

**MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2019/2020**

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE OPÇÕES DE FIM DE VIDA PARA  
VEDANTES DE CORTIÇA**

**FILIPA PINHO DE FARIA**

Dissertação submetida para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE**



**Presidente do Júri:** Cidália Maria de Sousa Botelho  
(Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da  
Universidade do Porto)

---

**Orientador académico:** Professora Belmira de Almeida Ferreira Neto (Professor Auxiliar do  
Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Faculdade de Engenharia da  
Universidade do Porto)

**Coorientador académico:** Professora Olga Cristina Pastor Neto (Professor Auxiliar do  
Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

**Orientador na empresa:** Ana Cristina Lopes Cardoso (Diretora de I&D da Cork Supply Portugal  
S.A.)

*Setembro, 2020*

---



*“Não importa de onde vim, mas, sim aonde quero chegar”*

*Eduardo Galeano*

---



## Agradecimentos

Um trabalho de mestrado é comparável a uma longa viagem onde somos confrontados todos os dias com inúmeros desafios, alegrias, tristezas, incertezas. Apesar de ser um trabalho solitário a que qualquer investigador está sujeito é também um trabalho de partilha de conhecimentos, apoio e força entre as diversas pessoas que conosco abraçaram este projeto.

Assim gostaria de agradecer a todos os professoras da FEUP que de alguma forma influenciaram o meu percurso académico, mas em especial às minhas orientadoras Professora Belmira Neto, orientadora desta dissertação, e Professora Olga Nunes, co-orientadora desta dissertação, pela motivação, ajuda, compreensão e disponibilidade transmitida durante este período.

À Cork Supply Portugal S.A, que sempre me recebeu de braços abertos e por ter possibilitado a realização deste estudo, bem como à Sr<sup>a</sup> Eng. Ana Cristina Cardoso pelo incansável apoio, disponibilidade e incentivo contaminando-me pelo seu entusiasmo durante a realização desta dissertação.

À minha família pelo apoio incondicional, especialmente aos meus pais e ao meu irmão pelas palavras sempre atentas e carinhosas cheias de incentivo e coragem nos momentos mais difíceis não vacilando em nenhum momento do meu potencial.

Aos meus amigos que sempre me acompanharam ao longo desta jornada e que contribuíram para que fosse um caminho rodeado de felicidade e diversão, mesmo nos momentos mais difíceis.

Agradeço também a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para o meu crescimento e que me ajudaram a ultrapassar esta etapa da minha vida.

A todos o meu sincero e profundo **obrigada!**

---

## Resumo

A indústria da cortiça é anualmente responsável pela produção de inúmeros vedantes de cortiça o que, conseqüentemente leva a geração de muitos resíduos quando estes chegam a sua fase de fim de vida. Perante as elevadas quantidades de vedantes consumidos é imperativo compreender o que lhes acontece no seu fim de vida, suscitando assim o interesse de avaliar estas opções de fim de vida. Adicionalmente, surge o interesse de compreender os comportamentos da cortiça a nível da biodegradabilidade deste material quando sujeitos à deposição em aterro.

Na revisão literária poucos são os estudos de ACV que analisam a fase do fim de vida dos vedantes de cortiça. Assim, surge este estudo que inicialmente teve como intuito a realização de um estudo relativamente ao comportamento dos diferentes vedantes no que toca a biodegradabilidade quando sujeitos à deposição em aterro. Devido à situação de confinamento vivida não foi possível passar do protocolo elaborado à implementação da atividade experimental. No entanto, de acordo com a norma EN NP 13432:2015, é possível concluir que as rolhas de cortiça natural podem ser consideradas como um produto biodegradável uma vez que são exclusivamente de origem natural.

A segunda parte deste estudo visa avaliar os impactes ambientais das diferentes alternativas de gestão de fim de vida dos vedantes de cortiça (Transporte e Recolha para reciclagem, Deposição em Aterro e a Incineração). O foco principal deste estudo é analisar a margem que a reciclagem de rolhas de cortiça poderá apresentar face à situação mundial existente para as diferentes opções de fim de vida das rolhas de cortiça. Para a avaliação dos impactes, identificaram-se vários cenários relativamente ao transporte e recolha dos vedantes de cortiça, considerando-se primeiramente o **cenário A** que analisará o impacte associado a quantidade de vedantes por área de país tendo em conta um potencial de reciclagem de 100% (**cenário A1**) e de 2% (**cenário A2**) até a unidade de recolha. Seguidamente considerou-se o **cenário B** que analisará o impacte associado ao transporte das rolhas pelos países com maior consumo de vinho (EUA, Itália, Alemanha, França, Espanha, China, Reino Unido e Portugal) até a unidade de transformação em Portugal (**cenário B1**), ou na Alemanha (**cenário B2**), ou em França (**cenário B3**), ou nos EUA (**cenário B4**), ou na China (**cenário B5**). Para todos os cenários considerou-se como unidade funcional *uma tonelada de vedantes de cortiça*. Foi utilizado o software *SimaPro versão 8.5.2*, através do método ReCiPe com perspetiva hierarquista.

Relativamente ao cenário A realizou-se uma análise comparativa entre o transporte dos vedantes com a deposição e a incineração e conclui-se que o processo da reciclagem (transformação) para os países da Europa poderá ter mais valias ambientais para todas as

---

categorias de impacto. Para os EUA e a China, verifica-se o mesmo com a exceção da categoria da Depleção da Camada de Ozono e da Depleção dos Recursos Fósseis.

Relativamente ao cenário B verifica-se que o impacto ambiental da reciclagem é altamente influenciado pela distância do transporte dos vedantes de cortiça desde o ponto de recolha até à unidade de transformação. Conclui-se que a melhor solução seria colocar a unidade de transformação num local próximo do ponto de recolha das rolhas.

**Palavras Chave (Tema):** Vedantes; Vinho; Biodegradabilidade; Reciclagem; Deposição em Aterro, Incineração; Impacte Ambiental

---



## Abstract

The cork industry is responsible for the annual production of numerous cork stoppers, which consequently leads to a massive waste production when they reach their end of life stage. In view of the high quantities of wine stoppers consumed, it is imperative to understand what happens to them at their end of life stage, stimulating the interest of evaluating these options. In addition, there is an interest in understanding the behaviors of cork in terms of the biodegradability of this material when subjected to landfill.

In the literary review, there are few LCA studies that analyze the end of life stage of cork stoppers. Thus, this study arises, which initially aimed to conduct a study regarding the behavior of different sealants with regard to biodegradability when subjected to landfill. Due to the situation of confinement experienced, it was not possible to move from the protocol developed to the implementation of the experimental activity. However, according to standard EN NP 13432: 2015, it is possible to conclude that natural cork stoppers can be considered as a biodegradable product since they are exclusively of natural origin.

The second part of this study aims to assess the environmental impacts of different of end of life management alternatives for cork stoppers (Transport and Collection for recycling, Landfill and Incineration). The main focus of this study is to analyze the margin that the recycling of cork stoppers can present in view of the existing world situation for the different options for the end of life of cork stoppers. For the assessment of impacts, several locations for transport were identified and chosen for cork closures, mainly considering scenario A, which will analyze the impact associated with the number of closures per country area, taking into account a 100% recycling potential ( scenario A1) and 2% (scenario A2) up to the unit of choice. Then scenario B will be considered, which will analyze the impact associated with the transport of corks by the countries with the highest consumption of wine (USA, Italy, Germany, France, Spain, China, United Kingdom and Portugal) to the processing plant in Portugal (scenario B1) , or in Germany (scenario B2), or in France (scenario B3), or in the USA (scenario B4), or in China (scenario B5). For all scenarios, a ton of cork stoppers was considered as a functional unit. SimaPro software version 8.5.2 was used, using the ReCiPe method with a hierarchical perspective.

In relation to scenario A, a comparative analysis was carried out between the transport of the closures with the deposition and the incineration and it is concluded that the recycling (transformation) process for the countries of Europe may have environmental benefits for all impact categories. For the USA and China, the same is true with the exception of the Ozone Layer Depletion and Fossil Resources Depletion category.

Regarding scenario B, it can be seen that the environmental impact of recycling is highly influenced by the transport distance of the cork stoppers from the collection point to the

---

processing plant. It was concluded that the best solution would be to place the processing unit in a location close to the stopper collection point.

**Key words (Theme):** Stoppers; Wine; Biodegradability; Recycling; Landfill, Incineration; Environmental Impact

---

## Declaração

Declaro, sob compromisso de honra, que este trabalho é original e que todas as contribuições não originais foram devidamente referenciadas com identificação da fonte.

*Filipa Pinho de Faria, 21/09/2020*

---

# Índice

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introdução .....</b>  | <b>1</b>  |
| 1.1      | Enquadramento .....  | 1         |
| 1.2      | Objetivos.....   | 4         |
| 1.3      | Organização da tese .....  | 5         |
| <b>2</b> | <b>Caracterização dos vedantes, distribuição e fim de vida .....</b>                       | <b>7</b>  |
| 2.1      | Vedantes para vinho engarrafado .....  | 7         |
| 2.1.1    | Cortiça natural.....   | 8         |
| 2.1.2    | Microaglomerados de cortiça .....  | 10        |
| 2.1.3    | Sintéticos de origem vegetal.....  | 11        |
| 2.2      | Pegada de Carbono dos vedantes.....  | 12        |
| 2.3      | Distribuição de vedantes pelo mundo .....  | 13        |
| 2.4      | Encaminhamento dos vedantes no seu fim de vida.....  | 15        |
| 2.4.1    | Deposição em aterro .....  | 16        |
| 2.4.2    | Incineração.....   | 16        |
| 2.4.3    | Reciclagem .....   | 17        |
| <b>3</b> | <b>Avaliação da biodegradabilidade dos vedantes em foco do estudo .....</b>                | <b>20</b> |
| 3.1      | Contextualização.....  | 20        |
| 3.2      | Descrição do protocolo para a avaliação da biodegradabilidade dos vedantes ...             | 24        |
| 3.2.1    | Materiais.....   | 24        |
| 3.2.2    | Condições do ensaio experimental.....  | 24        |
| 3.2.3    | Manutenção .....   | 26        |
| 3.2.4    | Determinação da degradação dos vedantes .....  | 26        |
| 3.2.5    | Análise das características do solo.....   | 27        |
| <b>4</b> | <b>Avaliação de cenários para diferentes opções de fim de vida dos vedantes de cortiça</b> | <b>29</b> |
| 4.1      | Definição do objetivo e âmbito .....   | 29        |
| 4.2      | Unidade funcional e definição de cenários para avaliação .....                             | 29        |
| 4.3      | Fronteiras do sistema .....  | 30        |

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
| <b>4.4</b> | <b>Inventário.....</b>   | <b>32</b> |
| <b>4.5</b> | <b>Avaliação do impacte ambiental .....</b>  | <b>37</b> |
| <b>4.6</b> | <b>Resultados e Discussão.....</b>   | <b>38</b> |
| 4.6.1      | Cenário A - Análise considerando a quantidade de vedantes de cortiça que são uma tonelada por área .....   | 38        |
| 4.6.2      | Cenário B - Análise considerando possíveis rotas de transporte e recolha de vedantes de cortiça 44   |           |
| <b>5</b>   | <b>Conclusões.....</b>   | <b>50</b> |
|            | <b>Referências.....</b>  | <b>53</b> |
|            | <b>Anexo A - Ciclo de vida dos vedantes.....</b>   | <b>59</b> |
|            | <b>Anexo B - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019.....</b>   | <b>61</b> |
|            | <b>Anexo C - Comportamento dos vedantes de cortiça no fim de vida .....</b>  | <b>63</b> |
|            | <b>Anexo D - Programas de Reciclagem de Vedantes de Cortiça .....</b>  | <b>66</b> |
|            | <b>Anexo E - Norma EN 13432 .....</b>  | <b>69</b> |
|            | <b>Anexo F -Quantidade de vedantes por área geográfica do país consumidor .....</b>  | <b>72</b> |
|            | <b>Anexo G - Diferença entre os impactes da deposição, da incineração para com o transporte, para cada país e para cada categoria de impacte .....</b> | <b>73</b> |
|            | <b>Anexo H - Resultados obtidos para os diferentes cenários para cada categoria de impacte ambiental .....</b>   | <b>78</b> |

## Índice De Figuras

|   |           |
|---|-----------|
| <i>Figura 1 - Distribuição do mercado de vedantes (mil milhões de unidades) [1].....</i>                              | <i>8</i>  |
| <i>Figura 2 - Vedantes de cortiça natural [1].....</i>  | <i>9</i>  |
| <i>Figura 3 - Vedantes de microaglomerados de cortiça [1] .....</i>   | <i>10</i> |
| <i>Figura 4 - Vedantes sintéticos de origem vegetal [2] .....</i>   | <i>11</i> |
| <i>Figura 5 - Pegada de carbono dos diferentes tipos de vedantes (berço-porta)[1, 6, 7] .....</i>                     | <i>12</i> |
| <i>Figura 6 - Densidade de vedantes por área de vinho consumidas no ano de 2019 (vedantes/Km<sup>2</sup>) [5].</i>    | <i>14</i> |
| <i>Figura 7 - Opções da gestão dos RSU dos principais países consumidores de vinho e de Portugal em 2017 [3].....</i> | <i>15</i> |
| <i>Figura 8 - Estrutura das Vendas de Cortiça por tipo de Produto para o ano de 2017 [43] .....</i>                   | <i>18</i> |

|   |    |
|---|----|
| <b>Figura 9</b> - Etapas para a certificação de um produto biodegradável [adaptado de [4]] .....  | 22 |
| <b>Figura 10</b> - Vedante Natural - Cork Supply Portugal (a); Vedante de microaglomerado de cortiça, DIAM5 - DIAM (b); Vedante de microaglomerados de cortiça, VINC - Cork Supply Portugal (c); Vedante de polietileno derivado da cana de açúcar - Nomarcorc's (d). ..... | 25 |
| <b>Figura 11</b> - Protótipo da instalação do ensaio experimental .....   | 25 |
| <b>Figura 12</b> - Processos das diferentes opções de fim de vida dos vedantes de cortiça. ....   | 31 |
| <b>Figura 13</b> - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para os dois cenários. ....  | 40 |
| <b>Figura 14</b> - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para a deposição em aterro e a incineração. ....   | 42 |
| <b>Figura 15</b> - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para o cenário A2, a deposição em aterro e a incineração. ....   | 43 |
| <b>Figura 16</b> - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para os vários cenários.....   | 45 |
| <b>Figura 17</b> - Representação gráfica dos valores do cenário B2 e das alternativas de gestão de RSU tendo em conta a atualidade para cada categoria de impacte. ....   | 47 |
| <b>Figura 18</b> - Representação gráfica dos valores do cenário B3 e das alternativas de gestão de RSU tendo em conta a atualidade para cada categoria de impacte .....   | 47 |
| <b>Figura 20</b> - Representação gráfica dos valores do cenário B3 e das alternativas de gestão de RSU para cada categoria de impactes -caso hipotético.....  | 49 |
| <b>Figura 19</b> - Representação gráfica dos valores do cenário B2 e das alternativas de gestão de RSU para cada categoria de impactes -caso hipotético.....  | 49 |
| <b>Figura B 1</b> - Fases da degradação dos resíduos sólidos urbanos num aterro típico [72] .....   | 65 |

## Índice De Tabelas

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabela 1</b> - Características comuns dos vários tipos de vedantes [1, 2] .....   | 2  |
| <b>Tabela 2</b> -Estimativa de utilização de vedantes pelo Mundo em 2019 (toneladas e milhões de vedantes) [1].....                            | 3  |
| <b>Tabela 3</b> - Nível de metais pesados presentes nos vedantes de cortiça .....  | 9  |
| <b>Tabela 4</b> - Nível de metais pesados presente nos vedantes de microaglomerados de cortiça.....  | 11 |
| <b>Tabela 5</b> - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019 e estimativa de garrafas e vedantes utilizados para os 7 países principais..... | 13 |

|   |           |
|---|-----------|
| <i>Tabela 6 - Normas para a certificação de produtos biodegradáveis [53].....</i>   | <i>22</i> |
| <i>Tabela 7 - Quantidade em número e em massa dos vedantes de cortiça utilizados para os sete países com maior consumo de vinho e para Portugal .....</i> | <i>33</i> |
| <i>Tabela 8 - Distância que cada país necessita de percorrer para recolher a UF.....</i>  | <i>34</i> |
| <i>Tabela 9 - Distância percorrida pelas rolhas em final de vida para os diferentes cenários .....</i>  | <i>35</i> |
| <i>Tabela 10 - Inventário do transporte das rolhas de cortiça usadas em função da unidade funcional para todos os cenários em estudo .....</i>            | <i>36</i> |
| <i>Tabela 11 - Quantificação dos impactes ambientais para os diferentes países considerados reportados á UF e para uma taxa de 2% .....</i>               | <i>38</i> |
| <i>Tabela 12 - Quantificação dos impactes ambientais para os diferentes países considerados reportados á UF e para uma taxa de 100%.....</i>              | <i>39</i> |
| <i>Tabela 13 - Quantificação dos impactes ambientais para as diferentes alternativas de gestão de resíduos reportados a UF.....</i>                       | <i>41</i> |
| <i>Tabela 14 - Quantificação dos impactes ambientais para os diferentes cenários considerados reportados á UF .....</i>                                   | <i>44</i> |
| <br>  |           |
| <i>Tabela A 1 - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019 e estimativa de garrafas e vedantes utilizados.....</i>                                      | <i>61</i> |

## Notação e Glossário

|                 |  |
|-----------------|--|
| ACV             | Avaliação do Ciclo de Vida                     |
| CC              | Alterações Climáticas                          |
| CH <sub>4</sub> | Metano   |
| CO <sub>2</sub> | Dióxido de Carbono                             |
| FD              | Depleção de recursos fósseis                   |
| FE              | Ecotoxicidade em Água Doce                     |
| HT              | Toxicidade Humana                              |
| ILCD            | International Reference Life Cycle Data System |
| ME              | Ecotoxicidade Marinha                          |
| NO <sub>2</sub> | Dióxido de Azoto                               |
| OD              | Depleção da Camada de Ozono                    |
| POF             | Formação de Oxidantes Fotoquímicos             |
| TA              | Acidificação Terrestre                         |
| TCA             | 2,4,6-Tricloroanisol                           |
| u.f.c           | Unidades formadoras de colónias                |
| UF              | Unidade funcional                              |

# 1 Introdução

## 1.1 Enquadramento

Os vedantes, como a sua própria definição o indica, são produtos utilizados para vedar. Independentemente das características do material utilizado como seja a cortiça, alumínio, plástico ou até mesmo vidro, a sua principal função não muda. Este tipo de materiais é muito utilizado no engarrafamento de vinhos, uma vez que asseguram a sua vedação no recipiente de vidro, contribuindo para que não ocorra entrada de oxigénio, dióxido de carbono e outros gases, além de sabores e aromas que possam afetar ou alterar a qualidade sensorial do vinho [8].

A função de vedação é normalmente extensa contudo, dependendo do tipo de vinho que se pretenda obter, esta poderá prolongar-se ou não no tempo [9]. Ao longo do tempo o vinho em garrafa sofre maturação, ou seja, o seu envelhecimento nobre contribui para que ocorram inúmeros processos físico-químicos, quer entre os seus componentes, quer entre estes e as substâncias que compõem o ambiente interno da garrafa. Esta evolução gradual do vinho em garrafa dá-se num ambiente com baixíssimo teor de oxigénio, porém necessário e suficiente para fazer evoluir o vinho corretamente. A necessidade de oxigénio para esta evolução correta dependerá do tipo de vinho a obter [9].

À primeira vista, na compra de vinho, a decisão raramente é tomada tendo em conta o tipo de vedante, mas sim pelas qualidades que o vinho apresenta. Contudo se algum problema surgir na qualidade do mesmo, a causa disso pode estar diretamente relacionada com o tipo de vedante utilizado. Segundo a Organização Europeia da Embalagem e do Ambiente (EUROPEN), a embalagem deverá ser considerada como parte da resolução do problema e não como um obstáculo à solução, uma vez que o desempenho da embalagem estará diretamente relacionado com as funções que desempenha e os seus componentes [10]. Posto isto, as características dos vários vedantes são essenciais para que a qualidade e a vedação do vinho sejam asseguradas, impedindo assim a oxidação excessiva [9, 11].

Quando se passou a produzir e a consumir vinho engarrafado, os vedantes de cortiça natural eram o padrão pelo qual o vinho era embalado e apresentado aos consumidores [8]. No entanto, na década de 80 do séc. XX a crescente consciencialização dos consumidores face aos problemas associados à cortiça, o TCA (2,4,6-Tricloroanisol) caracterizado como um cheiro a mofo e que provoca alterações sensoriais nos vinhos devido à sua transferência desde a rolha de cortiça até ao vinho, incentivou os produtores de vinho a recorrerem a vedantes alternativos que fossem capazes de eliminar este problema, como vedantes de materiais sintéticos e de rosca [8, 12, 13].

