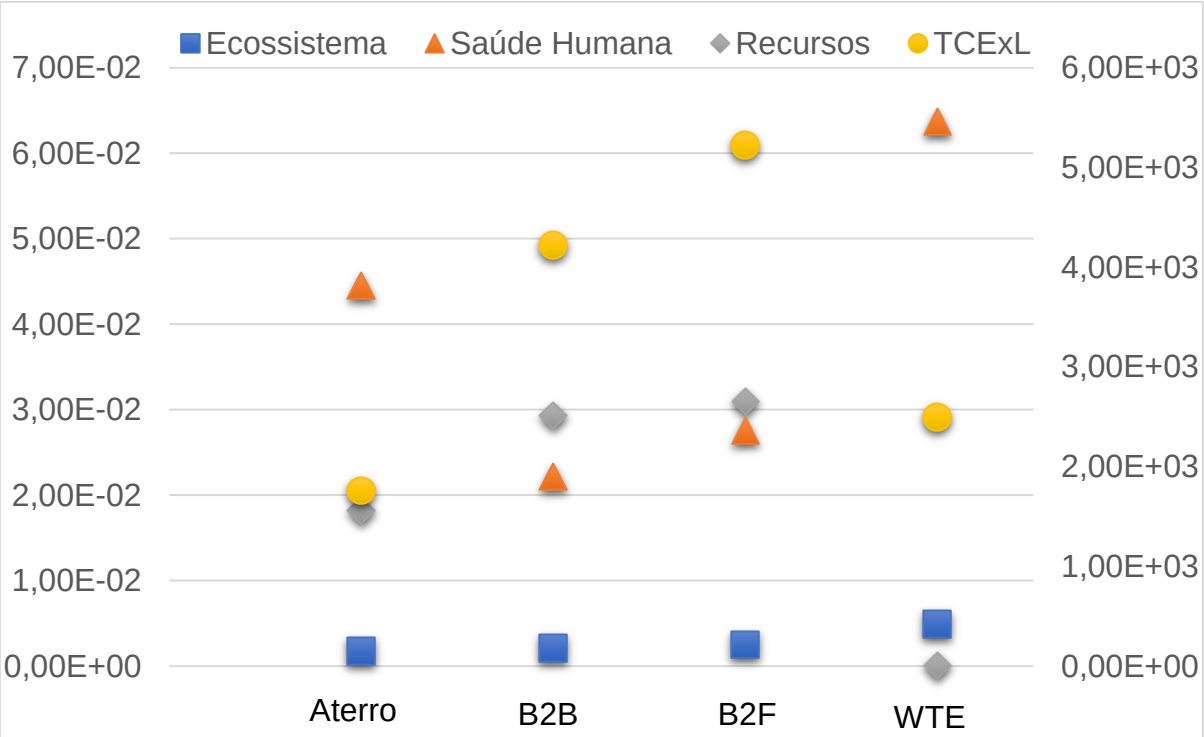
Ao relacionar cada categoria de impacto do ACV com o valor observado de exergia, não se observou uma correlação direta entre os valores observados. Os únicos sistemas que apresentaram essa correlação foram os sistemas de reciclagem. Aonde o B2F apresentou um valor maior para todas as categorias observadas.

Ao se relacionar os valores de cada categoria dessa com o valor de exergia, dividindo-se essas categorias pela exergia, observa-se valores semelhantes somente para o B2B e o B2F em função da relação de impacto do ecossistema e impacto da saúde humana. Há um padrão nas categorias de impacto saúde humana e Ecossistema, mantendo uma relação de 0,0005 para o ecossistema e 0,00053 para saúde humana. Ou seja, os resultados para essas duas categorias repondem de maneira semelhante e proporcionais.

Ao expandir essa comparação para os outros sistemas modelados não se observa uma correlação entre as diferentes categorias comparadas. A Figura 8 mostra que entre os próprios resultados de ACV, não há essa tendência nas três

categorias de *endpoint.* O consumo de resursos é a categoria que apresenta o maior impacto nos sistemas de reciclagem, porém, no caso do WTE BR não há valor declarado nessa categoria e no caso aterro, comparada somente o impacto do ACV, ele representa o segundo maior impacto.

Figura 8 Resultados de impacto no Endpoint comparadas com TCExL.



Fonte: Elaborado pelo autor

Apesar da combinação do ACV com a exergia ser comum no setor energético (BARRERA et al., 2016; EHTIWESH; COELHO; SOUSA, 2016) e apresentar uma boa relação nos resultados do ACV e da Exergia. Quanto a estudos de reciclagem, ainda há poucos estudos no assunto(DEWULF et al., 2007; IGNATENKO; VAN SCHAIK; REUTER, 2007). Não sendo muito conclusivo a relação.

7 CONCLUSÃO

Quanto a perspectiva ambiental, os resultados apontaram que a reciclagem de PET para a produção de novas garrafas para contato com o alimento apresentou o menor impacto, comparando com a produção de fibra, energia ou encaminhá-lo ao aterro. A destinação do PET para a reciclagem em fibras têxteis, numa perspectiva de *endpoint* também se mostrou interessante. Porém, ao se analisar numa

perspectiva de *midpoint*, ela apresentava um impacto maior em 6 das 16 categorias analisadas. Cabe destacar que, nesse cálculo não foram abatidos os valores de não produção do PET virgem para a produção de fibra têxtil, o que poderia minimizar parte dos impactos.

O mesmo comentário é válido para a reciclagem energética. Ao incinerar e aproveitar a energia convertida nesse processo, parte da carga ambiental pode ser abatido da não produção de eletricidade em sistemas convencionais com origem fósseis. Essa categoria teve a pior avaliação no *endpoint,* porém no *midpoint* foi a pior alternativa em 6 das categorias avaliadas.

Já a destinação para aterro, apresentou os piores resultados em 5 das categorias de *midpoint* avaliadas e foi a segunda pior opção no *endpoint*. Cabe destacar que, com a destinação desse material para aterro, há a necessidade de produção de mais PET virgem para exercer a função que esse PET pós-consumo realiza, com isso, há uma tendência que o impacto associado a esse sistema aumente ainda mais.

Analisando os resultados numa perspectiva exergética, com base na metodologia escolhida, TCExL, os resultados apontaram certa dificuldade para comparar os resultados do processo de reciclagem energética e mecânica, cujos produtos finais são energia e matéria reciclada. Os resultados apontaram para o pior desempenho exergético foi a WTE da União Europeia. Já o processo modelado no Brasil, apresentou uma das menores perdas exergéticas em comparação com as outras destinações.

Segundo analise exergética, o melhor desempenho termodinâmico foi a destinação para o aterro. Basicamente, por não haver grande consumo de recursos, essa destinação não apresentou uma demanda exergética grande. Caso a modelagem desse sistema incluísse o processo de produção do PET virgem, muito provavelmente isso teria uma mudança nessa perda exergética, aumentando o valor.

8 PERSPECTIVAS

A avaliação do ciclo de vida tem grande potencial para se desenvolver no Brasil, orientando processos de desenvolvimento mais sustentáveis bem como norteando políticas públicas de gerenciamento de resíduos e opções tecnológicas.

Apesar de toda a dificuldade em se acessar dados produtivos locais, há algumas iniciativas e discussões para se ampliar a compreensão das empresas.

A avaliação exergética é uma ferramenta que simplifica bastante a comunicação do fator único, além de permitir que o impacto calculado para uma dada região seja altamente comparável com a de outros países, não sendo dependente de modelos de impactos locais. A possibilidade de se automatizar as funções de cálculo desse método permitiriam uma expansão no uso dessa ferramenta, facilitando a integração dos bancos de dados com os cálculos necessários para se obter os valores de perdas exergéticas.

Uma expansão dessa limitação quanto a unidade funcional do processo deve ser levada a outros processos produtivos para se verificar se é uma limitação específica da reciclagem ou se isso pode influenciar outros sistemas.

REFERÊNCIAS

ABAECHERLI, Matteo L. *et al.* Optimized energy use through systematic short-term management of industrial waste incineration. **Computers & Chemical Engineering**, [S.l.], v. 104, p. 241–258, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098135417301515>. Acesso em: 29 jan. 2019.

ABIPET. Associação Brasileira da Indústria de PET. **Censo da Reciclagem de PET no Brasil**, São Paulo, n. 10, p. 1–12, 2016. Disponível em: <http://www.abipet.org.br/index.html?method=mostrarDownloads&categoria.id=3o_Brasil.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2017.

ABREU, Álvaro Salgado. **Análise Exergética Avançada Aplicada a uma Unidade Marítima de Produção de Petróleo**. 2013. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Enganharia Mecânica, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe_m/AlvaroSalgadoDeAbreu.pdf>. Acesso em: 10 set. 2017.

ACCORSI, R.; VERSARI, L.; MANZINI, R. Glass vs. plastic: Life cycle assessment of extra-virgin olive oil bottles across global supply chains. **Sustainability (Switzerland)**, Zurique, v. 7, n. 3, p. 2818–2840, 2015. Disponível em: < https://www.mdpi.com/2071-1050/7/3/2818> Acesso em: 12 set. 2017.

AGRAWAL, S.; SINGH, R. K.; MURTAZA, Q. A literature review and perspectives in reverse logistics. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.].v. 97, p. 76–92, 2015. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344915000403>. Acesso em 10 set. 2017.

AJAYI, S. O.; OYEDELE, L. O.; AKINADE, O. O.; BILAL, M.; OWOLABI, H. A.; ALAKA, H. A.; KADIRI, K. O. Reducing waste to landfill: A need for cultural change in the UK construction industry. **Journal of Building Engineering**, [S.l.] v. 5, p. 185–193. 2016. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352710215300590>. Acesso em: 29 jan. 2019.

AKANUMA, Y.; SELKE, S. E. M.; AURAS, R. A preliminary LCA case study: Comparison of different pathways to produce purified terephthalic acid suitable for synthesis of 100 % bio-based PET. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 19, n. 6, p. 1238–1246, 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11367-014-0725-2>. Acesso em: 19 jul. 2017.

ALVARENGA, R. A. F.; DEWULF, J.; VAN LANGENHOVE, H.; HUIJBREGTS, M. A. J. Exergy-based accounting for land as a natural resource in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, n. 5, p. 939–947, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-013-0555-7>. Acesso em: 16 ago. 2018.

AMANKWAH-AMOAH, J. Emerging economies, emerging challenges: Mobilising and capturing value from big data. **Technological Forecasting and Social Change**, [S.l.], v. 110, p. 167–174, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2015.10.022>. Acesso em: 15 ago. 2018.

AMIENYO, D.; GUJBA, H.; STICHNOTHE, H.; AZAPAGIC, A. Life cycle environmental impacts of carbonated soft drinks. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, p. 77–92, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0459-y>. Acesso em 12 jul. 2018.

AMINI, S. H.; REMMERSWAAL, J. A M.; CASTRO, M. B.; REUTER, M. A. Quantifying the quality loss and resource efficiency of recycling by means of exergy analysis. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 15, n. 10, p. 907–913, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965260600062X>. Acesso em: 19 fev 2018.

ANDRÉS, E. V.; AIMPLAS. Uso de PET reciclado para envase alimentario. **Informe de Vigilancia Tecnológica: PET reciclado**. Valencia, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Resolução No 30**. Brasília. 2016. Disponível em: <https://www.bertelsmann-stiftung.de/fileadmin/files/BSt/Publikationen/GrauePublikationen/MT_Globalization_Report_2018.pdf%0Ahttp://eprints.lse.ac.uk/43447/1/India_globalisation%2C society and inequalities%28lsero%29.pdf%0Ahttps://www.quora.com/What-is-the>. Acesso em: 04 fev 2018.

ARCHER, M. D.; BARBER, J. **Molecular to Global Photosynthesis**. Imperial College Press And Distributed By World Scientific Publishing Co., 2004, Londres, v. 2. Disponível em: <http://www.worldscientific.com/worldscibooks/10.1142/p218>. Acesso em: 8 mar. 2019.

ASHURST, P. R. Carbonated Beverages. **Reference Module Food Science.** [S.l.],Elsevier, 2016. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780081005965032406?np=y&npKey=56b1f6c93aab02dbf6f80174a4988258b3ca4831fa46e6b4aa28a8de1bc3c264>. Acesso em: 30 ago. 2017.

ASHURST, P. R.; HARGITT, R.; PALMER, F. Packaging, Storage and Distribution of Soft Drinks and Fruit Juice. **Soft Drink Fruit Juice Problem Solved**. [S.l.], Elsevier, 2017. p. 161–184. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780081009185000102>. Acesso em: 30 ago. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT 15849:** Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. 2010. 24 p.

AWAJA, F.; PAVEL, D. Recycling of PET. **European Polymer Journal**, [S.l.] v. 41, n. 7, p. 1453–1477, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0014305705000728>. Acesso em 23 dez. 2018.

AZAPAGIC, A.; STICHNOTHE, H.; GUJIBA, H.; MORGAN, A.; ORIAS, N. E.; RONG, Y.; JESWANI, H.; AMIENYO, D. **CCaLC - Carbon Footprinting Tool**. . Manchester: The University of Manchester. Disponível em: <http://www.ccalc.org.uk/>. Acesso em: 03 fev. 2019.

BAKKEN, T. H.; KILLINGTVEIT, Å.; ENGELAND, K.; ALFREDSEN, K.; HARBY, A. Water consumption from hydropower plants-review of published estimates and an assessment of the concept. **Hydrology and Earth System Sciences**, [S.l.], v. 17, p. 3983–4000, 2013. Disponível em: < https://www.hydrol-earth-syst-sci.net/17/3983/2013/>. Acesso em: 16 out. 2018.

BALDASSO, E.; ANDREASEN, J. G.; MONDEJAR, M. E; LARSEN, U. ; HAGLIND, F. Technical and economic feasibility of organic Rankine cycle-based waste heat recovery systems on feeder ships: Impact of nitrogen oxides emission abatement technologies. **Energy Conversion and Management**, [S.l.], v. 183, p. 577–589, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890419300354>. Acesso em: 01 abr. 2019.

BARRERA, E. L.; BARRERA, E. L.; ROSA, E.; SPANJERS, H.; ROMERO, O.; DE MEESTER, S.; DEWULF, J. A comparative assessment of anaerobic digestion power plants as alternative to lagoons for vinasse treatment: life cycle assessment and exergy analysis. **Journal of Cleaner Production**, [s.l], v. 113, p. 459–471. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615018260>. Acesso em: 14 fev. 2019.

BELLO-ORGAZ, G.; JUNG, J. J.; CAMACHO, D. Social big data: Recent achievements and new challenges. **Information Fusion**, [S.l.], v. 28, p. 45–59, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1566253515000780>. Acesso em: 22 fev. 2018.

BÖSCH, M. E.; HELLWEG, S.; HUIJBREGTS, M. A. J.; FRISCHKNECHT, R. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l], v. 12, n. 3, p. 181–190. 2007. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1065/lca2006.11.282>. Acesso em 10 ago. 2017.

BOURGUIGNON, D. **Briefing Closing the loop New circular economy package**. . Brussels, 2016. Disponível em: <http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2016/573899/EPRS_BRI(2016)573899_EN.pdf>. Acesso em: 3 nov. 2017.

BOXWELL, M. **Solar Electricity Handbook - 2019 Edition: A Simple, Practical Guide to Solar Energy - Designing and Installing Solar Photovoltaic Systems**. 2019, Warwick, ed. Warwickshire: Greenstream Publishing, 2019. Disponível em: <http://www.solarelectricityhandbook.com/index.html>. Acesso em: 4 mar. 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, 2 de Agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 9 abr. 2018.

BROGAARD, L. K.; DAMGAARD, A.; JENSEN, M. B.; BARLAZ, M.; CHRISTENSEN, T. H. Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.] v. 87, p. 30–45. 2014. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491400069X>. Acesso em 14 jan. 2017.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION (BSI). **BS 8905:2011**. Framework for the assessment of the sustainable use of materials. Guidance. London. 2011.

BUENO, C.; HAUSCHILD, M. Z.; ROSSIGNOLO, J. A.; OMETTO, A. R.; MENDES, N. C. Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods: A case study on building materials. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 112, p. 2208–2220. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615013876>. Acesso em: 03 jun. 2018.

CABEZA, L. F.; RINCÓN, L.; VILARIÑO, V.; PÉREZ, G.; CASTELL, A. Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**,[S.l.], v. 29, p. 394–416, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032113005777>. Acesso em: 23 ago. 2017.

CARREIRA, L. G. **Compósitos Poli(Tereftalato De Etileno)/Grafite Modificada Com Octadecilamina: Características Estruturais, Térmicas, Mecânica E Morfológica**. 2013. 107 f. Programa de PósGraduação em Ciência e Tecnologia de Polímeros, Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

CASTELLAN, G. W. **Físico-Química**. Rio de Janeiro, 2a Edição, Livros Técnicos e Científicos Editora, 1976.

CASTRO-AGUIRRE, E.; IÑIGUEZ-FRANCO, F.; SAMSUDIN, H.; FANG, X.; AURAS, R. Poly(lactic acid)—Mass production, processing, industrial applications, and end of life. **Advanced Drug Delivery Reviews**, [S.l.], v. 107, p. 333–366, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169409X16300965>. Acesso em: 22 ago. 2018.

CASTRO, M. B. G.; REMMERSWAAL, J.A.M.; BREZET, J.C.; REUTER, M.A. Exergy losses during recycling and the resource efficiency of product systems. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 52, n. 2, p. 219–233. 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344907000559>. Acesso em: 05 ago. 2018.

CHEN, L.; PELTON, R. E. O.; SMITH, T. M. Comparative life cycle assessment of fossil and bio-based polyethylene terephthalate (PET) bottles. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 137, p. 667–676, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616309908>. Acesso em: 12 dez. 2017.

CHEN, X.; WILFART, A.; PUILLET, L.; AUBIN, J. A new method of biophysical allocation in LCA of livestock co-products: modeling metabolic energy requirements of body-tissue growth. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 883–895, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-016-1201-y>. Acesso em: 13 ago. 2017.

CHILTON, T.; BURNLEY, S.; NESARATNAM, S. A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 54, n. 12, p. 1241–1249. 2010. Disponível em:< https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910000947 >. Acesso em 25 fev. 2017.

CIEGIS, R.; RAMANAUSKIENE, J.; MARTINKUS, B. The Concept of Sustainable Development and its Use for Sustainability Scenarios. **Challenges**, [S.l.], v. 2, n. 2, p. 28–37. 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/228639830_The_Concept_of_Sustainable_Development_and_its_Use_for_Sustainability_Scenarios>. Acesso em: 13 ago. 2018.

CIROTH, A.; SROCKA, M. How to obtain a precise and representative estimate for parameters in LCA-A case study for the functional unit. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 265–277. 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/246960858_How_to_obtain_a_precise_and_representative_estimate_for_parameters_in_LCA_A_case_study_for_the_functional_unit>. Acesso em 14 ago. 2018.

EUROPEAN COMMISSION - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY **. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Specific guide for Life Cycle Inventory data sets.** First edition. Luxemburgo. Europe. 2010. Disponível em: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/JRC-Reference-Report-ILCD-Handbook-Towards-more-sustainable-production-and-consumption-for-a-resource-efficient-Europe.pdf >. Acesso em: 23 mar. 2018.

CLAUZADE, C.; OSSET, P.; HUGREL, C.; CHAPPERT, A.; DURANDE, M.; PALLUAU, M.. Life cycle assessment of nine recovery methods for end-of-life tyres. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 15, n. 9, p. 883–892, 2010. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-010-0224-z>. Acesso em: 23 mar. 2018.

CONCEIÇÃO, R. D. P.; PEREIRA, C.; PESSOA, G.; PACHECO, E.B.A.V. A cadeia de reciclagem de pet pós-consumo e as definições de suas etapas: um estudo de caso no Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, [s.l], n. 39, p. 80–96, 2016. Disponível em: < http://abes-dn.org.br/publicacoes/rbciamb/Ed39/RBCIAMB_n39_80-96.pdf >. Acesso em: 30 mar. 2018.

COOPER, D. R.; GUTOWSKI, T. G. The Environmental Impacts of Reuse: A Review. **Journal of Industrial Ecology**,[S.l.], v. 21, n. 1, p. 38–56, 2017. Dispnível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jiec.12388>. Acesso em: 21 mar. 2017.

CORNELISSEN, R L. **Thermodynamics and sustainable development The use of exergy analysis and the reduction of irreversibility**. 1997. 170 f. University of Twente, 1997.

CORNELISSEN, R. L.; HIRS, G. G. The value of the exergetic life cycle assessment besides the LCA. **Energy Conversion and Management**, [s.l], v. 43, n. 9–12, p. 1417–1424, 2002. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890402000250>. Acesso em: 12 out. 2017.

COSSU, R.; LAI, T. Automotive shredder residue (ASR) management: An overview. **Waste Management**, [S.l.] v. 45, p. 143–151, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15300581>. Acesso em: 06 jun. 2017.

CRAIG, P. P. Energy limits on recycling. **Ecological Economics**. [S.l.], v. 36, p. 373 - 384. 2001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800900002524>. Acessp em: 12 jul. 2018.

DAINELLI, D.; SEALED AIR CORPORATION; EUROPEAN PLASTICS CONVERTERS ASSOCIATION. Recycling of food packaging materials: an overview. In: CHIELLINI, E . **Environmentally Compatible Food Packaging.** Cambridge: CRC, p. 294–326. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978184569194350012X>. Acesso em 09 fev. 2018.