Atualmente, apesar do problema associado ao TCA estar praticamente resolvido através de análises sensoriais, as indústrias de vinho ponderam qual será o vedante mais adequado e eficaz para os vários tipos de vinho. Contudo, existem algumas hesitações relativamente aos vedantes alternativos e ao seu sucesso de vedação, como a má imagem por parte de alguns consumidores e as consequências que poderá ter na fase de envelhecimento a longo prazo [8, 13]. A Tabela 1 apresenta um resumo das características gerais mais comuns dos vários tipos de vedantes existentes no mercado [9].

*Tabela 1 - Características comuns dos vários tipos de vedantes [1, 2]*

|                                | CONSTITUIÇÃO   | DIMENSÕES<br>(C x L) mm          | DENSIDADES<br>Kg/m <sup>3</sup> | GRANULOMETRIA<br>mm |
|--------------------------------|--|----------------------------------|---------------------------------|---------------------|
| VEDANTES NATURAIS              | Cortiça Natural  | 38/45/49/5<br>4<br>x<br>24/25/26 | 120-220                         | Não aplicável       |
| VEDANTES MICROAGLOMERADOS      | 75% Cortiça aglomerada<br>1% microesferas expansivas<br>24% Cola aglutinante | 38/44/49<br>x<br>24              | 250-300                         | 0,5 - 1,0           |
| VEDANTE SINTÉTICO - GREEN LINE | Polietileno verde derivado da cana-de-açúcar                                 | 44/47/52<br>x<br>23,5            | 304-309                         | Não aplicável       |
| VEDANTE SINTÉTICO              | Polietileno de baixa densidade   | 37/40/43<br>x<br>22,5            | 300                             | Não aplicável       |
| SCREW CAP                      | Metal ou Plástico  | 30 x 60                          | Não aplicável                   | Não aplicável       |

O mercado dos vedantes é um mercado bastante complexo, uma vez que, anualmente, é necessária a produção de milhões de vedantes para satisfazer as necessidades da indústria vinícola. Dados mundiais disponibilizados pela empresa Cork Supply Portugal reportam que, em 2019, os vedantes de cortiça natural geraram 281 milhões de euros, os vedantes de aglomerados de cortiça (Rolhas técnicas) geraram 247 milhões de euros e os vedantes sintéticos, aproximadamente, 180 milhões de euros, o que correspondente, respetivamente a, cerca de 2560 milhões de unidades, 6170 milhões de unidades e 2220 milhões de unidades [Tabela 2] [1].

Tabela 2 -Estimativa de utilização de vedantes pelo Mundo em 2019 (toneladas e milhões de vedantes) [1]

| PAÍS<br>Ano de 2019 | NATURAIS<br>ton | NATURAIS<br>Milhões de<br>vedantes | TÉCNICAS<br>ton | TÉCNICAS<br>Milhões de<br>vedantes | SINTÉTICAS<br>ton | SINTÉTICAS<br>Milhões de<br>vedantes |
|---------------------|-----------------|------------------------------------|-----------------|------------------------------------|-------------------|--------------------------------------|
| <b>EUROPA</b>       | 7 644           | 2 086                              | 29 989          | 5 049                              | 7 758             | 1 355                                |
| <b>EUA</b>          | 971             | 265                                | 3 178           | 535                                | 3 550             | 620                                  |
| <b>AMÉRICA SUL</b>  | 421             | 115                                | 3 029           | 510                                | 1 231             | 215                                  |
| <b>AUSTRÁLIA</b>    | 253             | 69                                 | 226             | 38                                 | 115               | 20                                   |
| <b>CHINA</b>        | 154             | 42                                 | 3 029           | 510                                | 86                | 15                                   |
| <b>ÁFRICA SUL</b>   | 73              | 20                                 | 202             | 34                                 | 12                | 2                                    |
| <b>TOTAL MUNDO</b>  | 9 362           | 2 555                              | 36 623          | 6 166                              | 12 664            | 2 212                                |

Focando apenas na análise do consumo dos vedantes de cortiça [Tabela 2], depara-se que a Europa é o maior consumidor deste tipo de vedantes, tanto os de cortiça natural como os de microaglomerados de cortiça (Rolha técnica).

Perante as elevadas quantidades de vedantes consumidos é imperativo compreender o que acontece a esta quantidade de vedantes no seu fim de vida. Considerando que num futuro serão designados como resíduos, irão necessitar de um encaminhamento quer seja o mais económico ou o mais sustentável possível. Esta abordagem carece de algum interesse, uma vez que, um dos parâmetros para um desenvolvimento sustentável é a elaboração de estratégias para a gestão de resíduos eficazes e sustentáveis. O fim de vida útil, de acordo com a EUROOPEN, deve ser algo que é pensado ao longo de toda a cadeia de valor. Cada parte assume assim responsabilidades sobre a decisão do fim de vida de um produto. Dito isto, é crucial que ao longo da cadeia de valor, tanto individualmente ou em conjunto, se tenha em consideração o impacto das ações de modo a obter uma maximização a nível da sustentabilidade.

A revisão bibliográfica demonstra que é escasso o número de estudos referentes aos vários tipos de vedantes e aos impactos associados a estes, assim como, às diferentes opções para o seu fim de vida. Apesar de se identificarem alguns estudos de Avaliação de Ciclo de Vida, focados nos vedantes de cortiça natural, uma grande parte destes não realiza uma análise detalhada no que toca à sua etapa final. A revisão dos estudos recolhidos da bibliografia mostra que os estudos de ACV de Demertzi et al. (2016), González-García et al. (2013) e Mestre et al. (2013) excluíram a etapa de fim de vida devido à escassez de informações disponíveis [14-16]. Rives et al. (2010) consideram apenas o aterro como opção para o destino final das rolhas naturais, enquanto que o trabalho de Silva (2009) considerou-se também a incineração como uma das duas opções de fim de vida [17, 18]. O estudo de PwC / Ecobilan (2008) é dos únicos que

compara os diferentes tipos de vedantes, tanto a nível de características como de processo. No que toca às opções de fim de vida este estudo também considerou apenas uma opção para o destino final das rolhas naturais (aterro), contudo no que toca aos vedantes de plástico e de alumínio foram consideradas duas opções - deposição em aterro e reciclagem. O estudo conclui que, relativamente ao fim de vida, a reciclagem dos vedantes de plástico tem um impacto benéfico para alguns dos indicadores estudados, o que corresponde à preservação de recursos e aos impactos associados. Já os vedantes de alumínio também apresentam um impacto benéfico devido à introdução do alumínio reciclado como material secundário para produtos de embalagem de alimentos [19]. No trabalho de Amorim (2018) considera como opções de fim de vida a deposição em aterro e a incineração, quer para as rolhas naturais quer para as microaglomeradas [20]. É de salientar o estudo de Demertzi et al. (2015) que aponta para que no futuro a opção da reciclagem das rolhas naturais e a incineração com reaproveitamento energético sejam considerados uma vez que ambas apresentam menor impacto ambiental quando comparadas com as outras opções de fim de vida sugeridas no estudo [21].

Apesar destas conclusões persistem dúvidas sobre os benefícios ambientais do processo de reciclagem, dada a necessidade de transportar as rolhas de cortiça natural para a indústria de transformação [21]. Este trabalho visa compreender melhor o processo de biodegradação da cortiça e avaliar a sustentabilidade ambiental associada às diferentes opções alternativas ao aterro, nomeadamente, a reciclagem e a incineração.

## 1.2 Objetivos

Os principais objetivos desta dissertação centram-se na avaliação e comparação dos potenciais impactos ambientais causados na fase do fim de vida dos vedantes de cortiça a fim de poderem apoiar a decisão relativamente aos destinos potencialmente mais sustentáveis ambientalmente para o fim de vida útil das rolhas de cortiça.

A quantificação do impacto ambiental associada às diferentes opções de fim de vida irá permitir avaliar as diferentes opções do fim de vida dos vedantes de cortiça (Deposição em aterro, Incineração e Reciclagem). No estudo serão considerados vários cenários para a gestão de final de vida das rolhas de cortiça e a ACV será aplicada para avaliar a(s) alternativa(s) e o(s) cenário(s) com menor impacto ambiental para o fim da vida útil das rolhas de cortiça.

Cada um dos cenários de fim de vida é avaliado com recurso ao programa SimaPro versão 8.5.2 (Pré Consultants, 2017) utilizando a metodologia de avaliação de impactos ReCiPe considerando a perspectiva hierarquistada (H) onde no fim as diferentes categorias de impacto ambiental serão analisadas. As categorias de impacto que serão levados em conta ao longo da dissertação são as Alterações Climáticas (CC), a Depleção da Camada de Ozono (OD), a Acidificação Terrestre (TA), a Toxicidade Humana (HT), a Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF), a Ecotoxicidade

em Água Doce (FE), a Ecotoxicidade Marinha (ME) e a Depleção de recursos fósseis (FD). Por fim, serão retiradas conclusões no que toca as diferentes opções de fim de vida e as vantagens que a implementação de um processo otimizado de reciclagem pode ou não apresentar a nível ambiental.

Esta dissertação também apresenta como objetivo a montagem das condições necessárias para a realização de um estudo exploratório relativamente ao comportamento dos diferentes vedantes (de cortiça natural, de microaglomerados de cortiça e de polietileno de origem vegetal) quando depositados em aterro com o intuito de avaliar a biodegradação dos mesmos. Devido à situação de pandemia que obrigou ao confinamento, logo após a montagem do protocolo experiencial, não foi possível desenvolver muito este tema na dissertação.

### 1.3 Organização da tese

O **Capítulo 1** apresenta os objetivos da dissertação e, refere quais os vedantes alvo da avaliação da biodegradabilidade e da avaliação de cenários, contemplando distintas opções para o fim de vida dos vedantes. Neste capítulo é definido a organização dos diferentes capítulos da dissertação.

O **Capítulo 2** caracteriza os vedantes usados para vinho engarrafado e realiza o levantamento da localização dos principais focos de acumulação de vedantes em fim de vida, de modo a servir de base para detalhar as oportunidades para o encaminhamento (opções de fim de vida disponíveis) e relacioná-las com as condicionantes (transporte para pontos de recolha, ou para pontos de tratamento, etc.).

O **Capítulo 3** é um trabalho exploratório com foco no estudo da biodegradabilidade dos vedantes de cortiça, de microaglomerados de cortiça e os vedantes sintéticos de origem vegetal e inclui uma descrição do procedimento para a realização dos testes de biodegradabilidade com uma duração de 3 anos. O desenho do procedimento teve em consideração o objetivo de comparar a biodegradabilidade dos vedantes quando depositos no solo, dada a representatividade que este tipo de solução possui no de fim de vida dos vedantes. O capítulo começa por definir o conceito da biodegradabilidade e apresentam-se as normas existentes para certificar um produto como biodegradável. É ainda feita referência a normas para realização de ensaios de biodegradabilidade.

O **Capítulo 4** avalia ambientalmente as várias opções de fim de vida para os vedantes de cortiça, considerando a reciclagem, incineração e deposição em aterro. Com o intuito de compreender a influência do final de vida nos resultados de impacte foram formulados cenários. O **cenário A** avalia o impacte ambiental associado a quantidade de vedantes por área de país considerando dois cenários. O **cenário A1** analisa o impacte ambiental da distância percorrida para recolher uma tonelada de vedantes com uma taxa de potencial de reciclagem de 100% e o **Cenário A2**

analisa o impacto ambiental da distância percorrida para recolher uma tonelada de vedantes com uma taxa de potencial de reciclagem de 2%. Posteriormente analisar-se-á comparativamente com a deposição e a incineração de modo a averiguar que impacto poderá ainda estar associado a reciclagem. O **cenário B** analisa o impacto ambiental associado ao transporte das rolhas de cortiça utilizadas para potencial reciclagem, ou seja, o transporte das rolhas para unidades de transformação. O **cenário B1** analisa o impacto ambiental de transportar as rolhas de cortiça usadas provenientes de Portugal, Espanha e França para a unidade de transformação em Portugal, o **cenário B2** analisa o impacto ambiental de transportar as rolhas de cortiça usadas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha, o **cenário B3** analisa o impacto ambiental de transportar as rolhas de cortiça usadas provenientes de Itália, Reino Unido, França, Alemanha e Espanha para a unidade de transformação em França, o **cenário B4** analisa o impacto ambiental do transporte das rolhas de cortiça usadas provenientes dos EUA para a unidade transformadora dos EUA e o **cenário B5** analisa o impacto ambiental de transportar as rolhas de cortiça usadas na China para a unidade transformadora na China. No fim, comparam-se os diferentes cenários entre si e com as outras opções de fim de vida (deposição e incineração) de forma a compreender e analisar qual o que apresenta maior vantagens a nível ambiental com o intuito de contribuir para decisões futuras relativamente a gestão de fim de vida das rolhas.

## 2 Caracterização dos vedantes, distribuição e fim de vida

### 2.1 Vedantes para vinho engarrafado

Como já referido, no mundo da indústria dos vinhos o aparecimento de problemas nos vedantes de cortiça desencadeou uma revolução no mercado de vedantes. Atualmente, apesar da maioria dos países da Europa continuarem a eleger os vedantes de cortiça para a vedação dos vinhos de garrafa e estarem sensibilizados para a utilização da cortiça, nos países do Novo Mundo (Austrália, Nova Zelândia, África do Sul, Chile, Argentina, Uruguai, E.U.A., entre outros) os vedantes alternativos vão sendo cada vez mais consumidos. Posto isto, analisar as vantagens da utilização de cada tipo de vedante torna-se interessante, uma vez que estas podem ser vistas como vantagens competitivas entre eles tanto a nível técnico, como económico e ambiental [13].

No desenrolar deste trabalho apenas se irá focar nos vedantes que apresentem propostas com vantagens a nível ambiental, tanto a nível de biodegradabilidade como a nível de possível reciclagem, uma vez que se tem tornado cada vez mais urgente, a necessidade de se preservar a natureza e atuar de maneira ecologicamente equilibrada e responsável. Isto surge, devido às evidências científicas dos impactos das mudanças climáticas no vinho e devido aos consumidores e revendedores estarem com mentes mais direcionadas para as questões ecológicas optando, assim, pela escolha de produtos mais ecológicos [22].

O estudo do mercado de vedantes é imperioso, uma vez que, as ações dos produtores de vinho, dos fabricantes de vedantes bem como as atitudes dos consumidores de vinho são fatores que estão diretamente relacionados com a evolução e a diversificação do mercado de vedantes, tanto a nível nacional como internacional [13]. Devido à incerteza destes fatores, determinar as quotas de mercado de cada tipo de vedante, como a sua dimensão, é uma tarefa complicada, uma vez que poucas são as estatísticas oficiais disponibilizadas. Contudo de acordo com informação recolhida diretamente no mercado em que opera do universo geral de vedantes [Figura 1] a Cork Supply estima que 35% são vedantes aglomerados ou microaglomerados de cortiça, 22% são os *screw caps* (tampas de rosca), 14% são vedantes de cortiça natural, 12% são vedantes sintéticos, 8% são vedantes de cortiça 1+1 e 8% são vedantes para champagne [1].

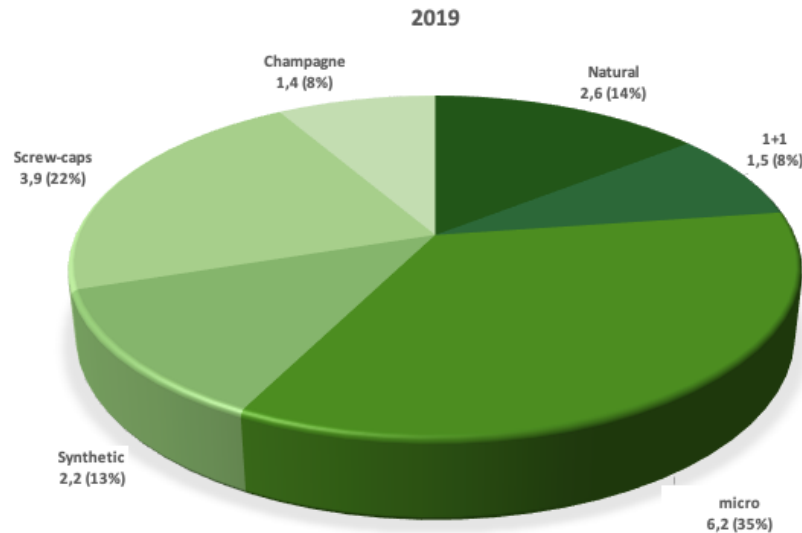


Figura 1 - Distribuição do mercado de vedantes (mil milhões de unidades) [1]

Com a imprevisibilidade da preferência do consumidor e a evolução dos países, é importante referir que o mercado de vedantes não tem, em todos os países, o mesmo tipo de comportamento e que a sua evolução e distribuição não é constante. É de notar que, neste universo, os *screw cap* representam elevadas percentagens relativas nalguns mercados. Contudo, apesar de apresentarem potencial de reciclagem, considerando que são incorporados nos sistemas de reciclagem de plástico e metal, estes tipos de vedantes não são biodegradáveis. Assim ao longo da dissertação apenas serão analisados os vedantes de cortiça natural, os vedantes de microaglomerados de cortiça (Técnica) e os vedantes sintéticos fabricados a partir de polímeros produzidos com matérias-primas de origem vegetal.

### 2.1.1 Cortiça natural

Os vedantes de cortiça natural [Figura 2] ou as rolhas naturais como usualmente são designadas, são produzidas a partir da casca do sobreiro, para os quais a primeira extração ocorre apenas quando o sobreiro atinge os seus 25 a 30 anos de vida. Durante todo o crescimento e desenvolvimento do montado de sobreiro ocorre a captação de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) da atmosfera, o qual ficará armazenado nos seus tecidos perenes, bem como no solo como matéria orgânica [20]. Este armazenamento manter-se-á na cortiça durante todo o seu tempo de vida útil. Após a primeira extração poderão ser necessários mais dois descortiçamentos para que a cortiça reúna as características ideais para a sua utilização, normalmente designada por cortiça amadia. Os períodos de descortiçamento são definidos por lei, devendo ser respeitados intervalos de mínimos de 9 anos, ou 12 anos ou até mesmo 13 anos, dependendo das regiões produtoras, entre tiradas (extrações) sucessivas na mesma árvore. Após a extração, a cortiça amadia terá que ter um período de estabilização mínimo durante seis meses para seguidamente

ser cozida, escaldada e encaminhada para a indústria de transformação, iniciando-se o processo de produção das rolhas de cortiça natural. Estas são fabricadas por brocagem a partir de uma peça única de cortiça e a sua produção passa por um conjunto de etapas que se diferenciam quanto ao tipo de rolha que se pretende produzir [9, 20, 23]. O ciclo de vida dos vedantes de cortiça natural encontra-se esquematizado no Anexo A. Os vedantes de cortiça natural são um produto que assegura a hermeticidade de forma eficaz em garrafas de vidro, protegendo o vinho da oxidação, mas permitindo, ao mesmo tempo, a transferência de oxigénio necessária ao seu envelhecimento. As notáveis propriedades físicas e mecânicas da cortiça (leve, inerte, impermeáveis a líquidos e gases, compressíveis e elásticas, isolante térmico e acústico, de combustão lenta e muito resistente ao atrito) fazem com que esta seja o material ideal para vedantes de vinhos de qualidade, principalmente para vinhos de estágio que exigem um longo período de conservação [1, 24].



Figura 2 - Vedantes de cortiça natural [1]

### Caracterização química

A nível de composição química os vedantes de cortiça são constituídos por 45% de suberina 25% lenhina, 20% celulose e 5% de ceras, de taninos e de minerais [17]. Tendo em conta os sugeridos pela norma EN 13 432, a nível de metais pesados, a rolha de cortiça apresenta todos os seus valores dentro dos limites estabelecidos pela mesma [Anexo E]. Estes resultados foram facultados pela empresa Cork Supply e seguiram as recomendações do Regulamento 10 de 2011 [Tabela 3] [1, 25].

Tabela 3 - Nível de metais pesados presentes nos vedantes de cortiça

| ELEMENTO | mg /Kg em matéria seca |
|----------|------------------------|
| Cr       | <0,67                  |
| Pb       | <0,83                  |
| Hg       | <0,33                  |
| Cd       | <0,067                 |

### 2.1.2 Microaglomerados de cortiça

Os vedantes de microaglomerados de cortiça [Figura 3], que fazem parte do conjunto de produtos de cortiça designados vulgarmente por rolhas técnicas, são constituídos por um corpo de cortiça aglomerada de granulometria específica, dependendo do tipo de vedante que se pretende, mas que no caso das microaglomeradas utilizam grão de 0,5mm até 3mm de dimensão. O corpo é produzido a partir de granulados provenientes de subprodutos de cortiça, nomeadamente os derivados da brocagem de rolhas naturais. Estes serão colados entre si através de resinas de poliuretano, adesivos aprovados para contacto alimentar [9]. O ciclo de vida dos vedantes de microaglomerados de cortiça encontra-se esquematizado no Anexo A. Os vedantes de microaglomerados de cortiça, tal como os vedantes naturais de cortiça têm em si armazenado o CO<sub>2</sub> que aí se manterá até ao fim da sua vida útil, na fração relativa à cortiça (+75% da massa total). As rolhas técnicas, contrariamente às naturais, foram concebidas para engarrafar vinhos destinados a ser consumidos num curto período (2 a 5 anos). Além da vantagem económica que apresentam para vinhos de menor preço e de alta rotação, estas rolhas têm, ainda, a vantagem de serem completamente homogéneas dentro do lote e de serem reconhecidas pela sua estabilidade química e pela sua resistência mecânica, comportando-se de maneira exemplar em relação à torção a que são submetidas nas fases de engarrafamento e desarrolhamento [1, 9].