DE ALMEIDA, S. T.; BORSATO, M. Exergetic analysis applied to recycling processes: A literature review. **Advances in Transdisciplinary Engineering**, v. 4, p. 155–165, 2016. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/308970296_Exergetic_Analysis_Applied_to_Recycling_Processes_A_Literature_Review>. Acesso em: 14 mar. 2017.

DETROIS, C.; STEINBAUER, T. PET Beverage Bottles. In: BRANDAU, O. **Bottles, Preforms Closures A Designer Guide PET Packaging.** Second Ed., p. 1–45. 2012. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/book/9781437735260/bottles-preforms-and-closures> . Acesso em: 13 set. 2017.

DEWULF, J.; BÖSCH, M. E.; DE MEESTER, B.; VAN DER VORST, G.; VAN LANGENHOVE, H.; HELLWEG, S.; HUIJBREGTS, M. A. J. Cumulative exergy extraction from the natural environment (CEENE): A comprehensive life cycle impact assessment method for resource accounting. **Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 41, n. 24, p. 8477–8483, 2007. Disponível em:<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0711415>. Acesso em: 14 out. 2017.

DEWULF, J.; VAN LANGENHOVE, H.; DIRCKX, J. Exergy analysis in the assessment of the sustainability of waste gas treatment systems. **The Science of the total environment**, [S.l.], v. 273, n. 1–3, p. 41–52, 12 jun. 2001. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11419601>. Acesso em: 14 out. 2017.

DIRECTORATE-GENERAL FOR ENERGY. **EU energy in figures**. Office of The European Union. Luxembourg. 2018. Disponível em: <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/99fc30eb-c06d-11e8-9893-01aa75ed71a1>. Acesso em: 12 abr. 2019.

DUBOIS-IORGULESCU, A. M.; SARAIVA, A. K. E. B.; VALLE, R.; RODRIGUES, L. M. How to define the system in social life cycle assessments? A critical review of the state of the art and identification of needed developments. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], p. 1–12. 2016. Disponível em: <https://www.springerprofessional.de/the-international-journal-of-life-cycle-assessment-3-2018/15460634>. Acesso em: 11 abr. 2018.

ECOINVENT. **Ecoinvent v2.2 Database**. Swiss Center for Life Cycle Inventories. 2008. Disponível em: <https://www.ecoinvent.org/database/database.html>. Acesso em: 12 set. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Circular economy in Europe Developing the knowledge base**. 2 Ed. 2016. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/circular-economy-in-europe >. Acesso em: 12 out. 2018.

EERHART, A. J. J. E.; FAAIJ, A. P. C.; PATEL, M. K. Environmental Science Replacing fossil based PET with biobased PEF ; process analysis , energy and GHG balance. **Energy & Environmental Science**, [S.l.], v. 5, n. 5, p. 6407–6422, 2012. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2012/ee/c2ee02480b#!divAbstract>. Acesso em: 22 abr. 2016.

EHTIWESH, I. A. S.; COELHO, M. C.; SOUSA, A. C. M. Exergetic and environmental life cycle assessment analysis of concentrated solar power plants. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 56, p. 145–155, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115013337>. Acesso: 23 out. 2017.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 - a critical review. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 9, n. 3, p. 197–208, 2001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652600000524 >. Acesso em: 12 jan. 2017

EL SAFADI, E. A.; ADROT, O.; FLAUS, J. M. Advanced Monte Carlo method for model uncertainty propagation in risk assessment. **IFAC-PapersOnLine**, [S.l.], v. 28, n. 3, p. 529–534, 1 jan. 2015. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405896315003742 >. Acesso em: 11 set. 2018.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics**. p. 120, 2016. Disponível em: < http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf >. Acesso em 30 mar. 2018.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Balanço Energético Nacional**. p 288. Rio de Janeiro. 2014. Disponível em: < http://epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Balanco-Energetico-Nacional-2014 >. Acesso em: 22 jun. 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) **Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI).** Versão 2.1 User's Guide. Cincinnati. 2012. Disponível em: < https://www.epa.gov/chemical-research/tool-reduction-and-assessment-chemicals-and-other-environmental-impacts-traci >. Acesso em: 13 jul. 2018.

EREMA ENGINEERING RECYCLING; MASCHINEN UND ANLAGEN. **VACUREMA Bottle To Bottle | EREMA Plastic Recycling**. Ansfelden. 2016.

EUROPEAN COMMISSION - JOINT RESEARCH CENTRE - INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY. **ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment -Detailed guidance**. 2010. Disponível em: <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/78e153d6-2f1f-468d-9808-7e42ef665899/language-en>. Acesso em: 05 jun. 2018.

EUROPEAN STATISTICAL OFFICE (EUROSTAT). **Net electricity generation-Statistics Explained**. Luxemburgo. 2017.

FABRIS, S.; FREIRE, M. T. A.; WAGNER, R.; REYES, F.G. A method to determine volatile contaminants in polyethylene terephthalate (PET) packages by HDC-GC-FID and its application to post-consumer materials. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, [S.l.], v. 30, n. 4, p. 1046–1055, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-20612010000400033>. Acesso em: 12 ago. 2017.

FANTIN, V.; SCALBI, S.; OTTAVIANO, G.; MASONI, P. A method for improving reliability and relevance of LCA reviews: The case of life-cycle greenhouse gas emissions of tap and bottled water. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 476–477, p. 228–241, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713016057>. Acesso: 03 mar. 2017.

FOOD AND DRUG ADMINISTRATION (FDA). **Submissions on Post-Consumer Recycled (PCR) Plastics for Food-Contact Articles**. Disponível em: <https://www.accessdata.fda.gov/scripts/fdcc/?set=RecycledPlastics>. Acesso em: 24 mar. 2019.

FINKBEINER, M.; ACKERMANN, R.; BACH, V.; BERGER, M.; BRANKATSCHK, G.; CHANG, Y. J.. **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment**. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. Disponível em: < https://www.springer.com/gp/book/9789401786966 >. Acesso em 25 dez. 2017.

FINKBEINER, M.; SCHAU, E. M.; LEHMANN, A.; TRAVERSO, M. Towards life cycle sustainability assessment. **Sustainability**, [S.l.], v. 2, n. 10, p. 3309–3322, 2010. Disponível em: < https://www.mdpi.com/2071-1050/2/10/3309/pdf>. Acesso em: 23 mar. 2018.

FINKBEINER, M.; NEUGEBAUER, S.; BERGER, M. Carbon footprint of recycled biogenic products: the challenge of modelling CO_2 removal credits. **International Journal of Sustainable Engineering**, [S.l.], v. 6, n. 1, p. 66–73, 2013. Disponível em: < https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19397038.2012.663414>. Acesso em: 01 abr. 2018.

FOOLMAUN, R. K.; RAMJEAWON, T. Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, n. 1, p. 155–171, 2013. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0447-2>. Acesso em: 20 nov. 2018.

_____. Life Cycle Assessment (LCA) of PET bottles and comparative LCA of three disposal options in Mauritius. **Intenational Journal of Environment and Waste Management**, [S.l.], v. 2, n. Nos. 1/2, p. 125–138, 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/249922366_Life_Cycle_Assessment_LCA_of_PET_bottles_and_comparative_LCA_of_three_disposal_options_in_Mauritius >. Acesso em: 20 nov. 2018.

_____. Life cycle sustainability assessments (LCSA) of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. **Environment, Development and Sustainability**, [S.l.], v. 15, n. 3, p. 783–806, 2012. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-012-9406-0>. Acesso em: 20 nov. 2018.

_____. Comparative life cycle assessment and life cycle costing of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate bottles in Mauritius. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 33, n. 17, p. 2007–2018, 2012a. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23240194 >. Acesso em: 20 nov. 2018.

_____. Disposal of post-consumer polyethylene terephthalate (PET) bottles: comparison of five disposal alternatives in the small island state of Mauritius using a life cycle assessment tool. **Environmental Technology**, [S.l.],v. 33, n. 5, p. 563–572, 2012b. Disponível em: < https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22629630>. Acesso em: 20 nov. 2018.

FORMIGONI, A.; CAMPOS, I. P. A. **Reciclagem de PET no Brasil**. 2005.UNESP. Disponível em: <https://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos07/1200_1200_ARTIGO%20-%20RECICLAGEM%20DE%20PET%20NO%20BRASIL.pdf >. Acesso em: 05 ago. 2017.

FORREST, M. **Recycling of Polyethylene Terephthalate**. Smithers Rapra Technology Ltd, [S.l.], 2016. Disponível em: <https://books.google.com.br/books/about/Recycling_of_Polyethylene_Terephthalate.html?id=IQBNDwAAQBAJ&redir_esc=y >. Acesso em: 12 out. 2018.

FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERSEN, L. B. **Princípios das Operações Unitárias**. 2ª ed. LTC - Livros Técnicos e Científicos, 1982.

FRANGOPOULOS, C. Exergy, Energy System Analysis And Optimization. **Encyclopedia Life Support System** [S.l.],EOLSS Publishers, 2009. Disponível em: <http://www.eolss.net/ebooklib/ebookcontents/e3-19-themecontents.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2018.

GALDÓN-NAVARRO, B.;PRATS-MONTALBÁN, J. M.; CUBERO, S.; BLASCO, J.; FERRER, A. Comparison of latent variable-based and artificial intelligence methods for impurity detection in PET recycling from NIR hyperspectral images. **Journal of Chemometrics**, [S.l.], v. 32, n. 1, p. 2980. 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/cem.2980 >. Acesso em: 13 ago. 2018.

GARFÍ, M.; CADENA, E.; SANCHEZ-RAMOS, D.; FERRER, I. Life cycle assessment of drinking water: Comparing conventional water treatment, reverse osmosis and mineral water in glass and plastic bottles. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 137, p. 997–1003, nov. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616311234 >. Acesso em: 14 dez. 2018.

GENOVESE, A.; ACQUAYE, A. A.; FIGUEROA, A.; KOH, S.C. L. Sustainable supply chain management and the transition towards a circular economy: Evidence and some applications. **Omega**, [S.l.], v. 66, p. 344–357, jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305048315001322>. Acesso em: 15 dez. 2018.

GIRONI, F.; PIEMONTE, V. Life Cycle Assessment of Polylactic Acid and Polyethylene Terephthalate Bottles for Drinking Water. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, [S.l.], v. 30, n. 3, p. 459–468, 2011. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/230108230_Life_Cycle_Assessment_of_Polylactic_Acid_and_Polyethylene_Terephthalate_Bottles_for_Drinking_Water>. Acesso em: 14 dez. 2018.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; et al. **ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.** First edition Report I: Characterisation. 2013. Leiden. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/302559709_ReCiPE_2008_A_life_cycle_impact_assessment_method_which_comprises_harmonised_category_indicators_at_the_midpoint_and_the_endpoint_level>. Acesso em: 14 dez. 2018.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. **ReCiPe 2008**. Potentials, p. 1–44, 2009. Leiden. Disponível em: < https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf >. Acesso em: 15 dez. 2018.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report**. Amersfoort. 2001. Disponível em: < https://www.pre-sustainability.com/download/EI99_annexe_v3.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2017.

GOMES, L. P.; KOHL, C. A.; SOUZA, C. L. L.; REMPEL, N.; MIRANDA, L. A. S.; MORAES, C. A. M. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 20, n. 3, p. 449–462. 2015. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522015000300449&script=sci_abstract&tlng=pt >. Acesso em: 04 jun. 2018.

GOMES, T. S.; VISCONTE, L. L. Y.; PACHECO, E. B. A. V. Life Cycle Assessment of Polyethylene Terephthalate Packaging: An Overview. **Journal of Polymers and the Environment**, [S.l.], v. 27, n. 3, p. 533–548, 2019. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s10924-019-01375-5>. Acesso em: 12 fev. 2019.

GONG, M.; WALL, G. Exergy analysis of the supply of energy and material resources in the Swedish society. **Energies**, [S.l.], v. 9, n. 9, p. 1–16, 2016. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/9/9/707 >. Acesso em: 20 fev. 2018.

GÖSSLING-REISEMANN, S. What is resource consumption and how can it be measured? Theoretical considerations. **Journal of Industrial Ecology**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 10–25, 2008. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1530-9290.2008.00012.x>. Acesso em: 18 mai. 2018.

GROOT, W. J.; BORÉN, T. Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 15, n. 9, p. 970–984, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-010-0225-y>. Acesso em: 19 mar. 2017.

GUINÉE, J. B. ; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P.; BUONAMICI, R.; EKVALL, T.; RYDBERG, T. Life cycle assessment: past, present, and future. **Environmental science & technology**, [S.l.], v. 45, n. 1, p. 90–96, 2011. Disponível em: < https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101316v>. Acesso em: 15 fev. 2018.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; VAN OERS, L.; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; VAN DUIN, R.; HUIJBREGTS, M.A.J. **Handbook on life cycle assessment.** Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Dordrecht. 2002.

HAUPT, M.; WASER, E.; WÜRMLI, J.C.; HELLWEG, S. Is there an environmentally optimal separate collection rate? **Waste Management**, [S.l.], v. 77, p. 220–224, 1 jul. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X18301922>. Acesso em: 13 mar. 2018.

HAUSCHILD, M. Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; DE SCHRYVER, A.; HUMBERT, S.; LAURENT, A.; SALA, S.; PANT, R.. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 683–697, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0489-5>. Acesso em: 12 mar. 2018.

HAVUKAINEN, J.; ZHAN, M.; DONG, J.; LIIKANEN, M.; DEVIATKIN, I.; LI, X.; HORTTANAINEN, M. Environmental impact assessment of municipal solid waste management incorporating mechanical treatment of waste and incineration in Hangzhou, China. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 141, p. 453–461, 10 jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616314871>. Acesso em: 14 out. 2018.

HELLWEG, S.; MILÀ I CANALS, L. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, [S.l.], v. 344, n. 6188, p. 1109–1113, 2014. Disponível em: < https://science.sciencemag.org/content/344/6188/1109.full>. Acesso em: 12 mar. 2019.

HERTWICH, E. G.; GIBON, T.; BOUMAN, E. A.; ARVESEN, A.; SUH, S.; HEATH, G. A.; BERGESEN, J. D.; RAMIREZ, A.; VEGA, M. I.; SHI, L. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S.l.], p. 1–6, 2014. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/112/20/6277>. Acesso em: 14 ago. 2018.

HISCHIER, R.; WEIDEMA, B. O.; ALTHAUS, H. J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; HELLWEG, S.; HUMBERT, S.; JUNGBLUTH, N.; KÖLLNER, T.; LOERINCIK, Y.; MARGNI, M.; NEMECEK, T. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods Data v2.2 (2010). **Ecoinvent Report No. 3**, [S.l.], n. 3, p. 176, 2010. Disponível em: <https://www.ecoinvent.org/database/older-versions/ecoinvent-version-2/methodology-of-ecoinvent-2/methodology-of-ecoinvent-2.html>. Acesso em: 12 mar. 2018.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **A Global Review of Solid Waste Management**. Washington. Banco Mundial. 2012.

HOTTLE, T. a.; BILEC, M. M.; LANDIS, A. E. Biopolymer production and end of life comparisons using life cycle assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 122, p. 295–306, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344917300708>. Acesso em: 14 fev. 2018.

HOU, Q.; MAO, G.; ZHAO, L.; DU, H.; ZUO, J. Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 20, n. 4, p. 541–555, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-015-0846-2>. Acesso em: 14 abr. 2018.

HUNKELER, D. Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 21, n. 7, p. 1063–1066, 2016. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-016-1083-z >. Acesso em: 14 out. 2018.

HUYSMAN, S.; DEBAVEYE, S.; SCHAUBROECK, T.; MEESTER, S.; ARDENTE, F.; MATHIEUX, F.; DEWULF, J. The recyclability benefit rate of closed-loop and open-loop systems: A case study on plastic recycling in Flanders. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 101, p. 53–60, 2015. Disponível em: <https://biblio.ugent.be/publication/6851927 >. Acesso em: 13 mar. 2019.

IGNATENKO, O.; VAN SCHAIK, A.; REUTER, M. A. **Exergy as a tool for evaluation of the resource efficiency of recycling systems.** [S.l.], v. 20, n. 9, p. 862-874, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0892687507000854 >. Acesso em: 25 jan. 2018.

INGRAO, C.; SCRUCCA, F.; TRICASE, C.; ASDRUBALI, F. A comparative Life Cycle Assessment of external wall-compositions for cleaner construction solutions in buildings. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 124, p. 283–298, 2016. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616300245 >. Acesso em: 23 mar. 2018.

INGRAO, C.; LO GIUDICE, A.; TRICASE, C.; RANA, R.; MBOHWA, C.; SIRACUSA, V. Recycled-PET fibre based panels for building thermal insulation: Environmental impact and improvement potential assessment for a greener production. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 493, p. 914–929, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714008778 >. Acesso em: 14 jan. 2017.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14044** : Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines. 2006 . Disponível em: <https://www.iso.org/standard/38498.html>. Acesso em: 13 jan. 2016.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040:** Preview Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework. 2006. Disponível em: < https://www.iso.org/standard/37456.html>. Acesso em: 13 jan. 2016.

INTINI, F.; KÜHTZ, S. Recycling in buildings: An LCA case study of a thermal insulation panel made of polyester fiber, recycled from post-consumer PET bottles. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 16, n. 4, p. 306–315, 2011. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/227097023_Recycling_in_buildings_An_LCA_case_study_of_a_thermal_insulation_panel_made_of_polyester_fiber_recycled_from_post-consumer_PET_bottles>. Acesso em: 12 fev. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Nova Iorque, Cambridge Univ Press, p. 1535, 2013.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DE ALIMENTOS (ITAL). **Brasil pack trends 2020**. 1a. ed. Campinas. 2012.

JABŁOŃSKA, B. Water consumption management in polyethylene terephthalate (PET) bottles washing process via wastewater pretreatment and reuse. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 224, p. 215–224, 15 out. 2018. Disponível em: < https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30053733>. Acesso em: 14 mar. 2017

JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, [S.l.], v. 347, n. 6223, p. 768–771. 2015. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/347/6223/768.full>. Acesso em: 22 fev. 2017.

JIANG, L.; ZHANG, J. Biodegradable and Biobased Polymers. **Applied Plastic Engineering Handbook.** [S.l.], Segunda ed. Elsevier Inc. p. 127–143. 2017.

JIANG, Z.; GUO, Z.; ZHANG, Z.; QI, Y.; PU, C.; WANG, Q.; JIA, Z.; XIAO, C. Preparation and properties of bottle-recycled polyethylene terephthalate (PET) filaments. **Textile Research Journal**. [S.l.], 2018. Disponível em: < https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0040517518767146>. Acesso em: 13 ago. 2018.

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 8, n. 6, p. 324–330. 2003. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02978505>. Acesso em: 25 fev. 2018.

KÄGI, T.; DINKEL, F.; FRISCHKNECHT, R.; HUMBERT, S.; LINDBERG, J.; DE MESTER, S.; PONSIOEN, T.; SALA, S.; SCHENKER, U. W. Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”-SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 129–132, 2016. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-015-0998-0>. Acesso em: 13 out. 2018.

KANG, D. H.; AURAS, R.; SINGH, J. Life cycle assessment of non-alcoholic single-serve polyethylene terephthalate beverage bottles in the state of California. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 116, p. 45–52, 2017. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344916302440>. Acesso em: 12 mar. 2017.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, [S.l.], v. 32, n. 6, p. 1186–1195, 1 jun. 2012. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22336390>. Acesso em: 12 mar. 2018.

KOMLY, C.E.; AZZARO-PANTEL, C.; HUBERT, A.; PIBOULEAU, L.; ARCHAMBAULT, V. Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 69, p. 66–81, 2012. Disponível em: < https://core.ac.uk/download/pdf/18540188.pdf>. Acesso em: 21 out. 2018.

KOSIOR, E.; CHURCHWARD, G. **Development of a Food Grade PET recycling Process.** Literature Review and Feasibility Study Creating markets for recycled resources. Date of commencement of research. [S.l.], 2004. Disponível em: < https://www.polyester-technology.com/fileadmin/media/literature/36-WRAP_food-grade-approval_fda.pdf.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2017.

KRALISCH, D.; OTT, D.; GERICKE, D. Rules and benefits of Life Cycle Assessment in green chemical process and synthesis design: a tutorial review. **Green Chemistry**, [S.l.],v. 17, n. 1, p. 123–145, 2015. Disponível em: < https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2015/gc/c4gc01153h#!divAbstract>. Acesso em: 29 dez. 2018.

KRISTINA, H. J.; CHRISTIANI, A.; JOBILIONG, E. Circular economy of supply chain of recycled plastic bottle waste. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [S.l.], v. 195, p. 012041, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/329658209_Circular_economy_of_supply_chain_of_recycled_plastic_bottle_waste>. Acesso em: 12. mar. 2017.

KUCZENSKI, B.; GEYER, R. Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996-2007. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.],v. 54, n. 12, p. 1161–1169, 1 out. 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910000881>. Acesso em: 13 out. 2018.

_____. PET bottle reverse logistics - Environmental performance of California's CRV program. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.],v. 18, p. 456–471, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0495-7>. Acesso em: 13 mar. 2018.