Figura 3 - Vedantes de microaglomerados de cortiça [1]

#### **Caracterização química**

A composição dos vedante de microaglomerados de cortiça é obtida através de granulados de cortiça e um aglutinante. Os granulados de cortiça, do peso final do vedante, representam no mínimo 75%. O aglutinante, que tem como função consolidar os granulados de cortiça e preencher os espaços vazios entre os granulados, representa no máximo 30% do peso final dos vedantes. A sua composição contém ainda microesferas que são responsáveis por proporcionar aos vedantes compressibilidade e elasticidade. Estas representam no máximo 3% do peso final dos vedantes. A nível dos metais pesados, como a rolha de cortiça natural, os valores encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela norma EN 13 432 [Anexo E]. Estes dados foram facultados pela empresa Cork Supply e seguiram as recomendações do Regulamento 10 de 2011 [Tabela 4] [1, 25].

Tabela 4 - Nível de metais pesados presente nos vedantes de microaglomerados de cortiça

| ELEMENTO | mg /Kg em matéria seca |
|----------|------------------------|
| Cr       | <0,67                  |
| Pb       | <0,83                  |
| Hg       | <0,33                  |
| Cd       | <0,067                 |

### 2.1.3 Sintéticos de origem vegetal

Os vedantes de polietileno verde derivado da cana-de-açúcar [Figura 4], são produzidos de matérias de origem vegetal o que permite que a sua pegada de carbono seja reduzida em comparação com os polímeros convencionalmente usada para a produção de outros vedantes sintéticos. Este polietileno apresenta as mesmas propriedades, desempenho e versatilidade que os polietilenos de origem fóssil o que facilita a rápida incorporação na cadeia produtiva de plástico. A produção deste polietileno verde começa na plantação e cultivo da cana-de-açúcar, onde através do seu processo natural de fotoautotrofia ocorrerá a captação do CO<sub>2</sub>. Após o seu período de crescimento e maturação a cana-de-açúcar é colhida e transportada para um estabelecimento industrial onde será moída e transformada em açúcar e etanol. O etanol é então encaminhado para as instalações onde decorrerão os processos de desidratação que darão origem ao etano verde que posteriormente será polimerizado dando origem ao polietileno verde, o plástico da cana-de-açúcar [26, 27]. O polietileno verde será encaminhado para as instalações de produção de vedantes onde ocorrerá a sua produção. O ciclo de vida dos vedantes sintéticos de origem vegetal encontra-se esquematizado no Anexo A. Os ingredientes à base de plantas utilizados na produção de matérias-primas para fabrico de vedantes são colhidos através de técnicas sustentáveis, isto é, que garantem que não haja efeitos negativos no fornecimento de alimentos ou no meio ambiente. A sua aparência natural e um revestimento macio garantem um bom desempenho de engarrafamento, onde aos consumidores é oferecido uma experiência suave na fase de engarrafamento e desenvolvimento [28].



Figura 4 - Vedantes sintéticos de origem vegetal [2]

### Caracterização química

A composição dos vedantes sintéticos de origem vegetal é constituído por polietileno verde proveniente do etanol da cana-de-açúcar [29]. A nível de metais pesados não foi possível obter devido à falta de informação disponível.

## 2.2 Pegada de Carbono dos vedantes

O estudo da avaliação da pegada de carbono é um estudo que identifica as emissões de gases com efeito de estufa ao longo de um processo ou tempo de vida de um produto.

Com o propósito de fundamentar a decisão final dos vedantes escolhidos para estudo, não se pode deixar despercebido a pegada de carbono que cada um apresenta [Figura 5]. Neste caso, teve-se em conta estudos que considerassem as fases do ciclo de vida que vão desde o berço à porta. Os estudos demonstram que a pegada de carbono das rolhas de cortiça natural é de -8,9 Kg CO<sub>2</sub>/1000 rolhas, das rolhas microaglomeradas é de -2,1 Kg CO<sub>2</sub>/1000 rolhas e que a dos vedantes sintéticos de origem vegetal é de -1,0 Kg CO<sub>2</sub>/1000 de rolhas [1]. É de salientar que os vedantes sintéticos e os *screwcaps* são responsáveis pela emissão de níveis de CO<sub>2</sub> mais elevados quando reportados à 1000 vedantes produzidos.

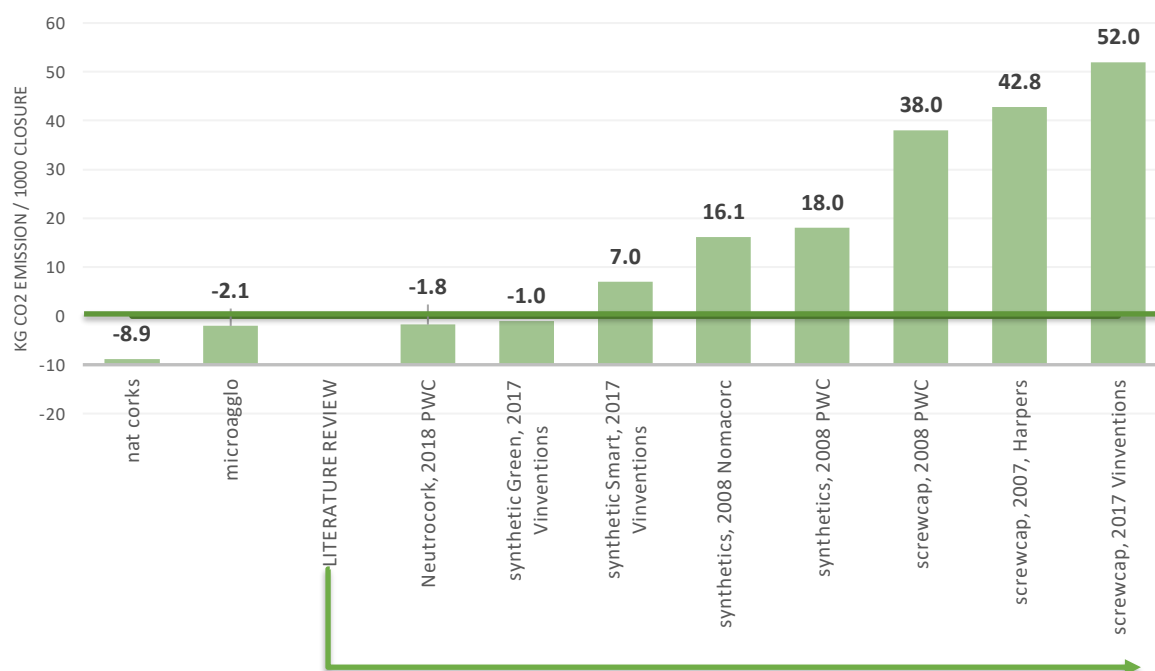


Figura 5 - Pegada de carbono dos diferentes tipos de vedantes (berço-porta)[1, 6, 7]

## 2.3 Distribuição de vedantes pelo mundo

A indústria vinícola é a principal responsável pela distribuição de vedantes pelo mundo. Assim, o estudo do mercado do vinho engarrafado é essencial para se entender a distribuição que os vedantes apresentam pelo mundo. Este estudo revela o volume de vedantes que é encaminhado para o seu fim de vida anualmente nos vários países onde o vinho é consumido [Tabela 5]. Analisou-se o consumo mundial de vinho engarrafado e para tal, utilizou-se a referência de 53% relativo a vinho engarrafado transacionado conforme indicado pela a OIV a nível mundial [5]. Partindo deste pressuposto, podem-se então estimar as quantidades consumidas em cada país e, por conseguinte, a quantidade de vedantes que serão encaminhados para a última etapa do seu ciclo de vida (uma garrafa de vinho contém 750 mL) [Figura 6]. Para o estudo consideraram-se os sete países que apresentam maior consumo de vinho engarrafado em hectolitros [Anexo B], sendo estes os Estados Unidos com 18 milhões de hL, França com 14 milhões de hL, Itália com 12 milhões de hL, Alemanha com 11 milhões de hL, China com 9 milhões de hL, o Reino Unido com 7 milhões de hL e a Espanha com 6 milhões de hL. Nas secções seguintes para além destes países ter-se-á em conta o caso particular de Portugal apesar de este apresentar apenas um consumo de vinho engarrafado de 5 milhões de hL o correspondente a 353 milhões de vedantes.

*Tabela 5 - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019 e estimativa de garrafas e vedantes utilizados para os 7 países principais.*

| PAÍS          | CONSUMO DE VINHO<br>[5, 30]<br>(Milhões hL) | CONSUMO DE VINHO<br>ENGARRAFADO<br>(Milhões hL) | VEDANTES<br>(Milhões) | DENSIDADE DE<br>VEDANTES<br>(vedantes/área (Km <sup>2</sup> )) |
|---------------|---|---|-----------------------|--|
| EUA           | 33  | 18  | 2 332                 | 299  |
| FRANÇA        | 27  | 14  | 1 873                 | 3 399  |
| ITÁLIA        | 23  | 12  | 1 597                 | 5 306  |
| ALEMANHA      | 20  | 11  | 1 442                 | 4 049  |
| CHINA         | 18  | 9   | 1 258                 | 132  |
| REINO UNIDO   | 13  | 7   | 919                   | 3 796  |
| ESPAÑA        | 11  | 6   | 784                   | 1 556  |
| OUTROS PAÍSES | 80  | 42  | 5 646                 | 105  |
| MUNDO         | 244   | 129   | 17 242                | 34   |

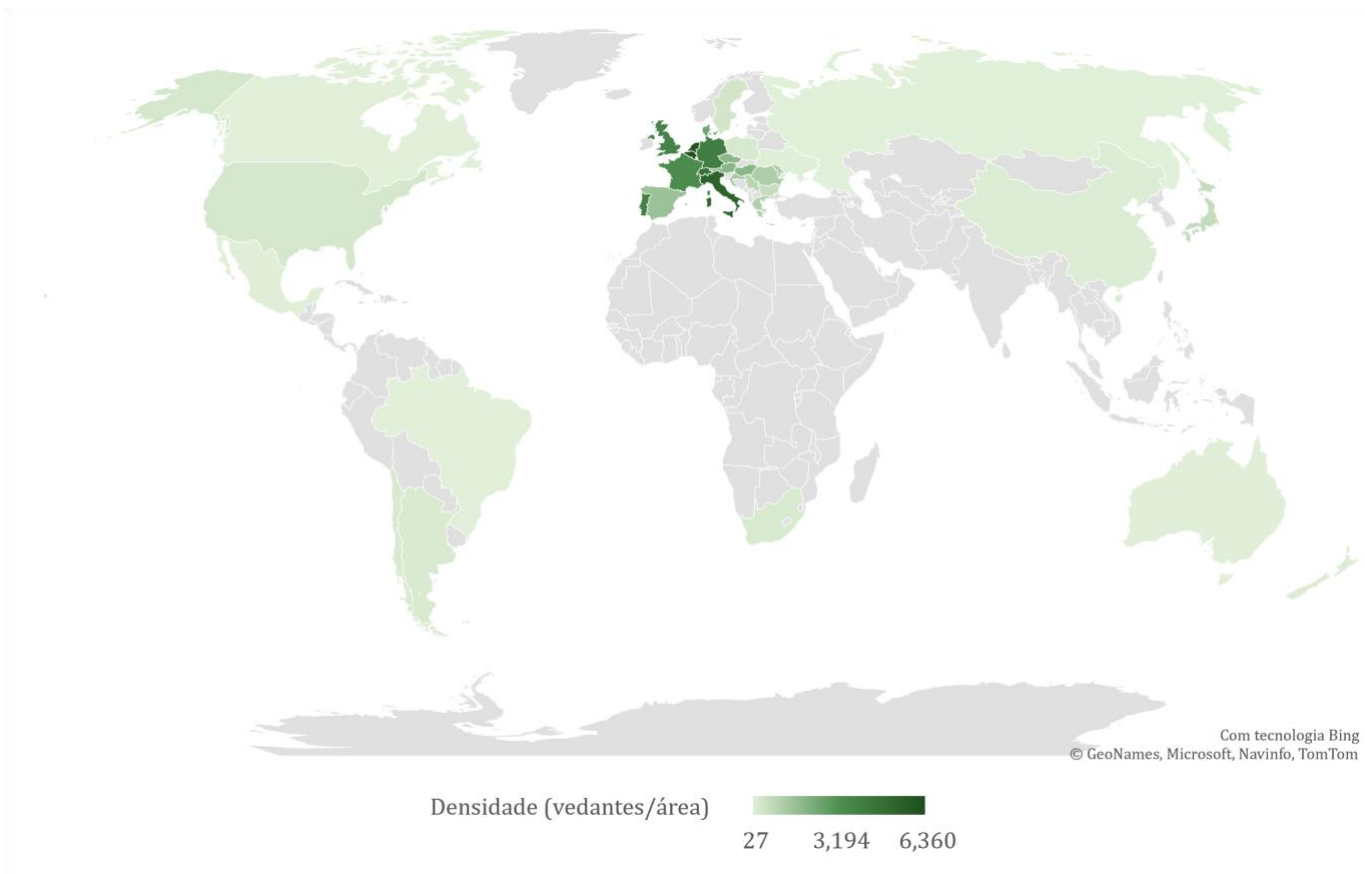


Figura 6 - Densidade de vedantes por área de vinho consumidas no ano de 2019 (vedantes/Km<sup>2</sup>) [5]

## 2.4 Encaminhamento dos vedantes no seu fim de vida

No fim de vida, os vedantes de vinho engarrafado são normalmente considerados como resíduos sólidos urbanos (RSU) e como tal seguem um destino idêntico a estes. Os resíduos sólidos urbanos apresentam algumas características que os distinguem dos demais resíduos e, como tal, é necessário na sua origem serem devidamente separados e classificados, para que o seu destino final seja o mais adequado e o menos nefasto para a saúde humana e para o ambiente [31].

Os vedantes são então classificados, segundo a Lista Europeia de Resíduos (código LER), no capítulo 20 - *Resíduos urbanos e equiparados (resíduos domésticos, do comércio, indústria e serviços)* [32]. A gestão dos resíduos sólidos urbanos de uma determinada região ou país passam essencialmente por deposição em aterro e incineração, podendo as suas percentagens variar conforme o desenvolvimento do país ou região [3]. Contudo, para além destas opções tradicionais de eliminação e em conformidade com a Diretiva 2008/98/CE, que define a hierarquia de gestão de resíduos, existem alternativas como a reciclagem e a compostagem. Ambas as alternativas são analisadas nesta dissertação sendo que cada uma delas apresenta algumas variáveis. A eficiência da reciclagem dependerá tanto do envolvimento e sensibilização do utilizador como da existência de meios de seleção e recolha das rolhas. Na alternativa da compostagem, surge a relevância de estudar a biodegradabilidade das rolhas, temática que será abordada no capítulo 3. A Figura 7 expressa o final de vida dado aos RSU para os principais países consumidores de vinho e para Portugal.

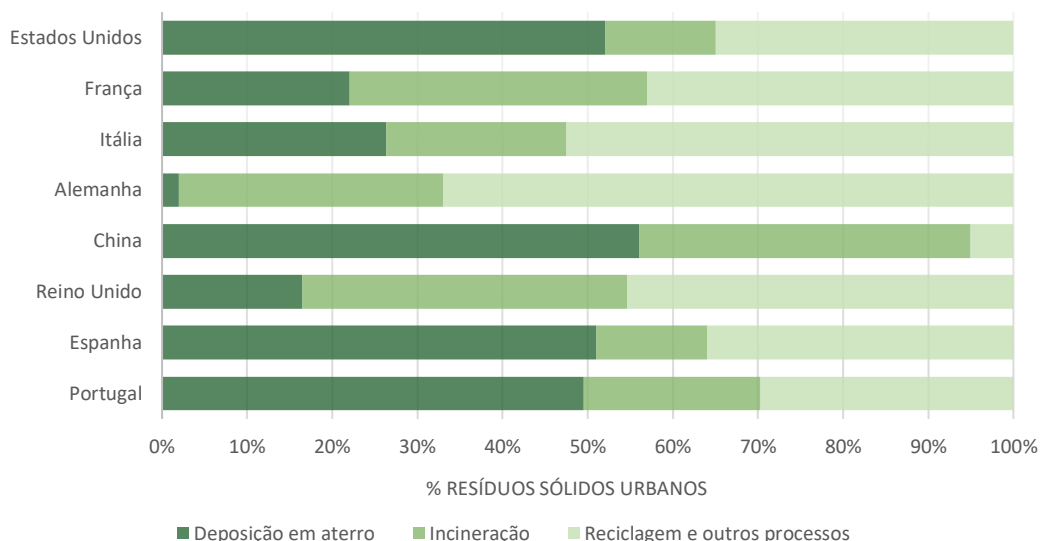


Figura 7 - Opções da gestão dos RSU dos principais países consumidores de vinho e de Portugal em 2017 [3]

Com base na Figura 7, é possível concluir que a gestão dos resíduos sólidos urbanos passa essencialmente pela deposição em aterro e pela Incineração que representam cerca de pelo menos 50 % do destino dos RSU nos países analisados. No que diz respeito à reciclagem e aos outros processos de reaproveitamento, a percentagem deste como uma opção de fim de vida dos RSU tem vindo a aumentar ao longo dos anos devido à acrescida consciencialização a nível ambiental por parte da população [3]. No caso particular dos vedantes sintéticos, a reciclagem é englobada nos programas já hoje desenvolvidos a nível de reciclagem e de reaproveitamento de plásticos. Já no caso particular dos vedantes de cortiça, a reciclagem é diminuta, apresentando uma baixa taxa de potencial de reciclagem, 2% segundo a Green Cork [33].

Uma vez que, relativamente aos vedantes de cortiça, pouco se conhece e pouco é estudado no que toca ao seu comportamento no fim de vida, os próximos subcapítulos visam caracterizar o comportamento da cortiça para as diferentes opções de fim de vida.

#### **2.4.1 Deposição em aterro**

De acordo com a gestão integrada de resíduos, a deposição em aterro representa o último nível de um sistema de gestão de resíduos uma vez que é a solução menos desejável [34]. A deposição ocorre, por norma, de forma controlada sendo que é a única solução para que o processo seja o menos prejudicial a nível ambiental. O aterro deve ter um sistema de monitorização ambiental, o qual engloba o controlo dos lixiviados, do biogás, e de outros constituintes da sua redondeza (águas superficiais ou subterrâneas e alterações topográficas) [35]. Contudo, para efeitos deste estudo considerou-se que a deposição em aterro é realizada sem recolha de gases.

Os resíduos, quando colocados em aterro, sofrem uma série de alterações que ocorrem em simultâneo e que podem ser biológicas, químicas ou físicas. Relativamente à cortiça, tendo em conta a bibliografia pesquisada, pouco se sabe a cerca da decomposição química e biológica da mesma, desconhecendo-se assim as condições ótimas - a taxa e o tempo de biodegradação da cortiça tanto em condições aeróbias como anaeróbias. Foi reportado por Demertzi que, no aterro, a maior parte do carbono biogénico presente no produto (98%) nunca é libertado de volta para atmosfera (permanecendo armazenado permanentemente), uma vez que a rolha não é decomposta completamente [36]. Tendo isto em conta e para uma melhor compreensão do que acontece à cortiça no seu processo de biodegradação, procedeu-se à análise da composição química da cortiça e ao comportamento desses componentes em aterro [Anexo C]. Face a estas limitações foi delineado um trabalho experimental para avaliação da biodegradabilidade da cortiça e que é apresentado no capítulo 3.

#### **2.4.2 Incineração**

O processo de incineração realiza-se por via térmica e pode ocorrer com ou sem recuperação energética. O tipo de processo utilizado é dependente, essencialmente, das características dos

resíduos, sendo determinante o seu poder calorífico. Durante o processo de incineração dos RSU são produzidos vários subprodutos, sendo os mais significativos as escórias, as cinzas e as emissões gasosas [37]. Estes, devido à complexidade que o seu tratamento requer, representam uma das desvantagens do processo de incineração.

Na indústria da cortiça, inicialmente a incineração era vista meramente como uma opção de fim de vida para os resíduos, uma vez que permitia a destruição de grandes quantidades de resíduos, diminuindo assim a quantidade encaminhada para deposição em aterro [37]. Contudo, este processo contribuiu para uma elevada emissão de gases visto que durante o processo de incineração há uma libertação do carbono contido nos produtos de cortiça [38]. Com o aumento da consciencialização ambiental por parte das indústrias surgiram inovações processuais essencialmente a nível de tratamento de gases e de reaproveitamento energético [37]. Estas inovações têm em vista a melhoria da eficiência energética com o intuito de reduzir os consumos de energia e, conseqüentemente, os custos e impactes associados[24].

No sentido da contínua inovação têm surgido cada vez mais estudos de investigação relativamente à composição da cortiça e dos seus potenciais de valorização e interesse. Através destes pode-se verificar que as partículas de cortiça apresentam boas características no que toca ao poder calorífico (PCSc igual a 16158,6 KJ/Kg) e que a produção de cinzas proveniente do processo de incineração é geralmente inferior a 3%, o que torna a cortiça um potencial bom material para incineração com reaproveitamento energético [39, 40]. Alguns estudos apontam para as vantagens da incineração. Um exemplo é o reportado num relatório de Sustentabilidade [24] onde se refere que através da queima do pó de cortiça proveniente do fabrico dos vedantes naturais, a empresa conseguiu satisfazer 65% das suas necessidades energéticas e reduzir as emissões de gases com efeito de estufa. A Cork Supply, com o recente investimento em caldeira de biomassa que consumirá pó de cortiça, estima que terá uma poupança de 1093 ton de CO<sub>2</sub> emitidas para o ano de 2020 [1].

### **2.4.3 Reciclagem**

Atualmente, a abordagem da Economia mais circular tem merecido especial atenção por parte da sociedade e das empresas uma vez que este é um conceito estratégico que assenta nos princípios da redução, reutilização, recuperação e reciclagem de materiais e energia e que contribui para a otimização dos ciclos de vida dos produtos [41]. Pensar na reciclagem das rolhas de cortiça é agir num propósito de combate ao aquecimento global, uma vez que com a extensão do seu ciclo de vida é atrasada a emissão de carbono que se encontra retida nas mesmas para a atmosfera. É agir no sentido da valorização da cortiça de uma forma diferenciada e inovadora [24, 42].

As rolhas de cortiça sendo um produto de uma matéria-prima natural e renovável, apresentam-se como uma excelente alternativa ecológica relativamente a materiais de fontes não

renováveis. Este facto por si só contribui para a sustentabilidade das corticeiras, contudo pensar na circularidade das mesmas é algo que não deve ser esquecido. A utilização máxima da matéria-prima recolhida nos montados, encontra-se numa fase madura, sendo o setor corticeiro um caso único pelo reduzido desperdícios. Em geral, os materiais derivados da produção de rolhas naturais, são eficientemente conduzidos para uma hierarquia de outros materiais começando por rolhas técnicas (feitas de granulados como explicado anteriormente), passando por aglomerados com diversas aplicações nas indústrias da construção, mecânica ou decoração e culminando noutras utilizações de menor expressão económica como a moda [Figura 8].

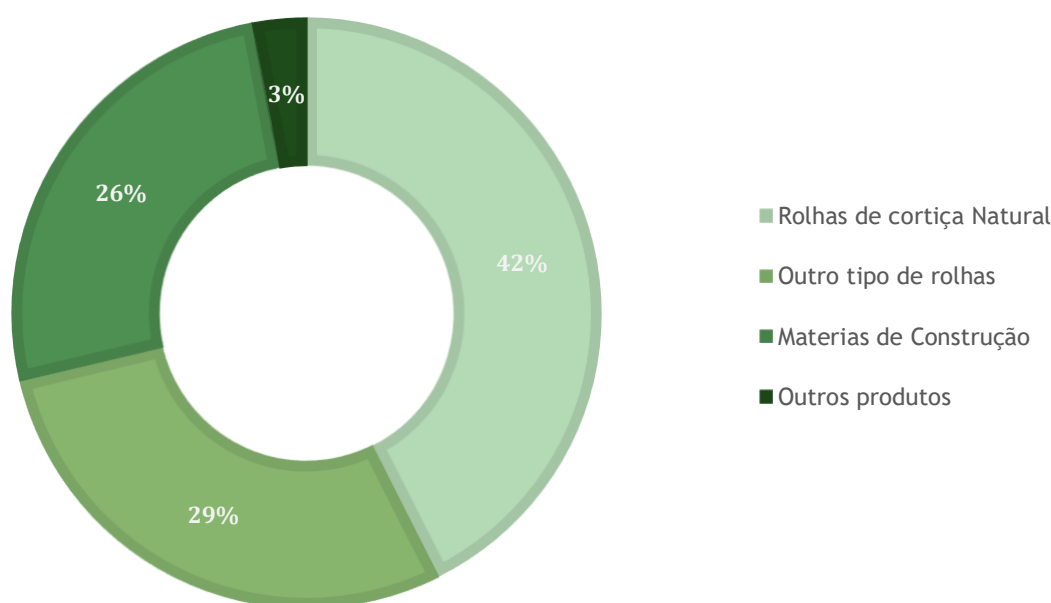


Figura 8 - Estrutura das Vendas de Cortiça por tipo de Produto para o ano de 2017 [43]

Mesmo assim, no sentido de aproveitar e conservar este recurso tão valioso, ao longo dos anos, foram surgindo iniciativas de reciclagem que têm como principais objetivos sensibilizar e consciencializar as populações à escolha da cortiça, promovendo atitudes mais conscientes e responsáveis quanto à natureza, à preservação do sobreiro e a contribuir para uma redução na produção de resíduos [44].

O circuito de reciclagem pode, no entanto, ser responsável por possíveis fontes de contaminação, e como tal, é essencial verificar a sua segurança quando a utilização do material reciclado pretende ser em produtos que venham contactar com alimentos. A utilização de material reciclado para fins alimentares é regulamentada, pela EFSA (*Autoridade Europeia para a Segurança Alimentar*) [45]. Posto isto, as rolhas de cortiça natural recicladas não poderão ser utilizadas para a produção de novas rolhas de cortiça, uma vez que a rastreabilidade e a total segurança dos materiais não é totalmente assegurada. Contudo, estas podem ter inúmeras utilidades como por exemplo serem aproveitadas para reinserir na fabricação de grânulos de cortiça e produtos aglomerados de cortiça, como revestimentos, tecidos de cortiça e produtos

decorativos na área da construção civil ou da indústria automóvel [21, 44, 45]. Este reaproveitamento possui vantagens óbvias na redução do consumo de matéria-prima.

As iniciativas de recolha seletiva e de reciclagem de rolhas de cortiça são conceitos que tiveram origem em Portugal e que nos dias de hoje se estendem com programas pelo mundo inteiro. Este conceito tem como principal objetivo contribuir para a preservação ambiental e para a valorização de um recurso natural [24]. O processo consiste essencialmente na recolha de rolhas de cortiça que posteriormente serão tratadas e trituradas, transformando-se assim em granulados que irão integrar de novo um processo produtivo, nomeadamente de aglomerados compósitos e de isolamento. Contudo para além da recolha e da reciclagem da cortiça, cada projeto tem em si associado causas sociais, contribuindo para o compromisso estabelecido pelas nações unidas relativamente aos objetivos de desenvolvimento sustentável [24].

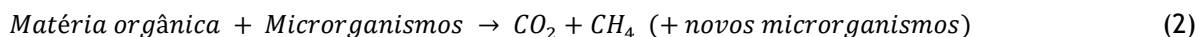
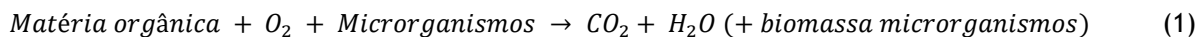
A reciclagem da cortiça, apesar de já ter a si associados 15 programas de recolha e reciclagem de vedantes de cortiça pelo mundo, ainda se apresenta como uma iniciativa que carece de algum desenvolvimento [Anexo D] [46]. Atualmente, existem dúvidas crescentes sobre os benefícios ambientais e económicos do processo de reciclagem, uma vez que este requer o transporte das rolhas de cortiça para as indústrias de transformação [21, 47].

## 3 Avaliação da biodegradabilidade dos vedantes em foco do estudo

### 3.1 Contextualização

A biodegradabilidade pode ser definida como a capacidade de degradação biológica de materiais orgânicos por organismos vivos até às substâncias básicas, como água, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, elementos básicos e biomassa [48]. Contudo, ainda não foi totalmente estabelecida uma definição universal do que é a biodegradabilidade [49].

Quando os materiais orgânicos são depositados tanto no solo como no meio aquático, por norma, tendem a degradar-se progressivamente e a desaparecer, sendo que os produtos desta degradação são preferencialmente CO<sub>2</sub> e vapor de água, na presença de oxigénio, e CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, na ausência de oxigénio [Equação 1 e 2]. Contudo, a energia gerada durante os processos catabólicos que conduzem à formação dos gases referidos permitirá o crescimento e a reprodução dos organismos degradadores dos resíduos [42].



A Biodegradação é um fenómeno com elevada importância para o meio ambiente, uma vez que permite que haja a libertação de CO<sub>2</sub> da matéria orgânica, possibilitando por sua vez que ocorra a sua fixação por organismos lito- ou foto-autotróficos. Os organismos fotossintéticos como as árvores, plantas e algas, durante o dia absorvem o CO<sub>2</sub> da atmosfera e sintetizam açúcares e outras substâncias presentes na natureza, utilizando como fonte de energia a radiação solar. Os produtos sintetizados passam ao longo da cadeia alimentar, das plantas para os herbívoros e destes para os carnívoros. Caso não ocorresse a libertação de CO<sub>2</sub>, todo este mecanismo seria automaticamente bloqueado, o que afetaria o ecossistema. Assim, o processo da biodegradação e o processo de fixação de CO<sub>2</sub> (autotrofia) têm necessariamente que se complementar, para que haja um equilíbrio natural [42].

A maior parte dos materiais naturais e sintéticos serão biodegradáveis num tempo infinito [50]. Porém, devido ao aumento do consumo de produtos, as indústrias apresentam um elevado interesse em que os materiais se consigam degradar rapidamente quando atingem o seu fim de vida útil, de forma a contribuir para a redução da pegada de carbono dos produtos em si [48]. Para uma decomposição em condições ambientais normais, o período de tempo que permite considerar se um produto é ou não biodegradável, é de 3 anos [50]. Contudo, o processo de biodegradação pode ocorrer em vários ambientes, estando assim os materiais expostos a diferentes condições ambientais o que poderá alterar o seu tempo de degradação [48].

Nos dias de hoje, a abordagem aos termos biodegradação, compostagem e materiais biodegradáveis são muito comuns e frequentes, contudo por vezes são mal empregues, levando à origem de discordância. Devido a isto, e no sentido de resolver este problema, surgem as normas.

As normas são um conjunto de requisitos com que um produto deve estar em conformidade, e onde também podem ser apresentados métodos de análise e valores limites que ajudem nesta consonância. As análises são realizadas por laboratórios certificados e os resultados serão usados pelas entidades de certificação para avaliação e concessão de rótulos aos produtos finais. O processo de obtenção de um certificado é um processo totalmente voluntário e no caso dos materiais biodegradáveis, um certificado é a prova de que um produto é degradável nas condições especificadas na norma [51].

Para diferentes temas é possível encontrar-se inúmeras normas, as quais podem referenciar o tema em geral ou podem estabelecer procedimentos e requisitos para identificação e rotulagem. Podem ainda definir métodos analíticos para testes em específico. No que diz respeito ao tema da biodegradabilidade, após uma pesquisa aprofundada para a obtenção da certificação de um produto biodegradável verificou-se que, para tal, é necessário recorrer a normas que certifiquem que um produto é compostável. Quer a Sociedade Americana de Ensaio e Materiais (*American Society for Testing and Materials*, ASTM), ou a Organização Internacional de Normalização (*International Organization for Standardization*, ISO) ou a União Europeia, definiram normas e requisitos para o teste e certificação de plásticos e produtos biodegradáveis [52].

A análise dos ensaios de biodegradabilidade deverá ser realizada em conformidade com uma série de normas internacionais como, por exemplo, a norma ASTM D6400, a norma europeia NE 13432 ou a NE 14995, ou a ISO 17088, sendo que esta última tem o seu foco essencialmente na rotulagem dos produtos como compostáveis [52]. Para todas estas normas os produtos são sujeitos a quatro etapas [Figura 9] pelas quais têm de passar sequencialmente e validadas simultaneamente, sendo estas a caracterização química, ensaios de biodegradabilidade, ensaios de desintegração e ensaios de ecotoxicidade [4, 52]. Contudo, no decorrer deste trabalho apenas se considerará o processo até a etapa 2 (Caracterização química e biodegradabilidade). É de notar que cada etapa tem normas associadas, complementares as já anteriores mencionadas [Tabela 6]. A primeira etapa é apresentada no subcapítulo 2.1 aquando da apresentação de cada vedante considerado para o estudo. Foi possível realizar a caracterização química como estabelecido pela norma para os vedantes de cortiça natural e para os de microaglomerados de cortiça, contudo para os vedantes de origem vegetal não foi possível obter valores para o nível de metais pesados devido à falta de informação.

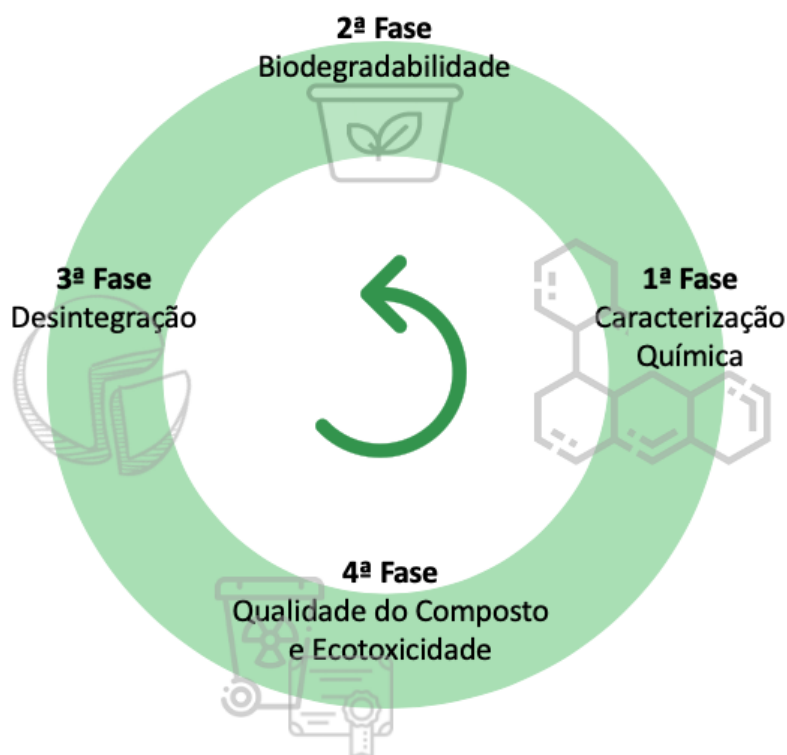


Figura 9 - Etapas para a certificação de um produto biodegradável [adaptado de [4]]

Tabela 6 - Normas para a certificação de produtos biodegradáveis [53]

| <p>ASTM D6400 - Standard specification for compostable plastics<br/>                 EN 13432 - Requirements for packing recoverable through composting and packing<br/>                 ISO 17088 - Specifications for compostable plastics<br/>                 EN 14995 - Evaluation of Compostability - test scheme and specifications</p> |  |   |  |
|--|--|---|--|
| Biodegradabilidade   | Desintegração  | Caracterização Química  | Qualidade do composto e Ecotoxicidade  |
| <p>ISO 14855 part 1;<br/>                 ISO 14855 part 2 -<br/>                 Em condições aeróbias e com compostagem controlada - método geral ou medição gravimétrica de CO<sub>2</sub><br/>                 ASTM D5338 - condições aeróbias e com compostagem controlada - teste standard</p>   | <p>ISO 17556; ASTM D5988 - determinação da biodegradabilidade aerobia no solo<br/>                 ISO 14851; ISO 14852 - em condições aeróbias num meio aquoso - análise do oxigénio ou do CO<sub>2</sub></p> | <p>ISO 16929 - grau de desintegração sob condições de compostagem em teste piloto<br/>                 EN 14045 - desintegração sob condições de compostagem controlada</p> | <p>EN 13432 - Anexo E (quadro A.1)<br/>                 OECD Guideline 208</p> |

Os ensaios de biodegradabilidade consistem essencialmente na análise da deterioração da propriedade física e ecológica, ou seja, a composição e as características finais dos produtos e materiais em condições ambientais específicas. Alguns dos parâmetros frequentemente usados para definir se um material é biodegradável são o meio de crescimento, alterações morfológicas, geração de CO<sub>2</sub>, perda de massa, perda de propriedades mecânicas, etc. [49]. No entanto, segundo o que é definido pela norma EN 13432, os “materiais que não foram quimicamente modificados ou que são de origem natural, como a madeira, fibra da madeira, fibra de algodão entre outros devem ser considerados biodegradáveis sem a necessidade de testes, contudo devem ser caracterizadas quimicamente e devem realizar os restantes testes de compostagem” [Anexo E]. Assim, os vedantes de cortiça natural poderão ser considerados como um produto biodegradável, visto que, em todo o seu processo de produção, não ocorre nenhuma alteração química ao seu estado natural.

Com o intuito de realizar uma análise qualitativa comparativa da biodegradabilidade dos vários vedantes atualmente disponíveis no mercado para vedação de vinho, nasce este estudo que visa demonstrar as alterações que podem surgir e determinar a duração da degradação nas condições reais a que estes são sujeitos. No que toca aos vedantes de cortiça natural, apesar de a norma referir que produtos de origem natural não necessitam de ensaios de biodegradabilidade, optou-se por incluir estes vedantes no estudo de forma a analisar-se o tempo de biodegradação e verificar se efetivamente estes são capazes de se degradar. Quanto aos vedantes de microaglomerados de cortiça estes também foram incluídos no estudo, uma vez que não se podem enquadrar na definição definida pela norma, por terem na sua constituição uma quantidade superior a 1% de agentes aglomerantes o que poderá interferir no processo de biodegradação. Pretende-se ainda comparar qualitativamente de que forma a percentagem destes constituintes poderá afetar ou não o processo de degradação. Foram ainda considerados em estudo os vedantes de polietileno verde derivado da cana-de-açúcar.

Atendendo ao típico final de vida que os vedantes apresentam e considerando que num hipotético futuro a deposição em aterro pode deixar de ser uma opção devido as suas capacidades de armazenamento, que a incineração apresenta elevados custos e que contribui para elevadas emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera e que as opções de reciclagem são cada vez mais técnicas e com logísticas de manuseio muito complexas, surge assim o interesse por produtos biodegradáveis e mais amigos do ambiente por parte dos produtores e consumidores [54]. No seguimento deste pensamento, com o intuito de analisar o que acontece aos vedantes perante as condições a que estão normalmente expostos, considerou-se para o estudo um solo das redondezas de um aterro sanitário.

## 3.2 Descrição do protocolo para a avaliação da biodegradabilidade dos vedantes

Os tópicos abordados a seguir apresentam a descrição do protocolo para a avaliação da biodegradabilidade dos vedantes em estudo, não tendo sido possível obter resultados, devido à situação de confinamento vivida no momento.

### 3.2.1 Materiais

- 90 Vedantes de cortiça natural
- 90 Vedantes com 75% de microaglomerados de cortiça e 25% de cola aglutinante e microesferas
- 90 Vedantes com 65% de microaglomerados de cortiça e 35% de cola aglutinante e microesferas
- 90 Vedantes de polietileno derivado da cana-de-açúcar
- 90 Vasos
- Solo proveniente de um aterro
- Borrifador e Balança
- Medidor de humidade, Placas de petri com PCA, micropipetas, espalhador, tubos de ensaios e solução salina (0,85% NaCl) estéril.

### 3.2.2 Condições do ensaio experimental

Numa tentativa de realizar o ensaio experimental o mais perto possível da realidade, considerou-se que os vedantes a utilizar serão apenas os que já se encontram na fase final do seu ciclo de vida, ou seja, que já passaram por um período de engarrafamento e de contacto com o vinho.

Foram seleccionados quatro tipos de vedantes tendo em conta as condições acima mencionadas. O primeiro tipo de vedante seleccionado foram os vedantes de cortiça natural, disponíveis no catálogo da empresa Cork Supply Portugal, sendo que o escolhido foi o mais comercializado, representado na Figura 10 (a). De seguida, foram seleccionados dois tipos de vedantes à base de microaglomerados de cortiça, considerando-se duas marcas distintas, sendo que ambas apresentam uma constituição idêntica, diferindo apenas na percentagem de cada componente. A sua constituição é à base de um corpo de aglomerados compactados com microesferas e uma cola aglutinante, sendo que quando o vedante apresenta 75% de microaglomerados de cortiça, 24% de cola aglutinante e 1% de microesferas refere-se ao modelo VINC da empresa Cork Supply Portugal, e quando apresenta 65% de microaglomerados de cortiça, 30% de cola aglutinante e 5% de microesferas refere-se ao modelo DIAM 5 da empresa DIAM. Ambos se encontram representados na Figura 10 (b) e (c).

Quanto aos vedantes de polietileno derivado da cana-de-açúcar foi selecionado um modelo da linha “Nomacorc’s Green Line”, produzido pela empresa Vinventions representado na Figura 10 (d).



Figura 10 - Vedante Natural - Cork Supply Portugal (a); Vedante de microaglomerado de cortiça, DIAM5 - DIAM (b); Vedante de microaglomerados de cortiça, VINC - Cork Supply Portugal (c); Vedante de polietileno derivado da cana de açúcar - Nomacorc's (d).

Relativamente ao solo, propõe-se que seja recolhido das redondezas do aterro sanitário da Lipor localizado em Baguim do Monte.

Considerou-se um período experimental de três anos com análises semestrais para controlar as alterações no tempo tanto ao nível da degradação dos vedantes como das diferentes características do solo [Figura 11]. Sendo que apenas se realizará análises relativamente ao primeiro semestre.