KÜHNEN, M.; HAHN, R. Indicators in Social Life Cycle Assessment: A Review of Frameworks, Theories, and Empirical Experience. **Journal of Industrial Ecology**, [S.l.], v. 21, n. 6, p. 1547–1565, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jiec.12663>. Acesso em: 12 fev. 2017.

LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M. Z.; CHRISTENSEN, T. H. Review of LCA studies of solid waste management systems - Part I: Methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, [S.l.], v. 34, n. 3, p. 573–588, 2014. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1300559X>. Acesso em: 12 out. 2016.

_____. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II : Lessons learned and perspectives. **Waste Management**, [S.l.],v. 34, n. 3, p. 589 - 606. 2013. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13005710>. Acesso em: 12 out. 2016.

LAURIN, L. Overview of LCA—History, Concept, and Methodology. **Encyclopedia Sustainable Technology.** [S.l.],Elsevier. p. 217–222. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/referencework/9780128047927/encyclopedia-of-sustainable-technologies>. Acesso em: 13 fev. 2018.

LAVORO CONSULTING. Usina de Recuperação de Energia - URE Caju. **Estudo de Impacto Ambiental**. Rio de Janeiro, 2016.

LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 166, p. 335–342, 10 nov. 2017. Disponível em: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201800044072>. Acesso em: 15 jun. 2018.

LEEJARKPAI, T.; MUNGCHAROEN, T.; SUWANMANEE, U. Comparative assessment of global warming impact and eco-efficiency of PS (polystyrene), PET (polyethylene terephthalate) and PLA (polylactic acid) boxes. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 125, p. 95–107, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616300890>. Acesso em: 12 jun. 2017.

LIEDER, M.; RASHID, A. Towards circular economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. **Journal of Cleaner Production**. [S.l.], v. 115, p. 36-51. 2016 Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615018661>. Acesso em: 11 fev. 2018.

LITTLE, C. L.; JONES, K. D.; SMITH, S. K.; FRANCIS, E.; BEATS, A.; FRANCIS, C.; LEE, E. **Apparatus and method for monitoring flares and flare pilots**. [S.l.], US Patent. Disponível em: <https://patentimages.storage.googleapis.com/50/71/d8/8d5611ec560b72/US9267686.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2016.

LIU, X.; CHEN, L.; QIN, X.; SUN, F. Exergy loss minimization for a blast furnace with comparative analyses for energy flows and exergy flows. **Energy**, [S.l.], v. 93, p. 10–19. 2015. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544215012001>. Acesso em: 20 nov. 2018.

LORITE, G. S. ; ROCHA, J. M.; MIILUMÄKI, N.; SAAVALAINEN, P.; SELKÄLÄ, T.; MORALES-CID, G.; GONÇALVES, M. P.; PONGRÁCZ, E.; ROCHA, C. M.R.; TOTH, G. Evaluation of physicochemical/microbial properties and life cycle assessment (LCA) of PLA-based nanocomposite active packaging. **LWT - Food Science and Technology**, [S.l.], v. 75, p. 305–315. 2017. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0023643816305667>. Acesso em: 25 mar. 2017.

MADIVAL, S.; AURAS, R.; SINGH, S. P.; NARAYAN, R. Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 17, n. 13, p. 1183–1194. 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652609000936>. Acesso em: 22 jan. 2019.

MAKARICHI, L.; JUTIDAMRONGPHAN, W.; TECHATO, K. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 91, p. 812–821. 2018. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032118302855>. Acesso em: 05 jan. 2019

MALIK, N.; KUMAR, P.; SHRIVASTAVA, S.; GHOSH, S. B. An overview on PET waste recycling for application in packaging. **International Journal of Plastics Technology**, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 1–24, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12588-016-9164-1>. Acesso em: 14 ago. 2017.

MANFREDI, M.; VIGNALI, G. Comparative Life Cycle Assessment of hot filling and aseptic packaging systems used for beverages. **Journal of Food Engineering**, [S.l.], v. 147, p. 39–48. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0260877414003860>. Acesso em: 22 mar. 2018.

MARSH, K.; BUGUSU, B. Food packaging - Roles, materials, and environmental issues: Scientific status summary. **Journal of Food Science**, [S.l.], v. 72, n. 3, 2007. Disponível em: < https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1750-3841.2007.00301.x>. Acesso em: 03 jan. 2016.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The blue water footprint of electricity from hydropower. **Hydrology and Earth System Sciences**, [S.l.], v. 16, n. 1, p. 179–187, 2012. Disponível em: < https://pdfs.semanticscholar.org/d21a/8b8abd3e1c0f08969d4c2a8f8fa4583c4357.pdf >. Acesso em: 11 fev. 2017.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. 2013. 149 f. Universidade de São Paulo, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução no. 316/02**. Disponível em: <http://www.mp.go.gov.br/portalweb/hp/9/docs/rsulegis_12.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2019.

MIRABELLA, N.; CASTELLANI, V.; SALA, S. Life cycle assessment of bio-based products: A disposable diaper case study. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, n. 5, p. 1036–1047. 2013. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-013-0556-6 >. Acesso em: 05 mar. 2018.

MIRANDA, R. F. C.; SZKLO, A.; SCHAEFFER, R. Technical-economic potential of PV systems on Brazilian rooftops. **Renewable Energy**, [S.l.], v. 75, p. 694–713. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148114006648 >. Acesso em: 27 ago. 2018.

MORAN, M. J.; SCIUBBA, E. Exergy Analysis: Principles and Practice. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, [S.l.], v. 116, n. 2, p. 285. 2008. Disponível em: < http://gasturbinespower.asmedigitalcollection.asme.org/article.aspx?articleid=1419110 >. Acesso em: 13 mar. 2016.

MOYA, C.; DOMÍNGUEZ, R.; VAN LANGENHOVE, H.; HERRERO, S.; GIL, P.; LEDÓN, C.; DEWULF, J. Exergetic analysis in cane sugar production in combination with Life Cycle Assessment. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 59, p. 43–50. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613004198 >. Acesso em: 14 abr. 2018.

NAKATANI, J.; FUJII, M.; MORIGUCHI, Y.; HIRAO, M. Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 15, p. 590–597. 2010. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-010-0189-y >. Acesso em: 21 jul. 2018.

NASCIMENTO, C. M. T.; CRUZ, M. L. B. da. Resíduos sólidos: presença e ameaça no espaço geográfico. **GeoTextos**, [S.l.], v. 13, n. 2, p. 183–206. 2017. Disponível em: < https://portalseer.ufba.br/index.php/geotextos/article/view/24581 >. Acesso em: 12 mar. 2017.

NESSI, S.; RIGAMONTI, L.; GROSSO, M. LCA of waste prevention activities: A case study for drinking water in Italy. **Journal of Environmental Management**, [S.l.],v. 108, p. 73–83. 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712002149 >. Acesso em: 12 mar. 2017.

NGATIA, L. W.; HSIEH, Y.P.; NEMOURS, D.; FU, R.; TAYLOR, R.W. Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: Biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption. **Chemosphere**, [S.l.], v. 180, p. 201–211. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653517305350 >. Acesso em: 14 out. 2018.

NITSCHELM, L.; AUBIN, J.; CORSON, M. S.; VIAUD, V.; WALTER, C. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: Current practices and method development. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 112, p. 2472–2484. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615013785>. Acesso em: 15 out. 2018.

PANWAR, N. L.; KAUSHIK, S. C.; KOTHARI, S. Role of renewable energy sources in environmental protection: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S.l.], v. 15, n. 3, p. 1513–1524. 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032110004065 >. Acesso em: 13 dez. 2017.

PAPONG, S.; MALAKUL, P.; TRUNGKAVASHIRAKUN, R.; WENUNUN, P.; CHOM-IN, T.; NITHITANAKUL, M.; SAROBOL, E. Comparative assessment of the environmental profile of PLA and PET drinking water bottles from a life cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 65, p. 539–550. 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613006331>. Acesso em: 13 dez. 2017.

PARIS, H.; MOKHTARIAN, H.; COATANÉA, E.; MUSEAU, M.; ITUARTE, I. F. Comparative environmental impacts of additive and subtractive manufacturing technologies. **CIRP Annals**, [S.l.], v. 65, n. 1, p. 29–32. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0007850616300361>. Acesso em 12 dez. 2017.

PARLAMENTO EUROPEU; CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. **Directiva 2000/76/CE - Incineração de Resíduos**. [S.l.], Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu>. Acesso em: 13 fev. 2017.

PE INTERNATIONAL AG. **PE International Database**. Stuttgart, University of Stuttgart. GaBi Software System. 2016

PFISTER, S.; SANER, D.; KOEHLER, A. The environmental relevance of freshwater consumption in global power production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 16, p. 580–591, 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0284-8>. Acesso em: 13 ago. 2018.

PLASTIC INSIGHT. **Polyethylene Terephthalate Production, Price and Market**. [S.l.],Disponível em: <https://www.plasticsinsight.com/resin-intelligence/resin-prices/polyethylene-terephthalate/>. Acesso em: 27 dez. 2018.

PLASTICS EUROPE. **Plastics-The Facts 2013: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data**. [S.l.], Outubro 2013, p. 1–40, 2013. Disponível em: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2013.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2>. Acesso em: 28 dez. 2018.

POLETTINI, A.; ASTRUP, T.; CAPPAI, G.; LECHNER, P.; MUNTONI, A.; POMI, R.; VAN GERVEN, T.; VAN ZOMEREN, A. Treatment and Disposal of Incineration Residues. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. **Solid waste landfilling concepts, Process. Technol.** Elsevier. p. 1174. 2018.

PRÉ CONSULTANTS. **SimaPro 8 LCA software**. Amersfoort. 2014.

PRÉ CONSULTANTS. **Eco-indicator 99 Manual for Designers.** Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Amersfoort. 2000.

PRYSHLAKIVSKY, J.; SEARCY, C. Fifteen years of ISO 14040: a review. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 57, p. 115–123. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613003764>. Acesso em: 16 ago. 2018.

RAO, M. **The Future of Sustainable Packaging - Market forecast until 2018**. Leatherhead. Smithers Pira. 2013.

RIVERO, R.; GARFIAS, M. Standard chemical exergy of elements updated. **Energy**, [S.l.],v. 31, n. 15, p. 3310–3326. 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544206000569>. Acesso em: 13 mar. 2018.

ROCHAT, D.; BINDER, C. R.; DIAZ, J.; JOLLIET, O. Combining material flow analysis, life cycle assessment, and multiattribute utility theory: Assessment of end-of-life scenarios for polyethylene terephthalate in Tunja, Colombia. **Journal of Industrial Ecology**, [S.l.], v. 17, n. 5, p. 642–655. 2013. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12025>. Acesso em: 14 ago. 2017.