Figura 11 - Protótipo da instalação do ensaio experimental

Propõe-se a uma análise dos vasos em triplicado, de forma a obter uma média ponderada das características do solo, recorreu-se ainda a uma análise em quintuplicado dos vedantes. Tendo em conta que estes são materiais muito heterogéneos, considerou-se que uma média ponderada com estes cinco vedantes teria um erro menor do que uma média ponderada apenas com a amostra em duplicado. Tendo em conta esta minimização de erros colocar-se-á em cada vaso (de 15,5 cm de largura e 13,5 cm de altura) cinco rolhas rodeadas do solo selecionado (2 000 g de solo). Na colocação das rolhas e do solo ter-se-á que garantir que nenhuma rolha se encontra

em contacto com outra rolha ou com as extremidades do vaso, para que não haja interferências e para que toda a rolha esteja em contacto apenas com um só material.

Em cada período de amostragem serão analisadas três réplicas, consistindo na análise de quinze rolhas e três amostras de solo para cada tipo de rolha em análise.

Como controlo para a análise das características do solo, será necessário ter vasos que apenas contenham solo, de forma a, posteriormente, ser possível estabelecer uma comparação do desenvolvimento das características do solo na presença e na ausência dos diferentes vedantes como com as características iniciais do solo. Para a análise das características dos vedantes será necessário recolher inicialmente o peso de cada para futura comparação das alterações.

### **3.2.3 Manutenção**

O processo de manutenção serve para garantir que as condições ótimas para o desenvolvimento dos microrganismos e, por sua vez a degradação dos vedantes, ocorra. O parâmetro que mais atenção necessita ao longo do ensaio experimental é a humidade do solo, uma vez que se pretende que esta esteja estável ao longo do período experimental, de forma a permitir que a atividade dos microrganismos seja constante.

A necessidade de manter a atividade dos microrganismos constante deve-se ao facto de que esta pode sofrer alterações com a variação da humidade do solo, o que, conseqüentemente, afetaria todo o processo de biodegradação dos vedantes. Considerou-se que a humidade necessária para que a atividade microbiana se mantenha constante é a humidade medida inicialmente.

Para controlo desta, ir-se-á utilizar vasos que apenas contêm solo. Inicialmente, esta medição realizar-se-á num período semanal, de forma a se avaliar as alterações de humidade que ocorrem para, assim, se proceder à correção das mesmas e se estabelecer um padrão de necessidade de água.

### **3.2.4 Determinação da degradação dos vedantes**

Na determinação da degradação dos vedantes será necessário recorrer-se a uma análise comparativa da massa dos mesmos. Para tal, deverá pesar-se cada um dos vedantes em estudo antes da sua colocação nos vasos.

Após o período de contacto com o solo é então imperativo pesar-se novamente para assim se estabelecer uma percentagem de redução de massa. Antes da nova medição é necessário, primeiramente, proceder-se ao processo de peneiração para libertar sólidos de pequenas dimensões que se possam ter alojado nos poros dos vedantes. Este processo pode realizar-se através de um peneiro manual ou mecânico, ou então, através de um pincel, procedendo a sua limpeza manualmente. O principal objetivo desta etapa é reduzir a probabilidade dos vedantes

apresentarem pequenas partículas que possam influenciar os resultados finais, levando a um aumento da massa do vedantes e não à sua redução.

O outro método que se pretende utilizar para determinar a degradação dos vedantes é a análise do aspeto das rolhas através da comparação de fotografias retiradas em cada ponto de amostragem, com luz controlada.

### **3.2.5 Análise das características do solo**

#### **3.2.5.1 Amostragem de solo**

No início e no fim de cada semestre do ensaio experimental recolher-se-á uma amostra composta de solo de cada vaso que se pretende analisar, ou seja, em cada semestre analisar-se-ão 15 amostras de solo. Para a sua caracterização, procedeu-se a três etapas como descrito nas secções seguintes.

#### **3.2.5.2 Perfil químico do solo**

O principal objetivo desta análise é caracterizar o perfil químico de solo e analisar as alterações que irão surgir ao longo do tempo experimental. O perfil químico do solo será efetuado por um laboratório certificado, onde os principais indicadores analisados serão o pH, a textura, a condutividade do solo, a matéria orgânica total, o carbono, o azoto (total e amoniacal) e os ácidos húmicos.

#### **3.2.5.3 Enumeração dos fungos e das bactérias heterotróficas totais**

O principal objetivo desta análise é avaliar se a densidade das bactérias organo-heterotróficas cultiváveis (heterotróficas totais) e de fungos no solo varia ao longo do ensaio. Para enumerar estes organismos, inicialmente deverá proceder-se à diluição da amostra. Para preparar diluição  $10^{-1}$ , misturar-se-á 10 g de solo húmido com 90 mL de solução salina (0,85% NaCl, p/v) estéril num frasco “Shott” de 250 mL estéril, contendo uma barra magnética esterilizada. A suspensão deverá ser muito bem agitada durante aproximadamente meia hora, de forma a maximizar a suspensão das células adsorvidas às partículas do solo.

É de esperar que o solo apresente uma elevada densidade de microrganismos, como tal será necessário realizar oito diluições sucessivas para que seja possível contabilizar as unidades formadoras de colónias (u.f.c.) nas placas de Petri, uma vez que as primeiras diluições apresentarão um número de u.f.c. demasiado elevado para que seja possível contabilizar. Cada diluição consiste em retirar assepticamente 1 mL da suspensão da diluição anterior e adicionar a um tubo de ensaio com 9 mL de solução salina estéril.

De cada diluição retirar-se-á 100  $\mu$ L e colocar-se-á numa placa de Petri com meio sólido espalhando-se a mesma por toda a placa, com a ajuda de um espalhador previamente flamejado. O processo será feito em duplicado para cada diluição de forma a minimizar o erro

associado. Utilizar-se-á meio *Plate Count Agar* (PCA) e *Potato Dextrose Agar* (PDA) para enumerar as bactérias heterotróficas totais e fungos, respetivamente. De seguida as culturas incubar-se-ão, respetivamente, a 30 °C e 25 °C durante 24 horas e 7 dias [55].

Após o período de incubação efetuar-se-á a contagem das unidades formadoras de colónias nas placas que apresentem entre 30 e 300 u.f.c. e calcular-se-á o número de u.f.c. por peso seco de solo.

Para obter o peso seco do solo é necessário estimar a humidade do solo. Para tal amostras de 5 g, 10 g, 15 g, 20 g de solo húmido irão ser colocadas numa estufa a 80 °C de modo a obter-se o peso do solo seco por gravimetria. As várias amostras serão pesadas diariamente até o peso ser constante.

#### **3.2.5.4 Análise das comunidades microbianas**

O principal objetivo desta análise é avaliar se as comunidades bacteriana e fúngica do solo se alteram ao longo do ensaio. Será dada particular atenção aos organismos cuja abundância relativa aumente de forma a perceber a influência que terão na degradação dos vedantes. De igual forma, dar-se-á atenção aos grupos bacterianos cuja abundância relativa diminua, uma vez que esta diminuição poderá indicar que os produtos da degradação são inibitórios do seu desenvolvimento.

Para analisar as comunidades bacterianas, extrair-se-á o DNA genómico total da amostra de solo, de acordo com o método descrito por Lopes et al. (2011) [56]. O rRNA 16S /18S será sequenciado a partir do DNA genómico total através de um método de sequenciação massiva (ex. Illumina) num laboratório externo acreditado [57, 58]. A análise das sequências obtidas será efetuada de acordo com a metodologia descrita por Grehs et al. (2019) [59].

## 4 Avaliação de cenários para diferentes opções de fim de vida dos vedantes de cortiça

### 4.1 Definição do objetivo e âmbito

O principal objetivo deste estudo é avaliar os impactos ambientais associados às diferentes opções de gestão do fim de vida dos vedantes de cortiça. Surge com o intuito da informação poder servir para a tomada de decisão ambiental relativamente às várias situações hipotéticas para as opções de fim de vida das rolhas de cortiça coletadas após utilização nos vários países. Segundo o manual do ILCD (*International Reference Life Cycle Data System*), este estudo enquadra-se numa situação do nível micro (Situação A) e é do tipo atributivo, visto que a análise realizada não induzirá nenhuma alteração em todo o processo de produção de rolhas de cortiça nem nos meios envolventes [60].

### 4.2 Unidade funcional e definição de cenários para avaliação

A definição da unidade funcional é importante no estudo de ACV, pois os impactos ambientais de um produto ou serviço são avaliados em função da mesma. A unidade funcional definida para todos os cenários avaliados nesta dissertação é o fim de vida de 1 tonelada de vedantes de cortiça (naturais e microaglomerados) utilizados.

**Cenário A** - Análise considerando a quantidade de vedantes de cortiça que são uma tonelada por área do país

Este trabalho tem em consideração os maiores consumidores de vedantes de cortiça mundiais (EUA, França, Itália, Alemanha, China, Reino Unido, Espanha) e Portugal. É analisado esse consumo por área do país, sendo avaliada para cada país a distância que é necessária percorrer para se conseguir recolher 1 tonelada de vedantes de cortiça (naturais e microaglomerados) utilizados. Adicionalmente analisar-se-á essa distância tendo em conta a taxa do potencial de reciclagem<sup>1</sup> dos vedantes de cortiça, definindo-se os seguintes cenários:

- \* **Cenário A1** - Vedantes de cortiça com uma taxa de reciclagem de 100%. Neste cenário todas as rolhas consumidas serão recolhidas para a reciclagem.

---

<sup>1</sup> A taxa do potencial de reciclagem é definida pela quantidade total de vedantes de cortiça reciclados no país a dividir pela quantidade de vedantes produzidos no país.

- \* **Cenário A2** - Vedantes de cortiça, com uma taxa de reciclagem de 2%. Neste cenário apenas 2% das rolhas consumidas serão recolhidas para a reciclagem ( restante encaminhado ou para as outras alternativas de gestão em consideração).

**Cenário B** - Análise considerando possíveis rotas de transporte e recolha de vedantes de cortiça. Serão considerados cinco cenários de estudo e após a análise do impacto que cada cenário representado, ir-se-á seleccionar os mais rentáveis e comparar-se-á em termos de impactos com as restantes alternativas de gestão de resíduos em cada um dos países produtores de vedantes em fim de vida.

Os cenários em consideração para o estudo são os seguintes:

- \* **Cenário B1** - Transporte das Rolhas provenientes de Espanha, França e Portugal para a unidade de transformação de rolhas em Portugal
- \* **Cenário B2** - Transporte das Rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha
- \* **Cenário B3** - Transporte das Rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França, Alemanha, Espanha para a unidade de transformação em França
- \* **Cenário B4** - Transporte das Rolhas provenientes dos EUA para a unidade transformadora dos EUA
- \* **Cenário B5** - Transporte das Rolhas provenientes da China para a unidade transformadora na China

Após a obtenção de resultados relativamente a cada cenário procedeu-se para cada um, uma análise comparativa com a deposição em aterro e a incineração.

### 4.3 Fronteiras do sistema

No presente estudo, para todos os cenários, foi considerada uma abordagem do tipo *consumer-to-grave* (consumidor ao túmulo) e na inventariação do Cenário A é considerado apenas a distância (transporte) necessária percorrer em cada país para recolher a unidade funcional e para o Cenário B é considerado o transporte das rolhas de cortiça usadas desde o consumidor até ao seu destino apenas para o caso da reciclagem, sendo o destino as hipotéticas unidades de transformação. Para o caso da incineração e da deposição em aterro apenas se teve em conta a quantidade encaminhada. A Figura 12 apresenta as diferentes opções de fim de vida para as rolhas de cortiça podem seguir.

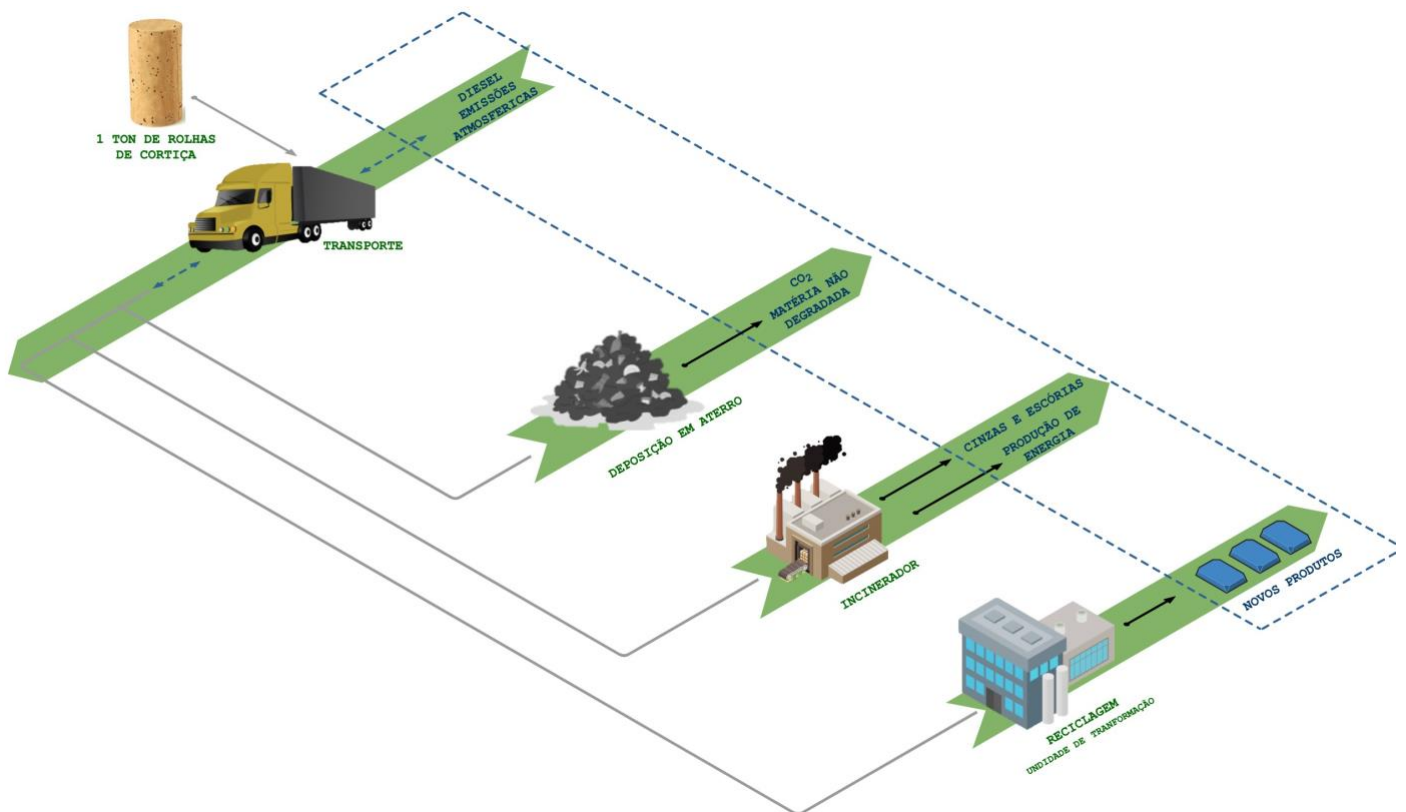


Figura 12 - Processos das diferentes opções de fim de vida dos vedantes de cortiça.

### Deposição em Aterro

Na deposição em aterro ocorre, por norma, produção de biogás e de lixiviado o que representa a necessidade de haver um controlo rigoroso, uma vez que as emissões derivadas da deposição podem resultar na contaminação do ar e dos cursos de água, afetando por sua vez a qualidade do meio ambiente e saúde pública. O lixiviado é um fluido que contém concentrações elevadas de diferentes constituintes químicos derivados das reações químicas e biológicas que ocorrem no aterro. O biogás é o resultado essencialmente da degradação bacteriana da matéria orgânica. Para este estudo não foram incluídos a produção de lixiviado e o seu tratamento uma vez que a cortiça é um material com elevada impermeabilidade. A produção e o tratamento do biogás também não foram considerados devido ao facto de a cortiça ser um material que apresenta uma degradação lenta o que fará com que as suas emissões sejam reduzidas a longo prazo.

### Incineração

Na incineração considerou-se que as rolhas de cortiça em fim de vida serão transportadas para uma instalação de incineração onde serão totalmente queimadas pelos fornos de grelhas e resultarão em cinzas, escórias e emissões de gases. No que toca às cinzas e às escórias produzidas durante o processo estas serão transportadas posteriormente para um aterro. Aqui não será contabilizado o impacto do transporte das cinzas e das escórias, considerando-se que

as escórias e cinzas são depositadas num aterro anexo à instalação de incineração. Relativamente às emissões de gases estas podem, devido ao calor que estes apresentam, ser utilizados para aquecimento de água ou para a geração de energia elétrica e produção de vapor.

### **Reciclagem**

Na reciclagem foram considerados vários cenários com o intuito de analisar o impacto que diferentes trajetos de recolha e encaminhamento para a unidade de transformação podem causar. Para ambos os cenários o impacto associado ao tratamento, trituração e produção de novos produtos não foi considerado. Assim para a dissertação, foi apenas contabilizado o impacto associado à recolha e transporte das rolhas de cortiça usadas para a unidade de transformação dos países em estudo.

## **4.4 Inventário**

Na realização do inventário para este estudo foi utilizada informação direta por parte da empresa Cork Supply Portugal S.A. e através de consulta bibliográfica. O software utilizado para a avaliação dos impactos ambientais para as diferentes opções de fim de vida foi o *SimaPro*, versão 8.5.2.0. A base de dados utilizada foi, sempre que possível, a *EcolInvent* (versão 3.3) uma vez que esta é mais fiável e dotada de uma maior quantidade de dados de inventário.

A avaliação ambiental do fim de vida das rolhas de cortiça foca as diferentes opções de fim de vida para os RSU existentes nos sete países mais consumidores de vinho engarrafado (0 nomeadamente os EUA, França, Itália, Alemanha, China, Reino Unido e Espanha) e para o caso de Portugal. A informação sobre a percentagem referente a cada opção de gestão de RSU's gerados que cada país em estudo foi retirada da Figura 7 (secção 2.4). A taxa de reciclagem considerada foi obtida tendo em conta a informação recolhida por todos os programas de reciclagem existentes a nível mundial (sendo esta de 2%).

A Tabela 7 foi construída com base nos dados fornecidos pela Cork Supply, referentes à produção e ao mercado de vedantes para o ano de 2019 e representa a quantidade em número e em massa dos vedantes de cortiça natural e dos microaglomerados de cortiça para os sete países com maior consumo de vinho e para Portugal. Esta tabela foi considerada para a inventariação dos dois cenários.

*Tabela 7 - Quantidade em número e em massa dos vedantes de cortiça utilizados para os sete países com maior consumo de vinho e para Portugal*

| PAÍS        | Natural (14% do total de vedantes consumidos mundialmente) |                       | Micro (35% do total de vedantes consumidos mundialmente) |                       |
|-------------|--|-----------------------|--|-----------------------|
|             | Vedantes (unidades)  | massa de vedantes (t) | Vedantes (unidades)                                      | massa de vedantes (t) |
| EUA         | 326 480 000  | 1 196                 | 816 200 000  | 4 848                 |
| FRANÇA      | 262 173 333  | 961                   | 655 433 333  | 3 893                 |
| ITÁLIA      | 223 589 333  | 819                   | 558 973 333  | 3 320                 |
| ALEMANHA    | 201 824 000  | 740                   | 504 560 000  | 2 997                 |
| CHINA       | 176 101 333  | 645                   | 440 253 333  | 2 615                 |
| REINO UNIDO | 128 613 333  | 471                   | 321 533 333  | 1 910                 |
| ESPAÑA      | 109 816 000  | 402                   | 274 540 000  | 1 631                 |
| PORTUGAL    | 49 466 666   | 181                   | 123 666 666  | 735                   |

### ***Cenário A - Análise considerando a quantidade de vedantes de cortiça que são uma tonelada por área do país***

Na inventariação deste projeto foi necessário recolher informação sobre a área terrestre de cada país considerado, nomeadamente dos EUA, França, Itália, Alemanha, China, Reino Unido, Espanha e Portugal. Foi considerado que o transporte de recolha das rolhas é realizado apenas por via terrestre (camião). Para a realização dos cenários foram consideradas duas taxas de reciclagem, de 2% e de 100%. A taxa de reciclagem de 2% foi escolhida tendo em conta a informação recolhida dos programas de reciclagem de rolhas de cortiça (Anexo D) e reporta a baixa eficiência da reciclagem verificada nesses programas. Esta taxa é consideravelmente baixa, contudo quando comparamos com o exemplo do plástico, que apresenta um sistema de reciclagem com maior grau de desenvolvimento, este apenas apresenta uma taxa de reciclagem de plástico de 30% para a Europa e de 9% para os EUA [61]. Os cálculos da quantidade de vedantes por área encontram-se no 0Para recolher uma tonelada de vedantes a distância foi calculada a partir de pequenas circunferências de forma a saber o raio (distância) que seria necessária percorrer. A Tabela 8 representa as distâncias necessárias em cada país para recolher a unidade funcional, ou seja, uma tonelada de vedantes em fim de vida. Na inventariação das outras alternativas de gestão, a deposição em aterro e a incineração, a unidade empregue para a realização do inventário é uma tonelada.

Tabela 8 - Distância que cada país necessita de percorrer para recolher a UF.

| PAÍS        | TOTAL<br>VEDANTES CORTIÇA<br>(t/Km <sup>2</sup> ) | VEDANTES                      |                             | DISTÂNCIA NECESSÁRIA<br>PERCORRER PARA RECOLHA<br>DA UF |                         |
|-------------|---|-------------------------------|-----------------------------|---|-------------------------|
|             |   | 100%<br>(Kg/Km <sup>2</sup> ) | 2%<br>(Kg/Km <sup>2</sup> ) | 100%<br>(Km) <sup>1</sup>                               | 2%<br>(Km) <sup>1</sup> |
| EUA         | 6,15E-04  | 0,61                          | 0,012                       | 22,76   | 160,92                  |
| FRANÇA      | 8,81E-03  | 8,81                          | 0,176                       | 6,01  | 42,51                   |
| ITÁLIA      | 1,38E-02  | 13,75                         | 0,275                       | 4,81  | 34,02                   |
| ALEMANHA    | 1,05E-02  | 10,50                         | 0,210                       | 5,51  | 38,94                   |
| CHINA       | 3,43E-04  | 0,34                          | 0,007                       | 30,46   | 215,35                  |
| REINO UNIDO | 9,84E-03  | 9,84                          | 0,197                       | 5,69  | 40,22                   |
| ESPANHA     | 4,03E-03  | 4,03                          | 0,081                       | 8,88  | 62,81                   |
| PORTUGAL    | 9,95E-03  | 9,95                          | 0,199                       | 5,65  | 39,99                   |

1. Para se obter estes valores primeiramente teve-se em conta as áreas de cada país, seguidamente calculou-se a quantidade de vedantes encaminhados para o fim de vida em cada país tendo em conta a taxa da reciclagem. De seguida dividiu-se a área de cada país pela quantidade de vedantes. A distância necessária para recolher uma tonelada de vedantes foi calculada considerando que a área de uma circunferência e calculou-se o raio de forma a saber que distância linear seria necessário percorrer para recolher uma tonelada de vedantes.

### ***Cenário B - Análise considerando possíveis rotas de transporte e recolha de vedantes de cortiça***

Na inventariação deste projeto foi concretamente incluída a recolha e transporte das rolhas de cortiça. Para a recolha das rolhas de cortiça utilizadas, a distância considerada foi calculada com base nas distâncias médias entre as dez cidades mais populosas de cada país nomeadamente, dos EUA, França, Itália, Alemanha, China, Reino Unido, Espanha e Portugal e, a localidade onde as hipotéticas unidades de transformação se localizam. Foi considerado que o transporte é realizado maioritariamente por via terrestre (camião considerando um camião de 16 a 32 toneladas, EUR4), contudo teve-se em conta a via férrea (comboio) para alguns dos cenários (2 e 3) como complemento da via terrestre para o transporte das rolhas de cortiça provenientes do Reino Unido. A Tabela 9 representa a distância percorrida pelas rolhas em fim de vida em cada um dos cenários em estudo. Relativamente ao transporte terrestre de rolhas de cortiça usadas do Reino Unido foi sempre incluído o transporte ferroviário referente ao EuroTúnel (56,3 Km).

*Tabela 9 - Distância percorrida pelas rolhas em final de vida para os diferentes cenários*

| PAÍS        | CENÁRIO 1<br>(Km) | CENÁRIO 2<br>(Km)         | CENÁRIO 3<br>(Km)         | CENÁRIO 4<br>(Km) | CENÁRIO 5<br>(Km) |
|-------------|-------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------|-------------------|
| EUA         | -                 | -                         | -                         | 3 734,4           | -                 |
| FRANÇA      | 1 504,4           | 673,05                    | 540,46                    | -                 | -                 |
| ITÁLIA      | -                 | 602,41                    | 1 503,9                   | -                 | -                 |
| ALEMANHA    | -                 | 436,8                     | 1 266,7                   | -                 | -                 |
| CHINA       | -                 | -                         | -                         | -                 | 1 516,2           |
| REINO UNIDO | -                 | 1 044,4<br>56,3 (comboio) | 1 280,4<br>56,3 (comboio) | -                 | -                 |
| ESPAÑA      | 838,8             | -                         | 797,3                     | -                 | -                 |
| PORTUGAL    | 188,9             | -                         | -                         | -                 | -                 |

A Tabela 10 apresenta os valores do inventário usados na avaliação dos diferentes cenários. Os dados foram adaptados à unidade funcional do estudo em causa (1 ton de vedantes de cortiça usados). A unidade empregue para a realização deste inventário foi a tkm, que representa a massa de rolhas de cortiça usadas, em toneladas, pela distância percorrida pelo meio de transporte, em quilómetros.

Tabela 10 - Inventário do transporte das rolhas de cortiça usadas em função da unidade funcional para todos os cenários em estudo

| Input/Output  | Cenário 1 | Cenário 2 | Cenário 3 | Cenário 4 | Cenário 5 | Unidade |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| <b>Input</b>  |           |           |           |           |           |         |
| <b>TERRESTRE:</b>   |           |           |           |           |           |         |
| Portugal <sup>a</sup> para Uni. Transf. em Portugal <sup>b</sup>    | 23,5      | -         | -         | -         | -         | tkm     |
| Espanha <sup>c</sup> para Uni. Transf. em Portugal <sup>b</sup>     | 216,6     | -         | -         | -         | -         | tkm     |
| França <sup>d</sup> para Uni. Transf. em Portugal <sup>b</sup>      | 928,5     | -         | -         | -         | -         | tkm     |
| Alemanha <sup>e</sup> para Uni. Transf. na Alemanha <sup>f</sup>    | -         | 108,0     | -         | -         | -         | tkm     |
| França <sup>d</sup> para Uni. Transf. na Alemanha <sup>f</sup>      | -         | 216,2     | -         | -         | -         | tkm     |
| Itália <sup>g</sup> para Uni. Transf. na Alemanha <sup>f</sup>      | -         | 165,0     | -         | -         | -         | tkm     |
| Reino Unido <sup>h</sup> para Uni. Transf. na Alemanha <sup>f</sup> | -         | 164,6     | -         | -         | -         | tkm     |
| França <sup>d</sup> para Uni. Transf. em França <sup>i</sup>        | -         | -         | 153,0     | -         | -         | tkm     |
| Alemanha <sup>e</sup> para Uni. Transf. em França <sup>i</sup>      | -         | -         | 276,1     | -         | -         | tkm     |
| Itália <sup>g</sup> para Uni. Transf. em França <sup>i</sup>        | -         | -         | 363,1     | -         | -         | tkm     |
| Reino Unido <sup>h</sup> para Uni. Transf. em França <sup>i</sup>   | -         | -         | 177,8     | -         | -         | tkm     |
| Espanha <sup>c</sup> para Uni. Transf. em França <sup>i</sup>       | -         | -         | 94,6      | -         | -         | tkm     |
| EUA <sup>j</sup> para Uni. Transf. em EUA <sup>l</sup>              | -         | -         | -         | 3734,4    | -         | tkm     |
| China <sup>m</sup> para Uni. Transf. em China <sup>n</sup>          | -         | -         | -         | -         | 1516,2    | tkm     |
| <b>FERROVIÁRIO:</b>   |           |           |           |           |           |         |
| Comboio Eurotúnel   | -         | 8,9       | 7,8       | -         | -         | tkm     |

a. As cidades de Portugal consideradas são Lisboa, Porto, Braga, Setúbal, Aveiro, Leiria, Faro, Coimbra, Santarém e Viseu.

b. A unidade de transformação em Portugal situa-se em Santa Maria da Feira.

c. As cidades de Espanha consideradas são Madrid, Barcelona, Valencia, Sevilha, Saragoça, Málaga, Múrcia, Alicante, Las Palmas e Bilbao.

d. As cidades de França consideradas são Paris, Marselha, Lyon, Toulouse, Nice, Nantes, Estrasburgo, Montpellier, Bordéus e Lille.

e. As cidades da Alemanha consideradas são Berlim, Hamburgo, Munique, Colonia, Frankfurt, Estugarda, Dusseldorf, Liepzig, Dortmund e Essen.

f. A unidade de transformação na Alemanha situa-se em Kehl

g. As cidades de Itália consideradas são Milão, Nápoles, Roma, Palermo, Veneza, Turim, Bolonha, Bari, Florença e Catanzaro.

h. As cidades do Reino Unido consideradas são Londres, Manchester, Bermingham, Leeds, Glasgow, Tyneside, Liverpool, Nottingham, Sheffield e Bristol.

i. A unidade de transformação em França situa-se em Bordéus.

j. As cidades do EUA consideradas são Nova Iorque, Los Angeles, Chicago, Dallas-Fort Worth, Houston, Filadélfia, Whashington D.C., Miami, Atlanta e Boston.

l. A unidade de transformação nos EUA situa-se em Benícia na Califórnia.

m. As cidades da China consideradas são Xangai, Pequim, Chongqing, Cantão, Shenzhen, Tianjin, Wuhan, Dongguan, Hong Kong e Foshan.

n. A unidade de transformação na China situa-se em Tianjin.

## 4.5 Avaliação do impacte ambiental

A quantificação das categorias de impacte deve ser abrangente no sentido de conseguir corresponder a todas as questões ambientais impostas e relevantes ao estudo, de modo a caracterizar o desempenho ambiental do produto/serviço. A análise das categorias de impacte tem como propósito avaliar a relevância dos potenciais impactes ambientais, disponibilizando informação para a tomada de decisão.

A fim de avaliar o impacte ambiental, foi necessário ter-se em conta alguns aspetos, designadamente a possibilidade de comparação dos resultados obtidos com estudos já existentes, se as categorias de impacte ambiental são normalmente usadas e que metodologia rigorosa para a determinação dos valores dos indicadores ambientais escolher.

Nesta etapa serão quantificados os impactes ambientais dos diferentes cenários tendo por base os dados do inventário. Na presente dissertação, utilizou-se o *software* de avaliação de ciclo de vida *SimaPro*, 8.5.2.0 para a avaliação de impactes ambientais sendo que o método escolhido foi o ReCiPe usando a perspetiva hierarquista (H). Nesta dissertação a avaliação das categorias foi realizada recorrendo à utilização dos pontos médios (*mid points*).

Este estudo avalia oito categorias uma vez que são as que apresentam maior relevância para o estudo. Esta decisão teve por base os consumos relativamente aos transportes e de que maneira este poderia afetar o ecossistema com as suas emissões. Assim, as categorias de impacte ambiental consideradas importantes no âmbito desta dissertação são o Alterações Climáticas (CC), Depleção da Camada de Ozono (OD), Acidificação Terrestre (TA), Toxicidade Humana (HT), Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF), Ecotoxicidade em Água Doce (FE), Ecotoxicidade Marinha (ME) e Depleção de recursos fósseis (FD). Este conjunto de categorias de impacte ambiental referidas corresponde ao utilizado, normalmente, por alguns dos estudos de ciclo de vida e são calculadas pela maior parte das metodologias de avaliação de impacte ambiental disponíveis.

## 4.6 Resultados e Discussão

### 4.6.1 Cenário A - Análise considerando a quantidade de vedantes de cortiça que são uma tonelada por área

#### 4.6.1.1 Impacte ambiental dos diferentes cenários

Este projeto tem como intuito perceber o esforço que cada país necessita de realizar para recolher uma tonelada de vedantes durante um ano. Foram considerados dois cenários de reciclagem, um considera que todos os vedantes serão reciclados (cenário A1) e outro que apenas 2% será reciclado (cenário A2). A Tabela 11 e a Tabela 12 apresentam os resultados obtidos nas diferentes categorias de impacte ambiental para os países considerados e para os diferentes cenários. Na Figura 13 é representada graficamente a contribuição de cada cenário em valor absoluto para os impactes ambientais considerados.

*Tabela 11 - Quantificação dos impactes ambientais para os diferentes países considerados reportados á UF e para uma taxa de 2%*

| Categoria de Impacte                            | Unidade      | EUA      | FRANÇA   | ITÁLIA   | ALEMANHA | CHINA    | REINO UNIDO | ESPANHA  | PORTUGAL |
|---|--------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|----------|
| <b>Alterações Climáticas (CC)</b>               | kg CO2 eq    | 2,60E+01 | 6,87E+00 | 5,50E+00 | 6,29E+00 | 3,48E+01 | 6,50E+00    | 1,01E+01 | 6,46E+00 |
| <b>Depleção da Camada de Ozono (OD)</b>         | kg CFC-11 eq | 4,97E-06 | 1,31E-06 | 1,05E-06 | 1,20E-06 | 6,65E-06 | 1,24E-06    | 1,94E-06 | 1,23E-06 |
| <b>Acidificação Terrestre (AT)</b>              | kg SO2 eq    | 1,02E-01 | 2,69E-02 | 2,15E-02 | 2,46E-02 | 1,36E-01 | 2,54E-02    | 3,97E-02 | 2,53E-02 |
| <b>Toxicidade Humana (HT)</b>                   | kg 1,4-DB eq | 7,04E+00 | 1,86E+00 | 1,49E+00 | 1,70E+00 | 9,42E+00 | 1,76E+00    | 2,75E+00 | 1,75E+00 |
| <b>Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF)</b> | kg NMVOC     | 1,40E-01 | 3,71E-02 | 2,97E-02 | 3,40E-02 | 1,88E-01 | 3,51E-02    | 5,48E-02 | 3,49E-02 |
| <b>Ecotoxicidade em Água Doce (FE)</b>          | kg 1,4-DB eq | 1,02E-01 | 2,69E-02 | 2,15E-02 | 2,47E-02 | 1,36E-01 | 2,55E-02    | 3,98E-02 | 2,53E-02 |
| <b>Ecotoxicidade Marinha (ME)</b>               | kg 1,4-DB eq | 1,68E-01 | 4,43E-02 | 3,55E-02 | 4,06E-02 | 2,25E-01 | 4,20E-02    | 6,55E-02 | 4,17E-02 |
| <b>Depleção de recursos fósseis (FD)</b>        | kg oil eq    | 9,49E+00 | 2,51E+00 | 2,01E+00 | 2,30E+00 | 1,27E+01 | 2,37E+00    | 3,71E+00 | 2,36E+00 |

Tabela 12 - Quantificação dos impactes ambientais para os diferentes países considerados reportados á UF e para uma taxa de 100%

| <b>Categoria de Impacte</b>                     | <b>Unidade</b> | <b>EUA</b> | <b>FRANÇA</b> | <b>ITÁLIA</b> | <b>ALEMANHA</b> | <b>CHINA</b> | <b>REINO UNIDO</b> | <b>ESPAÑA</b> | <b>PORTUGAL</b> |
|---|----------------|------------|---------------|---------------|-----------------|--------------|--------------------|---------------|-----------------|
| <b>Alterações Climáticas (CC)</b>               | kg CO2 eq      | 7,03E-07   | 1,86E-07      | 1,49E-07      | 1,70E-07        | 9,40E-07     | 1,76E-07           | 2,74E-07      | 1,74E-07        |
| <b>Depleção da Camada de Ozono (OD)</b>         | kg CFC-11 eq   | 1,44E-02   | 3,80E-03      | 3,04E-03      | 3,49E-03        | 1,93E-02     | 3,60E-03           | 5,62E-03      | 3,57E-03        |
| <b>Acidificação Terrestre (AT)</b>              | kg SO2 eq      | 9,96E-01   | 2,63E-01      | 2,10E-01      | 2,41E-01        | 1,33E+00     | 2,49E-01           | 3,89E-01      | 2,47E-01        |
| <b>Toxicidade Humana (HT)</b>                   | kg 1,4-DB eq   | 1,99E-02   | 5,25E-03      | 4,20E-03      | 4,81E-03        | 2,66E-02     | 4,97E-03           | 7,75E-03      | 4,93E-03        |
| <b>Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF)</b> | kg NMVOC       | 1,67E-03   | 4,41E-04      | 3,53E-04      | 4,04E-04        | 2,24E-03     | 4,18E-04           | 6,52E-04      | 4,15E-04        |
| <b>Ecotoxicidade em Água Doce (FE)</b>          | kg 1,4-DB eq   | 1,44E-02   | 3,80E-03      | 3,04E-03      | 3,49E-03        | 1,93E-02     | 3,60E-03           | 5,62E-03      | 3,58E-03        |
| <b>Ecotoxicidade Marinha (ME)</b>               | kg 1,4-DB eq   | 1,34E+00   | 3,55E-01      | 2,84E-01      | 3,25E-01        | 1,80E+00     | 3,36E-01           | 5,24E-01      | 3,33E-01        |
| <b>Depleção de recursos fósseis (FD)</b>        | kg oil eq      | 7,03E-07   | 1,86E-07      | 1,49E-07      | 1,70E-07        | 9,40E-07     | 1,76E-07           | 2,74E-07      | 1,74E-07        |

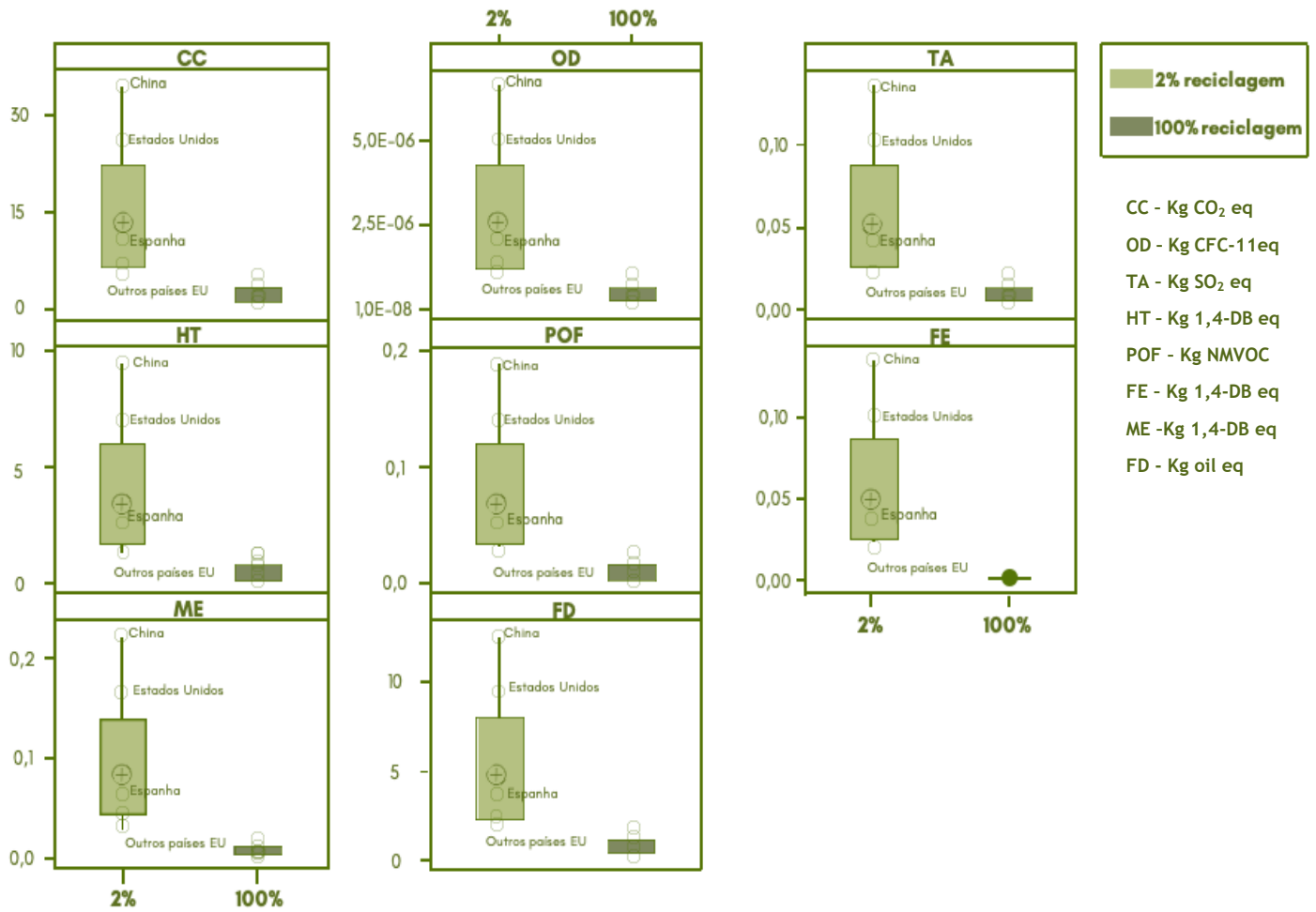


Figura 13 - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para os dois cenários.

Interpretando os resultados obtidos, pode-se constatar que no caso do cenário A1 (taxa de reciclagem de 100%) o impacto ambiental de todas as categorias é idêntico para todos os países em estudo. Comparando os dois cenários é notório que, em todas as categorias de impacto, o cenário A1 apresenta melhor desempenho ambiental. Isto deve-se essencialmente ao facto de o esforço necessário para recolher uma tonelada quando se considera uma reciclagem de 100% ser inferior a quando se considera uma de 2%, ou seja, para o caso de uma taxa de reciclagem de 100% tem-se maior quantidade de rolhas à disposição o que por consequência leva a que não haja a necessidade de percorrer tantos quilómetros para se obter a quantidade pretendida.