ROMÃO, W.; SPINACÉ, M. S.; PAOLI, M. A. Poli(tereftalato de etileno), PET: uma revisão sobre os processos de síntese, mecanismos de degradação e sua reciclagem. **Polímeros**, [S.l.], v. 19, n. 2, p. 121–132. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-14282009000200009>. Acesso em: 06 abr. 2016.

ROMERO-HERNÁNDEZ, O.; ROMERO HERNÁNDEZ, S.; MUÑOZ, D.; DETTA-SILVEIRA, E.; PALACIOS-BRUN, A.; LAGUNA, A. Environmental implications and market analysis of soft drink packaging systems in Mexico. A waste management approach. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 14, p. 107–113. 2009. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-008-0053-5>. Acesso em: 04 mar. 2017.

SALEH, Y. Comparative life cycle assessment of beverages packages in Palestine. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 131, p. 28–42. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616305443>. Acesso em: 04 ago. 2018.

SALEHI, N.; MAHMOUDI, M.; BAZARGAN, A.; MCKAY, G. Exergy and Life Cycle-Based Analysis. **Handb. Environ. Mater. Manag.** Cham: Springer International Publishing. p. 1–22. 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007%2F978-3-319-58538-3_84-1>. Acesso em: 13 jan. 2018.

SÁNCHEZ, M. E. ; MORÁN, A.; ESCAPA, A.; CALVO, L. F. F.; MARTÍNEZ, O. Simultaneous thermogravimetric and mass spectrometric analysis of the pyrolysis of municipal solid waste and polyethylene terephthalate. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, [S.l.], v. 90, n. 1, p. 209–215, 2007. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s10973-006-7670-7>. Acesso em: 13 jan. 2018.

SCHIERMEIER, Q.; TOLLEFSON, J.; SCULLY, T.; WITZE, A.; MORTON, O. Energy alternatives: Electricity without carbon. **Nature**, [S.l.], v. 454, n. 7206, p. 816–823, 2008. Disponível em: < https://www.nature.com/news/2008/080813/full/454816a.html>. Acesso em: 14 jan. 2018.

SCIPIONI, A.; NIERO, M.; MAZZI, A.; MANZARDO, A.; PIUBELLO, S. Significance of the use of non-renewable fossil CED as proxy indicator for screening LCA in the beverage packaging sector. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 673–682. 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0484-x>. Acesso em: 11 jun. 2018.

SEVIGNÉ-ITOIZ, E.; GASOL, C. M.; RIERADEVALL, J.; GABARRELL, X. Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. **Waste Management**, [S.l.], v. 46, p. 557–567, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15300751>. Acesso em: 12 jul. 2017.

SHEN, L.; NIEUWLAAR, E.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: Change-oriented effects. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 16, n. 6, p. 522–536. 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0296-4>. Acesso em: 11 mar. 2018.

SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Comparing life cycle energy and GHG emissions of bio-based PET, recycled PET, PLA, and man-made cellulosics. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, [S.l.], v. 6, n. 6, p. 625–639. 2012. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/bbb.1368>. Acesso em: 22 fev. 2018.

SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 55, n. 1, p. 34–52. 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910001618>. Acesso em: 01 jan. 2019.

SHUKLA, S. R.; HARAD, A. M.; JAWALE, L. S. Recycling of waste PET into useful textile auxiliaries. **Waste Management**, [S.l.], v. 28, n. 1, p. 51–56. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X0600328X>. Acesso em: 02 jul. 2018.

SILVA, R. R.; RODRIGUES, F. T. R. L. Análise Do Ciclo De Vida E Da Logística Reversa Como Ferramentas De Gestão Sustentável : O Caso Das Embalagens PET. **Revista IberoAmericana de Engenharia Industrial**. [S.l.], p. 44–58, 2015. Disponível em: < http://incubadora.periodicos.ufsc.br/index.php/IJIE/article/view/3362>. Acesso em: 12 mar. 2017.

SIMON, B.; AMOR, M. B.; FÖLDÉNYI, R. Life cycle impact assessment of beverage packaging systems: Focus on the collection of post-consumer bottles. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 112, p. 238–248, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615007209>. Acesso em: 11 jul. 2018.

SINHA, V.; PATEL, M. R.; PATEL, J. V. PET waste management by chemical recycling: A review. **Journal of Polymers and the Environment**, [S.l.], v. 18, n. 1, p. 8–25, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10924-008-0106-7>. Acesso em: 19 out. 2018.

SORRENTINO, A.; GORRASI, G.; VITTORIA, V. Potential perspectives of bio-nanocomposites for food packaging applications. **Trends in Food Science and Technology**, [S.l.], v. 18, n. 2, p. 84–95, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S092422440600272X>. Acesso em: 17 ago. 2018.

STANEK, W.; SZARGUT, J.; USÓN, S. Fundamentals of Exergy Analysis. In: STANEK, W. **Thermodynamics Sustainable Management of Natural Resources.** Green Energy Technology. Springer, VI ed, p. 37–80, 2017. Disponível em: <https://www.springer.com/gp/book/9783319486482>. Acesso em: 17 ago. 2017.

STOUGIE, L.; GIUSTOZZI, N.; VAN DER KOOI, H.; STOPPATO, A. Environmental, economic and exergetic sustainability assessment of power generation from fossil and renewable energy sources. **International Journal of Energy Research**, [S.l.], v. 42, n. 9, p. 2916–2926, 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/er.4037>. Acesso em: 15 abr. 2018.

STOUGIE, L. **Exergy and Sustainability – Insights into the value of exergy analysis in sustainability assessment of technological systems**. 2014. 222 f. Tese (Doutorado). Universidade Tecnológica de Delft. Delft, 2014.

STOUGIE, L.; VAN DER KOOI, H. J. Possibilities and consequences of the Total Cumulative Exergy Loss method in improving the sustainability of power generation. **Energy Conversion and Management**, [S.l.], v. 107, p. 60–66. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890415008754>. Acesso em: 12 out. 2018.

STRATTON, T. **Organic Compounds: Physical and Chemical Data**. [S.l.],Disponível em: <http://www2.ucdsb.on.ca/tiss/stretton/Database/organic_thermo.htm>. Acesso em: 11 mar. 2019.

SZARGUT, J. **Exergy method: Technical and ecological applications**. Southamptom, WIT Press, 2005.

SZARGUT, J.; MORRIS, D. R.; STEWARD, F. R. **Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes**. Nova Iorque, 1ª edição, Hemisphere Publishing, 1988.

SZARGUT, J. Standard Chemical Exergy. **Thermodynamics and the Destruction of Resources**, [S.l.], p. 1–8, 2007a.

_____. **Exergy Handbook for calculation and application**. Gliwice, Silesian University Press, 2007b.

_____. **Exergy method: Technical and ecological applications**. Southamptom, WIT Press, 2005.

TABONE, M. D.; CREGG, J. J.; BECKMAN, E. J.; LANDIS, A. E.Sustainability metrics: Life cycle assessment and green design in polymers. **Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 44, n. 21, p. 8264–8269. 2010. Disponível em: < https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101640n>. Acesso em: 15 abr. 2018.

TONIOLO, S.; MAZZI, A.; NIERO, M.; ZULIANI, F.; SCIPIONI, A. Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 77, p. 61–68, 2013. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491300133X>. Acesso em: 15 abr. 2018.

TSANAKTSIS, V.; PAPAGEORGIOU, G. Z.; BIKIARIS, D. N. A facile method to synthesize high-molecular-weight biobased polyesters from 2,5-furandicarboxylic acid and long-chain diols. **Journal of Polymer Science, Part A: Polymer Chemistry**, [S.l.], v. 53, n. 22, p. 2617–2632, 2015. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/pola.27730>. Acesso em: 14 abr. 2017.

TSATSARONIS, G. Definitions and nomenclature in exergy analysis and exergoeconomics. **Energy**, [S.l.], v. 32, n. 4, p. 249–253, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544206001824>. Acesso em: 13 fev. 2017.

_____. Recent developments in exergy analysis and exergoeconomics. **International Journal of Exergy**, [S.l.], v. 5, n. 5/6, p. 489, 2008. Disponível em: <https://www.inderscienceonline.com/doi/abs/10.1504/IJEX.2008.020822>. Acesso em: 13 fev. 2017.

TSATSARONIS, G.; CZIESLA, F. Exergy and Thermodynamic Analysis. **Exergy, energy system analyse optimization.** Singapore: Eolss Publishers Co. Ltd. p. 34–45. 2009. Disponível em: <https://www.inderscienceonline.com/doi/abs/10.1504/IJEX.2008.020822>. Acesso em: 13 fev. 2017.

TURKENBURG, W. C. Renewable Energy Technologies. In: BUREAU FOR DEVELOPMENT POLICY (Org.). **Energy Challenge Sustainability.** Washington: United Nations Development Programme, p. 506. 2000.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. [S.l.], v. 1, p. 166. 2017. Disponível em: < https://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>. Acesso em: 14 mar. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Clean Air Act Overview**. Washington. 1990. Disponível em: <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/setting-emissions-standards-based-technology-performance>. Acesso em: 1 abr. 2019.

VALERO, A.; VALERO, A. Thermodynamic rarity and the loss of mineral wealth. **Energies,** [S.l.], v. 8, n. 2, p. 821–836, 2015. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Thermodynamic-Rarity-and-the-Loss-of-Mineral-Wealth-Valero-Valero/7bcadb96a8be79e675ab65ca659640e2f21bab40>. Acesso em: 14 mar. 2016.

VAN DER VELDEN, N. M.; PATEL, M. K.; VOGTLÄNDER, J. G. LCA benchmarking study on textiles made of cotton, polyester, nylon, acryl, or elastane. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 19, n. 2, p. 331–356, 2014. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-013-0626-9>. Acesso em: 14 set. 2018.

VAN DER VORST, G.; DEWULF, J.; VAN LANGENHOVE, H. Developing Sustainable Technology: Metrics From Thermodynamics. In: BAKSHI, B. R.; GUTOWSKI, T.; SEKULIC, D. **Thermodyn. Destr. Resour.** Cambridge: Cambridge University Press, 2011. [S.l.], p. 249–264. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/288145861_Developing_sustainable_technology_Metrics_from_thermodynamics >. Acesso em: 12 jul. 2018.

VIGON, B.; SONNEMANN, G.; ASSELIN, A.; SCHRIJVERS, D.; CIROTH, A.; CHEN, S. S.; BRAGA, T.; POOLSAWAD, N.; MUNGKALASIRI, J.; BOUREIMA, F.; MILÀ I CANALS, L. Review of LCA datasets in three emerging economies: a summary of learnings. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.],p. 1–8, 2016. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-016-1198-2>. Acesso em: 12 jan. 2018.