No caso do cenário A2 (taxa de reciclagem de 2%) verifica-se que o transporte referente à China representa impactos ambientais muito superiores em todas as categorias de impacto, comparativamente com os outros países. Os Estados Unidos são o segundo caso de estudo com maior contribuição para os impactos ambientais. Assim, conclui-se que os países da Europa representam melhor desempenho ambiental, contudo é de salientar o caso de Espanha que apresenta valores normalmente acima dos restantes países da Europa. Isto deve-se ao facto de a Espanha, por área, apresentar menor quantidade de vedantes e por consequência necessitar de percorrer mais quilómetros para recolher a quantidade de vedantes de cortiça pretendido.

Analisando de um modo geral, é de notar que nas categorias das alterações climáticas, da toxicidade humana e da depleção de recursos fósseis se verificam os valores mais significativos dos impactes ambientais. Isto acontece devido essencialmente ao consumo de combustível que contribuí diretamente para o esgotamento de um recurso fóssil e com as consequências da sua utilização, que irá proporcionar um aumento das emissões de gases com efeito de estufa para a atmosfera, como CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>.

#### 4.6.1.2 Comparação com as práticas correntes de gestão de RSU

Com o intuito de perceber que impacte a transformação das rolhas utilizadas poderá ter por comparação com as alternativas correntes de gestão de fim de vida das rolhas (deposição em aterro e incineração), procedeu-se à comparação entre os cenários anteriormente definidos e as alternativas de gestão vigentes. Assim os resultados referentes à incineração e à deposição de aterro na Europa e no resto do mundo estão representados na Tabela 13 e a sua representação gráfica na Figura 14 -

*Tabela 13 - Quantificação dos impactes ambientais para as diferentes alternativas de gestão de resíduos reportados a UF*

| Categoria de Impacte                            | Unidade      | DEPOSIÇÃO EU <sup>1</sup> | DEPOSIÇÃO EU <sup>2</sup> | DEPOSIÇÃO Rest. <sup>3</sup> | INCINERAÇÃO EU | INCINERAÇÃO Rest. <sup>3</sup> |
|---|--------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------|----------------|--------------------------------|
| <b>Alterações Climáticas (CC)</b>               | kg CO2 eq    | 9,05E+02                  | 7,02E+02                  | 5,09E+02                     | 5,19E+02       | 5,20E+02                       |
| <b>Depleção da Camada de Ozono (OD)</b>         | kg CFC-11 eq | 1,48E-06                  | 2,10E-06                  | 3,20E-06                     | 3,99E-06       | 3,59E-06                       |
| <b>Acidificação Terrestre (AT)</b>              | kg SO2 eq    | 1,99E-01                  | 2,98E-01                  | 1,48E-01                     | 2,48E-01       | 2,59E-01                       |
| <b>Toxicidade Humana (HT)</b>                   | kg 1,4-DB eq | 1,07E+00                  | 1,24E+00                  | 4,46E+02                     | 3,93E+02       | 3,94E+02                       |
| <b>Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF)</b> | kg NMVOC     | 5,98E-01                  | 5,92E-01                  | 3,52E-01                     | 3,45E-01       | 3,48E-01                       |
| <b>Ecotoxicidade em Água Doce (FE)</b>          | kg 1,4-DB eq | 3,00E-03                  | 5,08E-03                  | 1,65E+02                     | 2,97E+02       | 2,97E+02                       |
| <b>Ecotoxicidade Marinha (ME)</b>               | kg 1,4-DB eq | 5,16E-03                  | 6,96E-03                  | 1,42E+02                     | 2,88E+02       | 2,88E+02                       |
| <b>Depleção de recursos fósseis (FD)</b>        | kg oil eq    | 1,19E+01                  | 1,57E+01                  | 7,91E+00                     | 6,99E+00       | 7,10E+00                       |

1. Utilizadas a base de dados Ecolinvent que considera Portugal, Espanha e Alemanha, etc.

2. Utilizadas a base de dados Ecolinvent que considera França, Reino Unido, etc.

3. Utilizadas a base de dados Ecolinvent que considera os países do resto do mundo para além da Europa.

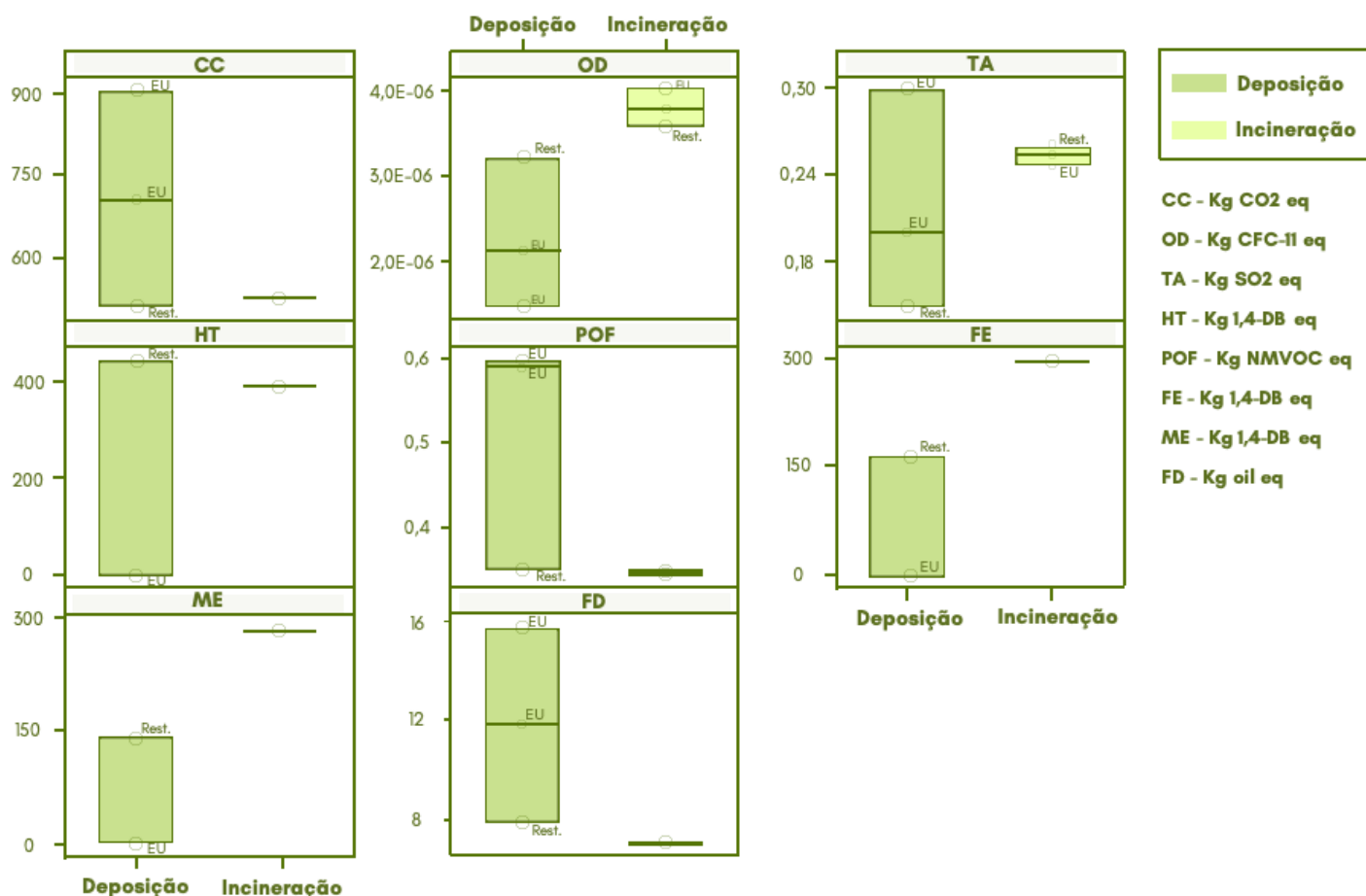


Figura 14 - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para a deposição em aterro e a incineração.

Analisando os resultados verifica-se que no caso da incineração é indiferente o país considerado uma vez que os valores se revelam praticamente equivalentes para todas as categorias. Verifica-se umas pequenas diferenças entre países na categoria da Depleção da Camada de Ozono e na Acidificação Terrestre, contudo nada de muito significativo. No caso da deposição, tal consideração não pode ser tecida, uma vez que, entre a Europa e o resto do mundo existe uma grande discrepância de valores em todas as categorias. Estas diferenças podem dever-se às diferentes práticas utilizadas por cada país na deposição em aterro.

A análise foi realizada apenas para o cenário A2 (2% de potencial de reciclagem), uma vez que é o que representa a eficiência mais próxima dos objetivos possíveis de atingir, comparando-a com os resultados obtidos para a deposição e a incineração. Os valores referentes a cada país e a cada categoria de impacte estão representados no Anexo G e a sua representação gráfica encontra-se na Figura 15.

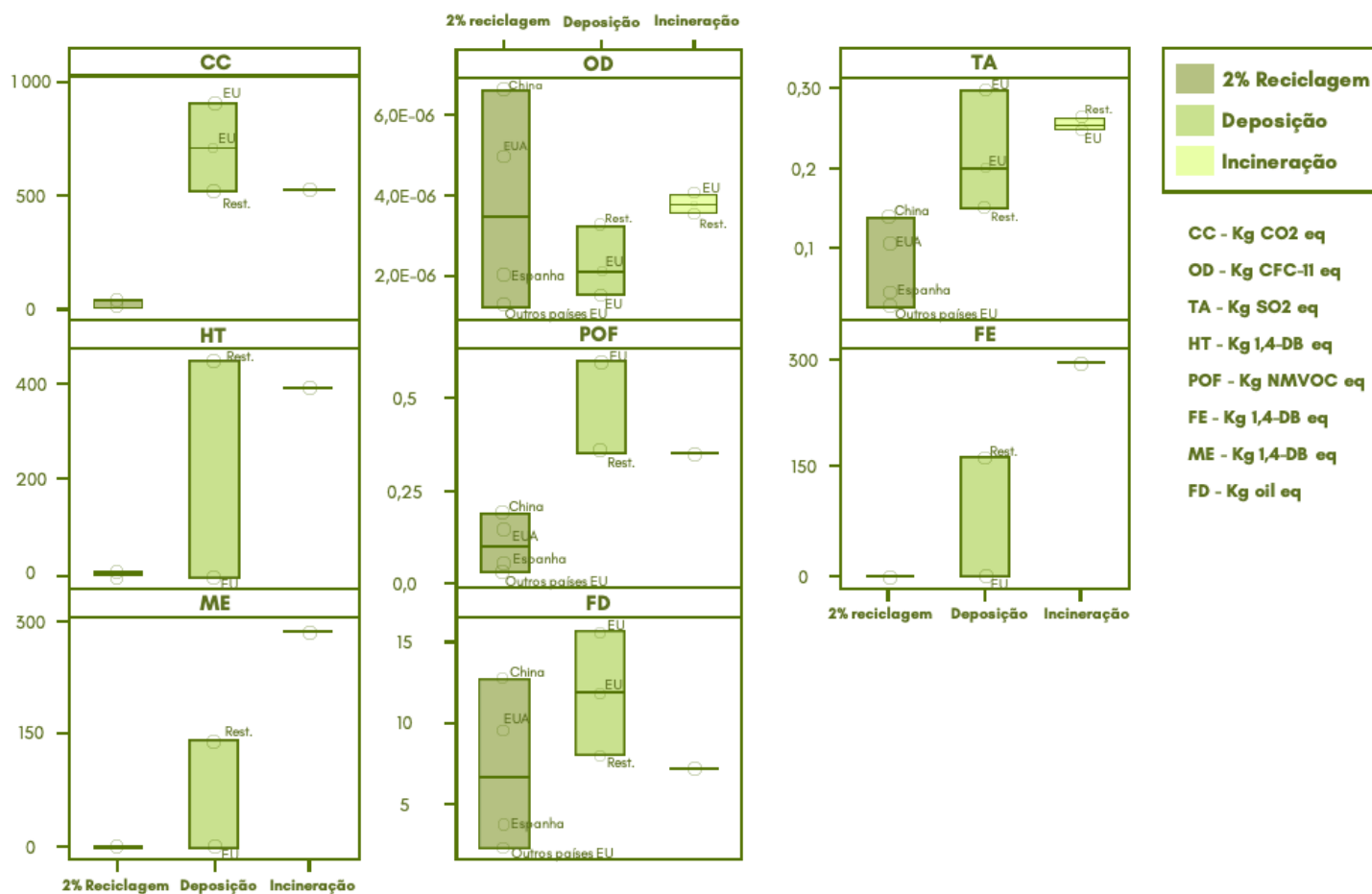


Figura 15 - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para o cenário A2, a deposição em aterro e a incineração.

A etapa da transformação, para apresentar um impacte que não seja superior à deposição ou à incineração, o seu impacte tem de ser inferior ao valor máximo estabelecido nas tabelas do Anexo G para cada categoria de impacte. De um modo geral, para quase todas as categorias de impacte a etapa da transformação ainda tem alguma capacidade de variação e apresentar um menor impacte ambiental, com exceção do caso da categoria da Depleção da Camada de Ozono e Depleção dos Recursos Fósseis. Por exemplo no caso dos Estados Unidos, nas categorias da Depleção da Camada do Ozono e da Depleção dos Recursos Fósseis, para a etapa da transformação apresentam um impacte mais benéfico que as outras alternativas de gestão, tem de apresentar impactes negativos. O mesmo se verifica para o caso da China. Já no caso da Europa nas categorias da Toxicidade Humana, da Ecotoxicidade de Água Doce e Marinha, para a etapa da transformação apresentam um impacte mais benéfico que a deposição em aterro, tem de apresentar impactes negativos, o que dificulta que a reciclagem apresente um impacte, de um modo geral, mais benéfico. Contudo para apresentar um impacte mais benéfico que a incineração o mesmo pressuposto já não se pode retirar, uma vez que, para este caso e para as mesmas categorias o impacte poderá ser positivo. Ainda relativamente a Europa, é de salientar o caso da Espanha que para a categoria da Depleção da Camada de Ozono apresenta impactes

negativos quando comparado com a deposição e a incineração, podendo-se concluir que, a menos que esta apresente impactos inferiores a estes, nunca será beneficemente melhor a nível ambiental.

#### 4.6.2 Cenário B - Análise considerando possíveis rotas de transporte e recolha de vedantes de cortiça

##### 4.6.2.1 Impacte ambiental dos diferentes cenários

A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos nas diferentes categorias de impacto ambiental para os cenários considerados e para a unidade funcional de 1 tonelada de vedantes de cortiça utilizadas. Na Figura 16 é representada graficamente a contribuição de cada cenário para os impactos ambientais considerados. Pode-se constatar que, tal como espectável, o cenário B4 (Transporte das Rolhas provenientes dos EUA para a unidade transformadora dos EUA) apresenta impactos ambientais muito superiores em todas as categorias comparativamente com os outros cenários.

Tabela 14 - Quantificação dos impactos ambientais para os diferentes cenários considerados reportados à UF

| Categoria de Impacte                            | Unidade      | Cenário B1 <sup>a</sup> | Cenário B2 <sup>b</sup> | Cenário B3 <sup>c</sup> | Cenário B4 <sup>d</sup> | Cenário B5 <sup>e</sup> |
|---|--------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| <b>Alterações Climáticas (CC)</b>               | kg CO2 eq    | 1,89E+02                | 1,06E+02                | 1,72E+02                | 6,24E+02                | 2,53E+02                |
| <b>Depleção da Camada de Ozono (OD)</b>         | kg CFC-11 eq | 3,61E-05                | 2,03E-05                | 3,29E-05                | 1,15E-04                | 4,68E-05                |
| <b>Acidificação Terrestre (AT)</b>              | kg SO2 eq    | 7,40E-01                | 4,18E-01                | 6,77E-01                | 2,49E+00                | 1,01E+00                |
| <b>Toxicidade Humana (HT)</b>                   | kg 1,4-DB eq | 5,11E+01                | 2,87E+01                | 4,67E+01                | 1,68E+02                | 6,82E+01                |
| <b>Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF)</b> | kg NMVOC     | 1,02E+00                | 5,78E-01                | 9,35E-01                | 3,34E+00                | 1,35E+00                |
| <b>Ecotoxicidade em Água Doce (FE)</b>          | kg 1,4-DB eq | 7,40E-01                | 4,17E-01                | 6,76E-01                | 1,95E+00                | 7,93E-01                |
| <b>Ecotoxicidade Marinha (ME)</b>               | kg 1,4-DB eq | 1,22E+00                | 6,85E-01                | 1,11E+00                | 3,55E+00                | 1,44E+00                |
| <b>Depleção de recursos fósseis (FD)</b>        | kg oil eq    | 6,90E+01                | 3,87E+01                | 6,30E+01                | 2,26E+02                | 9,16E+01                |

a. Transporte das Rolhas provenientes de Espanha, França e Portugal para a unidade de transformação de rolhas em Portugal

b. Transporte das Rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha

c. Transporte das Rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França, Alemanha, Espanha para a unidade de transformação em França

d. Transporte das Rolhas provenientes dos EUA para a unidade transformadora dos EUA

e. Transporte das Rolhas provenientes da China para a unidade transformadora na China

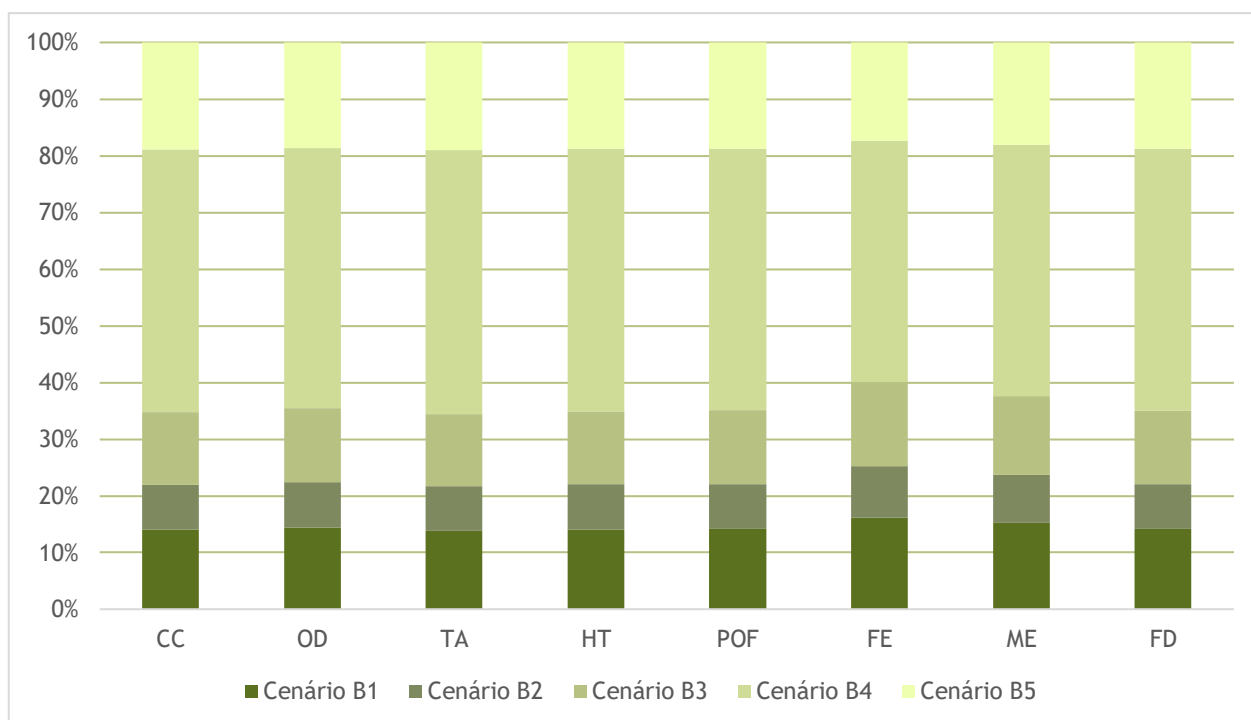


Figura 16 - Representação gráfica dos valores para cada categoria de impactes e para os vários cenários

Para além de se conhecer qual o cenário que apresenta, do ponto de vista ambiental, mais problemas, é importante analisar quais as razões associadas e quais as contribuições de cada um dos cenários para cada categoria de impacte. No anexo H encontram-se os gráficos referentes aos resultados obtidos para cada cenário e para cada categoria de impacte individualmente. É de notar que o cenário B4 (Transporte das rolhas provenientes dos EUA para a unidade de transformação nos EUA) é o que apresenta a maior contribuição para todas as categorias de impacte ambiental. Isto deve-se a que este é também o que apresenta uma distância percorrida muito superior (duas vezes mais que o transporte do cenário B5). De seguida, em termos de contribuição, tem-se o cenário B5 (Transporte das rolhas provenientes da China para a unidade de transformação na China) e posteriormente os restantes cenários com o transporte realizado na Europa.