VINK, E. T. H.; GLASSNER, D. A.; KOLSTAD, J. J.; WOOLEY, ROBERT J.; O'CONNOR, R. P. The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production. **Industrial Biotechnology**, [S.l.], v. 3, n. 1, p. 58–81, 2007. Disponível em: <http://cms.natureworksllc.com/~/media/The_Ingeo_Journey/EcoProfile_LCA/EcoProfile/NTR_Eco_Profile_Industrial_Biotechnology_032007_pdf.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2018.

VON FALKENSTEIN, E.; WELLENREUTHER, F.; DETZEL, A. LCA studies comparing beverage cartons and alternative packaging: Can overall conclusions be drawn? **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.], v. 15, n. 9, p. 938–945, 2010. Disponível em: < https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-010-0218-x>. Acesso em: 14 jan. 2018.

WELLE, F. Is PET bottle-to-bottle recycling safe ? Evaluation of post-consumer recycling processes according to the EFSA guidelines. **Resources, Conservation & Recycling**, [S.l.], v. 73, p. 41–45, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344913000219>. Acesso em: 14 jan. 2018.

_____. Twenty years of PET bottle to bottle recycling - An overview. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 55, n. 11, p. 865–875, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344911000656 >. Acesso em: 05 jan. 2018.

WHITE, P.; CARTY, M. Reducing bias through process inventory dataset normalization. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [S.l.],v. 15, n. 9, p. 994–1013, 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/226835578_Reducing_bias_through_process_inventory_dataset_normalization>. Acesso em: 05 jan. 2018.

WILLIAMS, E. Environmental effects of information and communications technologies. **Nature**, [S.l.], v. 479, p. 354–358. 2011. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature10682>. Acesso em: 13 out. 2017.

WILLIAMS, T. G. J. L.; HEIDRICH, O.; SALLIS, P. J. A case study of the open-loop recycling of mixed plastic waste for use in a sports-field drainage system. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.],v. 55, n. 2, p. 118–128, 1 dez. 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910001825 >. Acesso em: 14 abr. 2017.

YANG, Y. Toward a more accurate regionalized life cycle inventory. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 112, p. 308–315, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615011920 >. Acesso em: 14 ago. 2018.

ZHANG, B.; LI, G.; CHENG, P.; YEH, T. J.; HONG, M. Landfill Risk Assessment on Groundwater Based on Vulnerability and Pollution Index. **Water Resources Management**, [S.l.], v. 30, n. 4, p. 1465–1480, 26 mar. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-016-1233-x >. Acesso em: 10 out. 2017.

ZHANG, Y.; SINGH, S.; BAKSHI, R. R. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 44, n. 7, p. 2232–2242, 2010. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9021156>. Acesso em: 22 ago. 2018.

ANEXO A - FATORES DO CÁLCULO CEXD (BÖSCH et al., 2007; HISCHIER et al., 2010).

Nome	Fator CExD (MJ / kg)
Carbon dioxide, in air	0
Peat, in ground	10,3
Aluminium, 24% in bauxite, 11%	5,73
Anhydrite, in ground	0,06
Barite, 15% in crude ore, in ground	4,2
Basalt, in ground	0,28
Calcite, in ground	0,01
Chromium, 25.5% in chromite, 11.6%	5,43
Cinnabar, in ground	2,9
Clay, bentonite, in ground	0,059
Clay, unspecified, in ground	0,57
Coal, brown, in ground	10,3
Coal, hard, unspecified, in ground	19,7
Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3%	153
Copper, 1.18% in sulfide, Cu 0.39% and Mo 8.2E-3%	143
Copper, 1.42% in sulfide, Cu 0.81% and Mo 8.2E-3%	73,2
Copper, 2.19% in sulfide, Cu 1.83% and Mo 8.2E-3%	33,5
Dolomite, in ground	0,082
Feldspar, in ground	0,14
Fluorspar, 92%, in ground	0,15
Gold, Au 1.1E-4%, Ag 4.2E-3%, in ore, in ground	346000
Gold, Au 1.3E-4%, Ag 4.6E-5%, in ore, in ground	482000
Gold, Au 2.1E-4%, Ag 2.1E-4%, in ore, in ground	295000
Gold, Au 4.9E-5%, in ore, in ground	1290000
Gold, Au 1.4E-4%, in ore, in ground	450000
Gold, Au 4.3E-4%, in ore, in ground	147000
Gold, Au 6.7E-4%, in ore, in ground	94000
Gold, Au 7.1E-4%, in ore, in ground	88700
Gold, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Zn 0.63%, Cu 0.38%	58100
Granite, in ground	0,068
Gravel, in ground	0,068
Gypsum, in ground	0,045
Indium, 0.005% in sulfide, In 0.003%, Pb, Zn, Ag, Cd	2770
Iron, 46% in ore, 25% in crude ore, in ground	2,52
Kaolinite, 24% in crude ore, in ground	2,63
Lead, 5.0% in sulfide, Pb 3.0%, Zn, Ag, Cd, In, in ground	4,29
Magnesite, 60% in crude ore, in ground	1,05
Manganese, 35.7% in sedimentary deposit, 14.2%	4,44

Metamorphous rock, graphite containing, in ground	1,09
Molybdenum, 0.010% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 1.83%	209
Molybdenum, 0.014% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.81%	456
Molybdenum, 0.022% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.36%	955
Molybdenum, 0.025% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.39%	890
Molybdenum, 0.11% in sulfide, Mo 4.1E-2% and Cu 0.36%	639
Nickel, 1.13% in sulfide, Ni 0.76% and Cu 0.76%	56,1
Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore, in ground	60,58
Oil, crude, in ground	46,49
Olivine, in ground	0,78
Pd, Pd 2.0E-4%, Pt 4.8E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%	48900
Pd, Pd 7.3E-4%, Pt 2.5E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3%	13000
Phosphorus, 18% in apatite, 12% in crude ore, in ground	5,25
Pt, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%	94800
Pumice, in ground	0,6
Rh, Rh 2.0E-5%, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Ni 2.3%	54400
Rh, Rh 2.4E-5%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Ni 3.7E-2%	205000
Sand, unspecified, in ground	0,068
Shale, in ground	0,57
Silver, 0.007% in sulfide, Ag 0.004%, Pb, Zn, Cd, In	961
Silver, 3.2ppm in sulfide, Ag 1.2ppm, Cu and Te	10300
Silver, Ag 2.1E-4%, Au 2.1E-4%, in ore, in ground	5060
Silver, Ag 4.2E-3%, Au 1.1E-4%, in ore, in ground	5940
Silver, Ag 4.6E-5%, Au 1.3E-4%, in ore, in ground	8260
Silver, Ag 9.7E-4%, Au 9.7E-4%, Zn 0.63%, Cu 0.38%	996
Sodium chloride, in ground	0,25
Sodium sulphate, various forms, in ground	0,15
Sulfur, in ground	19
Sylvite, 25% in sylvinite, in ground	0,99
Talc, in ground	0,039
Tellurium, 0.5ppm in sulfide, Te 0.2ppm, Cu and Ag	278
Tin, 79% in cassiterite, 0.1% in crude ore, in ground	630
TiO2, 54% in ilmenite, 2.6% in crude ore, in ground	24,2
TiO2, 95% in rutile, 0.40% in crude ore, in ground	158
Uranium, in ground	560000
Zinc, 9.0% in sulfide, Zn 5.3%, Pb, Ag, Cd, In, in ground	6,79
Zirconium, 50% in zircon, 0.39% in crude ore, in ground	162
Water, unspecified natural origin/kg	0,05

Nome	**Fator CExD (MJ / MJ)**
Energy, kinetic (in wind), converted	1
Energy, solar, converted	0,93
Energy, from wood	1,05
Energy, gross calorific value, in biomass	1,05
Energy, from coal	1,03
Energy, from coal, brown	1,04
Energy, from gas, natural	0,94
Energy, from oil	1,02
Energy, from peat	1,05
Energy, from uranium	1
Energy, potential (in hydropower reservoir), converted	1
Nome	**Fator CExD (MJ / m^3)**
Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m^3	37,4
Gas, natural, in ground	36
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	50
Water, river	50
Water, unspecified natural origin/m^3	50
Water, well, in ground	50

ANEXO B - Valores exergéticos de materiais e combustíveis usados para calcular as contribuições dos processos na TCExL (STOUGIE, 2014).

Nome	Valor Exergético (MJ/kg)
Ammonia, liquid, at regional storehouse/CH U	22
Bauxite, at mine/GLO U	1,1
Calcareous marl, at plant/CH U	0,15
Cement, unspecified, at plant/CH U	0,64
Chemicals inorganic, at plant/GLO U	2,1
Chemicals organic, at plant/GLO U	28
Chlorine, liquid, production mix, at plant/RER U	1,8
Chromite, ore concentrate, at beneficiation/GLO U	0,9
Chromium oxide, flakes, at plant/RER U	0,24
Chromium steel 18/8, at plant/RER U	7,2
Clay, at mine/CH U	0,57
Clinker, at plant/CH U	0,0066
Crude oil, at production/NG U	47
Crude oil, at production offshore/GB U	47
Crude oil, at production onshore/RAF U	47
Crude oil, at production onshore/RME U	47
Crude oil, at production offshore/NO U	47
Diesel, at regional storage/CH U	45
Diesel, at regional storage/RER U	45
Diesel, low-sulphur, at regional storage/CH U	45
Disposal, plastics, mixture, 15.3% water[1]	27
Disposal, spoil from coal mining[2]	0,11
Disposal, spoil from lignite mining[2]	0,1
Disposal, sulfidic tailings, off-site/GLO U	0,3
Ethanol, 95% in H2O, from fermentation of verge grass	28
Ethylene glycol, at plant/RER U	19
Ferrochromium, high-carbon, 68% Cr, at plant/GLO U	11
Ferronickel, 25% Ni, at plant/GLO U	6
Grass fibres, from fermentation of verge grass	19
Hard coal, at mine/AU U	20
Hard coal, at mine/EEU U	20
Hard coal, at mine/RLA U	20
Hard coal, at mine/RNA U	20
Hard coal, at mine/WEU U	20
Hard coal, at mine/ZA U	20
Hard coal mix, at regional storage/UCTE U	25
Hard coal supply mix/DE U	25
Hard coal supply mix/NL U	25
Hard coal supply mix/PL U	25
Hard coal, at regional storage/WEU U	25

Heavy fuel oil, at regional storage/CH U	42
Heavy fuel oil, at regional storage/RER U	42
Hydrochloric acid, 30% in H2O, at plant/RER U	0,67
Iron (III) chloride, 40% in H2O, at plant/CH U	0,58
Iron ore, 65% Fe, at beneficiation/GLO U	1,6
Iron scrap, at plant/RER U	6,7
Iron sulphate, at plant/RER U	1,1
Light fuel oil, at regional storage/CH U	42
Light fuel oil, at regional storage/RER U	42
Lignite, at mine/RER U	9,4
Lime, hydrated, loose, at plant/CH U	0,72
Limestone, at mine/CH U	0,01
Limestone, crushed, washed/CH U	0,01
Limestone, milled, loose, at plant/CH U	0,01
Limestone, milled, packed, at plant/CH U	0,01
Lubricating oil, at plant/RER U	47
Methanol, at regional storage/CH U	22
NOx retained, in SCR/GLO U	1,9
Nylon 66, glass-filled, at plant/RER U	38
Oxygen, liquid, at plant/RER U	0,75
Pellets, iron, at plant/GLO U	6,7
Petroleum coke, at refinery/RER U	27
Phosphoric acid, fertiliser grade, 70% in H2O[2]	0,71
Pig iron, at plant/GLO U	0,0088
Proteins, from fermentation of verge grass	20
Quicklime, in pieces, loose, at plant/CH U	2
Quicklime, milled, packed, at plant/CH U	2
Refractory, basic, packed, at plant/DE U	1,5
Refractory, fireclay, packed, at plant/DE U	0,57
Refractory, high aluminium oxide, packed, at plant/DE U	0,15
Sand, at mine/CH U	0,068
Silica sand, at plant/DE U	0,068
Sinter, iron, at plant/GLO U	2,5
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix[3]	0,82
SOx retained, in hard coal flue gas desulphurisation/RER U	4,9
SOx retained, in lignite flue gas desulphurisation/GLO U	4,9
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant/RER U	6,7
Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U	0,27
Hard coal supply mix/NL U	2,50E+10
Nome	**Valor Exergético (MJ/MJ)**
Blast furnace gas, burned in power plant/RER U	0,98
Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U	1
Hard coal coke, at plant/RER U	1,1

Nome	Valor Exergético (MJ/MJ)
Heat, at cogen with biogas engine, allocation exergy/CH U	0,17
Heat, at hard coal industrial furnace 1-10MW/RER U	0,22
Natural gas, burned in gas motor, for storage/DZ U1	1
Natural gas, high pressure, at consumer/CH U	1
Natural gas, high pressure, at consumer/NL U	1
Natural gas, high pressure, at consumer/RER U	1
Nome	**Valor Exergético (MJ/kWh)**
Electricity, at wind power plant 7.5MW onshore/RER U	3,60
Electricity, at cogen with biogas engine3	3,6
Electricity, high voltage, production UCTE4	3,6
Electricity, hydropower, at run-of-river power plant	3,6
Electricity, low voltage, production UCTE4	3,6
Electricity, medium voltage, at grid/CH U	3,6
Electricity, medium voltage, at grid/NL U	3,6
Electricity, medium voltage, production UCTE4	3,6
Nome	**Valor Exergético (MJ/m^3)**
Natural gas, at production onshore	36
Softwood, standing, under bark, in forest/RER U	9600
Sweet gas, burned in gas turbine, production/m3/NO U	36
Wood pellets at Savannah harbor	13000

ANEXO C - Valores exergéticos químicos padrão de emissões e fluxo de resíduos (RIVERO; GARFIAS, 2006; STRATTON, 2004; SZARGUT, 2007a).

Emissões para o ar	(MJ/kg)	Emissões para o ar	(MJ/kg)
1,4-Butanediol	29	Carbon dioxide	0,45
1-Butanol	37	Carbon dioxide, fossil	0,45
1-Pentanol	38	Carbon dioxide	0,45
1-Pentene	48	Carbon disulfide	22
1-Propanol	34	Carbon monoxide	10
2-Butene, 2-methyl-	47	Carbon monoxide, fossil	10
2-Methyl-1-propanol	37	Chlorine	1,7
2-Nitrobenzoic acid	20	Chloroacetic acid	10
2-Propanol	33	Chlorosilane, trimethyl-	27
Acenaphthene	42	Chromium	18
Acetaldehyde	26	Chromium VI	18
Acetic acid	15	Chrysene	41
Acetone	31	Cobalt	12
Acetonitrile	29	Copper	6,8
Aluminium	40	Cumene	45
Ammonia	20	Cyanide	24
Aniline	35	Cyclohexane	47
Anthracene	41	Diethanolamine	27
Antimony	5,4	Diethylamine	43
Arsenic	10	Dinitrogen monoxide	2,4
Arsine	12	Ethane	50
Barium	6,7	Ethanol	30
Benzaldehyde	34	Ethene	49
Benzene	42	Ethene, chloro-	21
Benzene, 1,3,5-trimethyl-	44	Ethene, tetrachloro-	7,3
Benzene, ethyl-	43	Ethylamine	37
Benzene, hexachloro-	10	Ethylene oxide	29
Benzo(b)fluoranthene	40	Ethyne	49
Benzo(ghi)perylene	40	Fluorine	12
Beryllium	99	Formaldehyde	18
Boron trifluoride	3,1	Formic acid	6,5
Bromine	0,67	Furan	31
Butadiene	47	Heat, waste	0,22
Butane	48	Helium	7,6
Butene	47	Heptane	48
Calcium	21	Hexane	48

Emissões para o ar	(MJ/kg)	Emissões para o ar	(MJ/kg)
Hydrogen	117	Ozone	3,5
Hydrogen bromide	1,4	Palladium	4,5
Hydrogen chloride	2,3	Pentane	48
Hydrogen cyanide	24	Phenanthrene	41
Hydrogen fluoride	4	Phenol	34
Hydrogen iodide	1,6	Phosphorus	37
Hydrogen peroxide	4	Platinum	3,4
Hydrogen sulfide	24	Propanal	31
Iodine	1,5	Propane	49
Isocyanic acid	13	Propene	49
Isopropylamine	39	Propylamine	39
Magnesium	31	Rhodium	6,7
Mercury	0,7	Scandium	28
Methane	52	Silicon	45
Methane biogenic	52	Silver	3,2
bromo-, Halon 1001	8,3	Sodium	18
bromochlorodifluoro-	6,1	Sodium chlorate	1,3
bromotrifluoro-, Halon 1301	4,2	Sodium formate	14
chlorodifluoro-, HCFC-22	7	Sodium hydroxide	1,9
chlorotrifluoro-, CFC-13	5,7	Strontium	10
dichloro-, HCC-30	8,3	Styrene	44
dichlorodifluoro-, CFC-12	4,6	Sulfur dioxide	4,9
dichlorofluoro-, HCFC-21	10	Sulfur hexafluoride	8,8
monochloro-, R-40	15	Sulfur oxides	3,9
tetrachloro-, CFC-10	4,5	Sulfur trioxide	3,1
tetrafluoro-, CFC-14	5,2	Sulfuric acid	10
trichlorofluoro-, CFC-11	4,3	t-Butyl methyl ether	39
trifluoro-, HFC-23	8,1	t-Butylamine	42
Methanol	23	Tellurium	3,8
Methyl acetate	22	Thallium	1,7
Methyl acrylate	26	Thorium	7,6
Methyl amine	33	Tin oxide	2,2
Methyl formate	17	Toluene	43
Monoethanolamine	30	Toluene, 2-chloro-	31
m-Xylene	44	Trimethylamine	40
Nickel	11	Uranium	7,1
Nitric oxide	3	Used air	0
Nitrobenzene	27	Water	1,9
Nitrogen	0,026	Xylene	43
Nitrogen oxides	1,9	Zinc	6,7
Octane	47	Zinc oxide	0,28
Oxygen	0,12	Zirconium	18

Emissões para água	(MJ/kg)	Emissões para água	(MJ/kg)
1,4-Butanediol	28	Copper	2,1
1-Butanol	36	Copper, ion	1,4
1-Pentanol	38	Cresol	35
1-Pentene	47	Cumene	44
2-Methyl-1-propanol	36	Cyanide	24
2-Methyl-2-butene	47	Decane	47
2-Propanol	33	Diethylamine	42
Acenaphthene	42	Dimethylamine	38
Acenaphthylene	39	Ethanol	29
Acetaldehyde	26	Ethene, chloro-	22
Acetic acid	15	Ethyl acetate	26
Acetone	31	Ethylamine	37
Acetonitrile	29	Ethylene oxide	29
Acetyl chloride	13	Fluoride	0,56
Aluminium	29	Formate	4
Ammonia	22	Formic acid	6,3
Aniline	37	Heat, waste	0,016
Anthracene	40	Hexane	48
Antimony	3,6	Hydrogen chloride	6,4
Barium	5,6	Hydrogen fluoride	2,5
Benzene	42	Hydrogen peroxide	3,5
Benzene, ethyl-	43	Iodide	0,92
Beryllium	67	Iron, ion	8,4
Bromate	1	Isopropylamine	39
Bromine	0,63	Magnesium	26
Butene	47	Manganese	8,8
Butyl acetate	31	Mercury	0,54
Butyrolactone	25	Methane, dibromo-	4,3
Calcium, ion	0,84	Methane, dichloro-	8,2
Carbon disulfide	22	Methane, monochloro-	18
Cesium	3	Methanol	22
Chloride	0,067	Methyl acetate	23
Chlorine	1,8	Methyl acrylate	24
Chloroacetyl chloride	9,2	Methyl amine	33
Chromium	11	Methyl formate	18
Chromium VI	11	m-Xylene	43
Chrysene	40	Naphthalene	41
COD	0	Nickel	4

Emissões para água	(MJ/kg)	Emissões para água	(MJ/kg)
Nitrobenzene	26	Sodium, ion	0,16
o-Xylene	43	Strontium	8,6
Phenol	33	Sulfate	0,17
Phosphate	1,5	Sulfide	22
Phosphorus	28	Sulfur	19
Potassium, ion	0,32	t-Butyl methyl ether	38
Propanal	32	t-Butylamine	42
Propane, 1,2-dichloro-	18	Toluene	43
Propanol	33	Toluene, 2-chloro-	31
Propene	49	Triethylene glycol	25
Propylamine	40	Trimethylamine	41
Rubidium	4,5	Tungsten	4,5
Scandium	21	Urea	11
Selenium	4,4	Xylene	43
Silicon	30	Zinc	5,2
Sodium formate	4		
Emissões para o solo	**(MJ/kg)**	**Emissões para o solo**	**(MJ/kg)**
Aluminium	33	Magnesium	26
Ammonia	20	Manganese	8,8
Antimony	3,6	Mercury	0,54
Arsenic	6,6	Molybdenum	7,6
Barium	5,4	Nickel	4
Boron	58	Phosphorus	28
Bromide	0,37	Potassium	9,4
Cadmium	2,6	Silicon	30
Calcium	18	Sodium	15
Carbon	34	Strontium	8,6
Chromium	10	Sulfate	0,058
Chromium VI	11	Sulfide	12
Cobalt	4,5	Sulfur	19
Copper	2,1	Sulfuric acid	1,7
Fluoride	0,56	Tin	4,6
Heat, waste	0,016	Titanium	19
Iron	6,7	Vanadium	14
Lead	1,1	Zinc	5,2