O cenário mais vantajoso a nível ambiental é o cenário B2 (Transporte das rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha). Este cenário, por apresentar a unidade de transformação de vedantes utilizadas na Alemanha, o que corresponde a uma maior centralidade para com os países que o rodeiam e que apresentam maior consumo de vinho, acaba por ter a si associado uma menor distância percorrida, o que corresponde por sua vez a um menor impacte ambiental. O mesmo acontece com o cenário B3 (Transporte das rolhas provenientes de Espanha, Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação em França), que por ter a unidade de transformação em França consegue apresentar uma centralidade relativamente aos países envolventes no cenário e, assim, apresentar um segundo melhor desempenho ambiental. Para todos os cenários as

categorias que apresentam maior impacto ambiental são as Alterações Climáticas, a Toxicidade Humana e a Depleção dos Recursos Fósseis, sendo que a categoria das Alterações Climáticas apresenta valores duas vezes superiores comparativamente com as outras. Estes valores devem-se, essencialmente, ao consumo de combustível que contribuí diretamente para o esgotamento de um recurso fóssil e com as consequências da utilização do mesmo que proporciona um aumento das emissões de gases com efeito de estufa para a atmosfera, como CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>.

#### 4.6.2.2 Comparação com as práticas correntes de gestão de RSU

Após a avaliação do impacto ambiental dos diferentes cenários e de se concluir que os cenários B2 e B3 são os que apresentam melhor desempenho ambiental procedeu-se à comparação dos mesmos com as outras alternativas de gestão de resíduos urbanos correntes para os diferentes países (deposição em aterro e incineração). Para tal considerou-se as percentagens das opções da gestão dos RSU (Figura 7) dos países considerados nos diferentes cenários.

Em ambos os cenários são notórias algumas diferenças entre as várias alternativas de fim de vida das rolhas (Figura 17 e Figura 18). Conclui-se que a deposição em aterro é a alternativa que apresenta melhores vantagens a nível ambiental. Tanto o cenário B2 como o cenário B3 são a alternativa que apresenta pior desempenho ambiental, contribuindo para maior parte das categorias de impacto com valores elevados. As limitações desta análise prendem-se com o facto de que, por falta de dados específicos da incineração e deposição em aterro da cortiça foram usadas bases de dados para RSUs.

No caso da categoria das Alterações Climáticas verifica-se que é a categoria que apresenta maiores impactos para ambas as alternativas. Relativamente aos cenários, é a categoria em que a diferença entre eles é mais significativa. As diferenças entre os cenários devem-se essencialmente ao facto de o cenário B3 (Transporte das rolhas provenientes de Espanha, Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação em França) apresentar quase o dobro dos quilómetros percorridos pelo cenário B2 (Transporte das rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha). No caso das categorias Toxicidade Humana, Ecotoxicidade Marinha e Ecotoxicidade em Água Doce estas são maioritariamente afetadas pela Incineração. Esta influência poderá dever-se ao facto de haver necessidade de tratar os gases provenientes da combustão e a necessidade de arrefecer as escórias e as cinzas. Nas categorias Depleção da Camada do Ozono, Acidificação Terrestre, Formação de Oxidantes Fotoquímicos e na Depleção de Recursos Fósseis, os cenários B2 e B3 são responsáveis pelo elevado impacto ambiental das mesmas. Apesar da reciclagem da cortiça contribuir para a redução da necessidade da utilização da cortiça em bruto, esta apresenta um reduzido desempenho ambiental devido, essencialmente, ao transporte, como se verifica nas figuras abaixo. O transporte é responsável por emissões de gases com efeito de estufa para a

atmosfera e responsável pelo consumo de combustível, o que leva a contribuição para o esgotamento de um recurso fóssil.

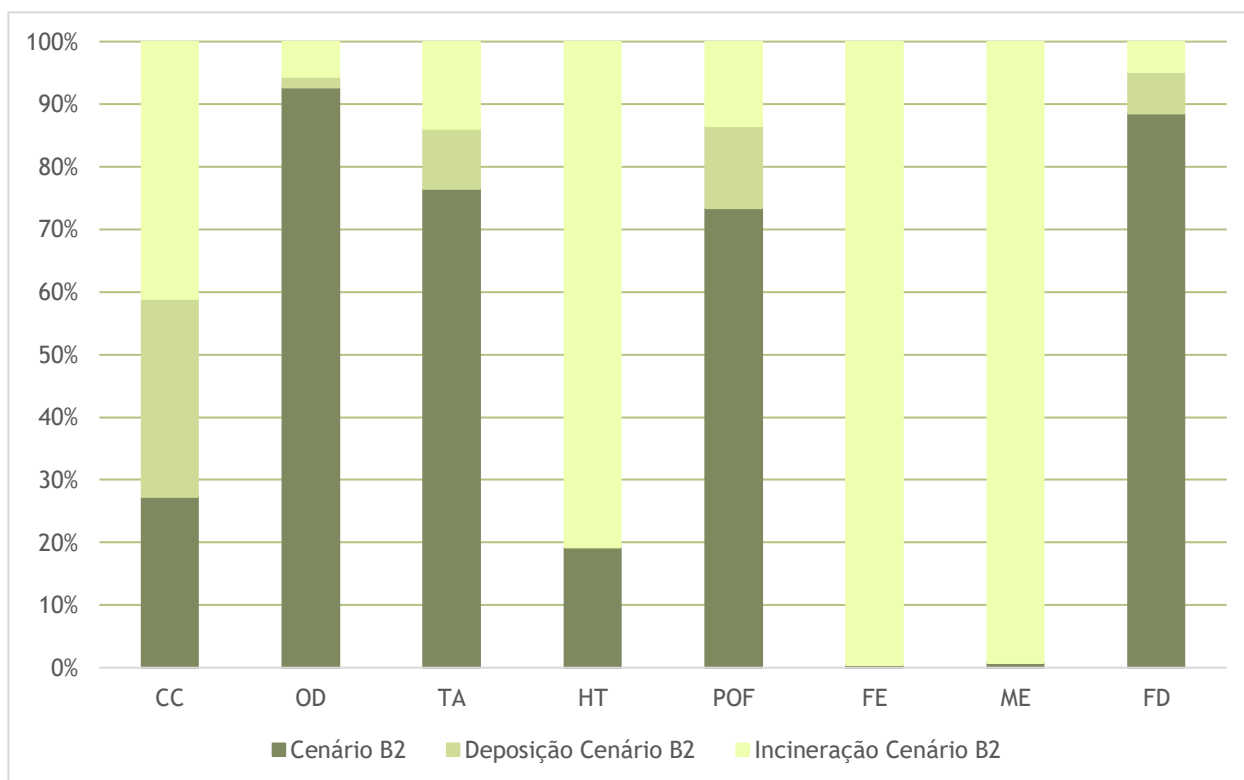


Figura 17 - Representação gráfica dos valores do cenário B2 e das alternativas de gestão de RSU tendo em conta a atualidade para cada categoria de impacto.

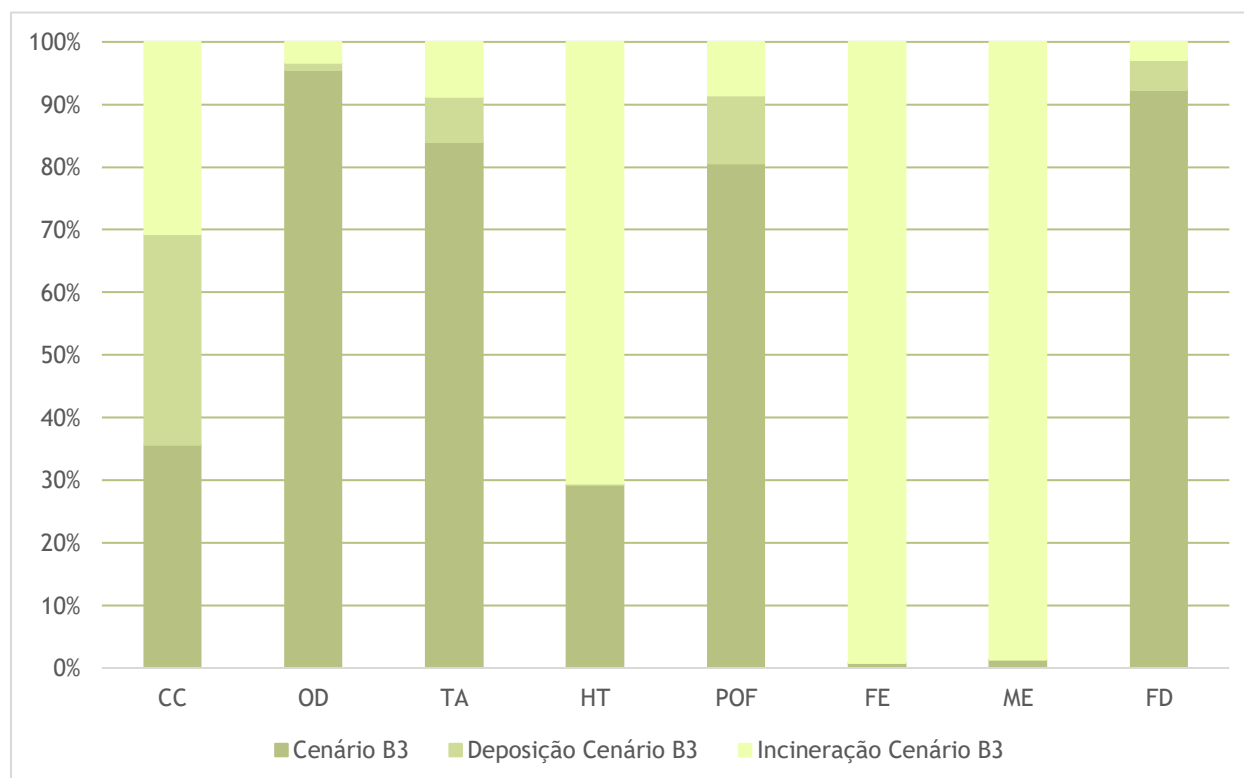


Figura 18 - Representação gráfica dos valores do cenário B3 e das alternativas de gestão de RSU tendo em conta a atualidade para cada categoria de impacto

#### 4.6.2.3 Comparação com as alternativas de gestão de resíduos em estudo – Caso hipotético

Considerou-se um caso hipotético que consiste em analisar o impacto ambiental para o caso de toda a massa de vedantes (1 ton) de cortiça em fim de vida fosse encaminhada para reciclagem, ou para deposição em aterro ou incinerada. Realizou-se, primeiramente, a comparação entre o cenário B2 (Transporte das rolhas provenientes de Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação na Alemanha), a deposição em aterro e a incineração tendo em conta os países em estudo para este cenário. Seguidamente realizou-se o mesmo, mas para o caso do cenário B3 (Transporte das rolhas provenientes de Espanha, Itália, Reino Unido, França e Alemanha para a unidade de transformação em França). Os resultados da análise do caso hipotético para o cenário B2 e para o cenário B3 são apresentados nas Figura 20 e Figura 19, respetivamente. Conclui-se, em semelhança do que acontece no caso anterior, que a deposição em aterro é a alternativa que apresenta melhores vantagens a nível ambiental apesar de ter impactos mais significativos em pelo menos duas categorias. Idêntico ao caso anterior, tanto o cenário B2 como o cenário B3 são a alternativa que apresenta pior desempenho ambiental, contribuindo para maior parte das categorias de impacto.

Na categoria das Alterações Climáticas, para os dois cenários, a deposição em aterro é a alternativa que apresenta maior impacto ambiental seguida da incineração. Este impacto é afetado pela produção de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> de ambas as alternativas. Para as categorias Depleção da Camada do Ozono, Acidificação Terrestre e Depleção de Recursos Fósseis verifica-se, como no caso anterior, reportório da realidade, que ambos os cenários apresentam elevado impacto ambiental. Contudo, ao analisar-se as outras alternativas verifica-se que, ao considerar este caso hipotético, os valores dos seus impactos para cada categoria em questão aumentam. Para o caso das categorias Toxicidade Humana, Ecotoxicidade Marinha e Ecotoxicidade em Água Doce, estas continuam a ser apenas relevantes na alternativa da incineração devido, a como referido anteriormente, aos tratamentos que os gases são sujeitos e ao arrefecimento das escórias e das cinzas. No caso da categoria Formação de Oxidantes Fotoquímicos, para o cenário B2 as alternativas de deposição em aterro e a incineração apresentam elevadas percentagens de impacto ambiental quando comparada com o caso que reporta à realidade (Figura 17). Isto poderá dever-se ao facto de se encaminhar maior quantidade para cada alternativa e, por consequência, haver maior produção e emissão de gases com efeito de estufa, como o dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>), provenientes de processos de combustão ou de ações bacterianas. Para o cenário B3, as mesmas alternativas também apresentam impactos elevados comparativamente com o reportado à realidade (Figura 18). Contudo, esta não é tão significativamente como a do cenário B2.

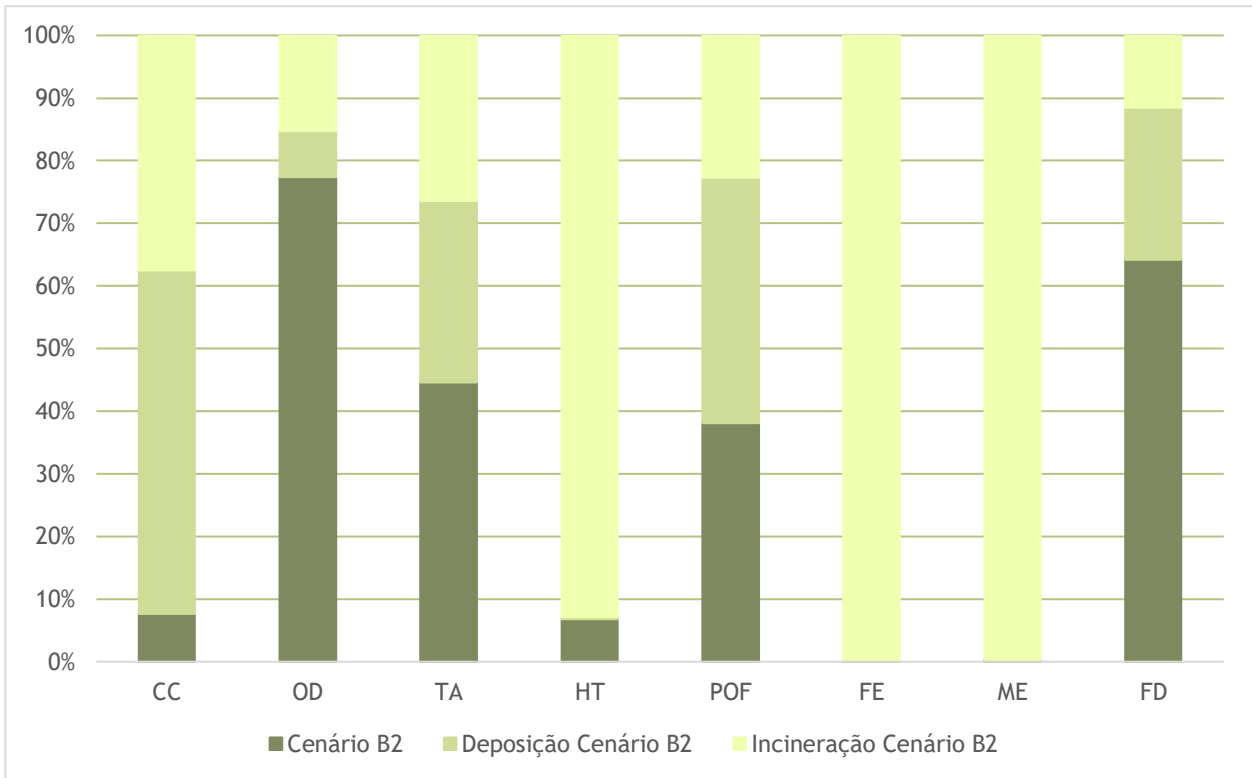


Figura 20 - Representação gráfica dos valores do cenário B2 e das alternativas de gestão de RSU para cada categoria de impactes -caso hipotético

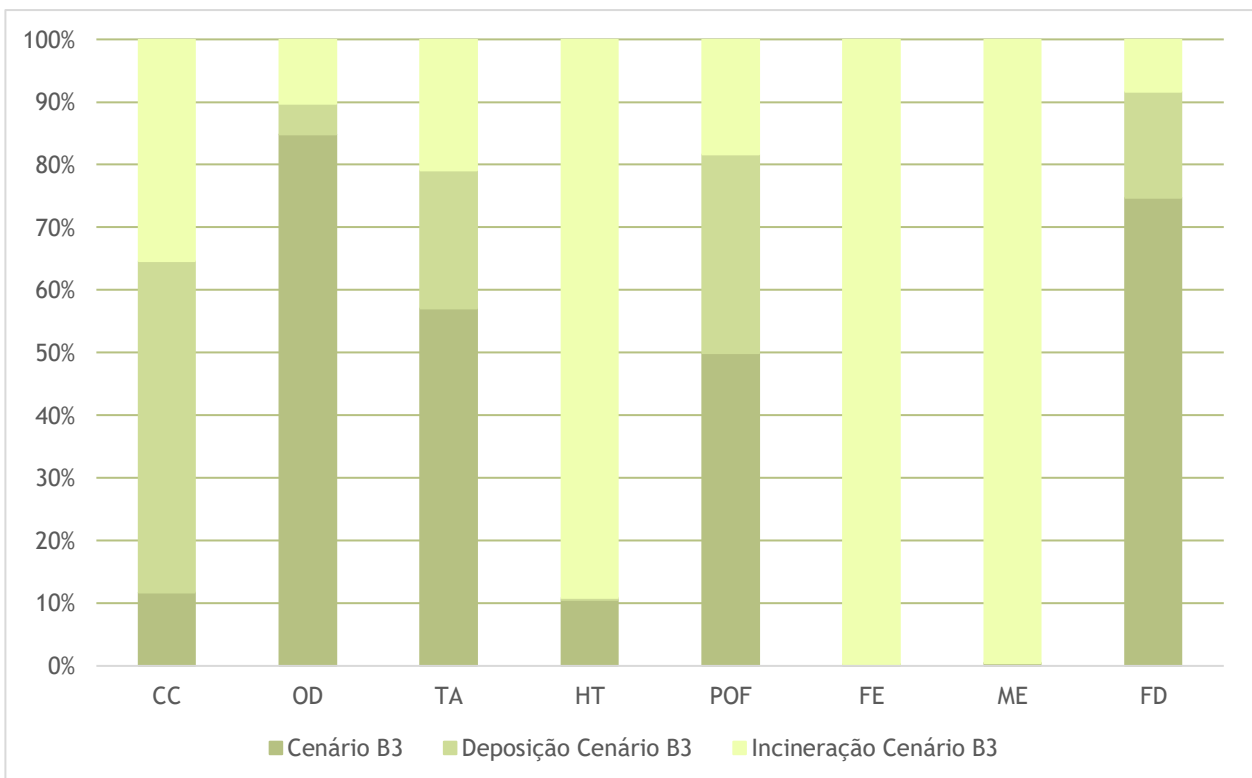


Figura 19 - Representação gráfica dos valores do cenário B3 e das alternativas de gestão de RSU para cada categoria de impactes -caso hipotético

## 5 Conclusões

A gestão de resíduos sólidos urbanos na União Europeia como pelo resto do mundo têm vindo, progressivamente, a merecer mais atenção como um fator de preservação ambiental nas preocupações políticas. Esta relevância coloca desafios de elevada complexidade a todos os países e consequentemente a todas as indústrias. Numa atualidade cada vez mais centrada numa economia circular e, por sua vez, na minimização do consumo de materiais e energia, a indústria da cortiça, sendo uma indústria com elevada importância e responsável pela produção de resíduos por todo o mundo, não pode ficar indiferente.

Nesta dissertação, através do programa *SimaPro*, foram analisados vários cenários referentes ao transporte de uma possível reciclagem de vedantes de cortiça. Posto isto, avaliou-se os impactes ambientais associados a cada cenário considerado e, posteriormente, comparou-se com as outras alternativas de gestão de RSU (Deposição em aterro e Incineração).

Numa análise geral a deposição em aterro apresentou, em todos os cenários de estudo, melhor desempenho ambiental. Face aos estudos de biodegradabilidade é possível concluir, que caso a empresa pretenda, as rolhas de cortiça natural podem ter a si associadas um rótulo de produto biodegradável segundo a norma 13 432. Isto é possível uma vez que as rolhas de cortiça natural são um produto 100% natural o que é definido pela mesma norma.

No cenário A, os resultados demonstraram que o cenário A2 (taxa de reciclagem de 2%) apresenta pior desempenho ambiental que o cenário A1 (taxa de reciclagem de 100%). Isto justifica-se devido a no cenário A2 ser necessário percorrer mais quilómetros para conseguir recolher uma tonelada de vedantes de cortiça. Analisando o cenário A2, verifica-se que o impacte associado ao transporte na China é o mais significativo para todas as categorias de impacte, seguido dos Estados Unidos. O impacte associado aos países da Europa é o que apresenta melhor desempenho ambiental, contudo destaca-se a Espanha que apresenta sempre valores de impactes superiores. Isto deve-se ao facto de a Espanha, por área, apresentar menor quantidade de vedantes e, por consequência, necessitar de percorrer mais quilómetros para recolher a quantidade de vedantes de cortiça pretendido. Na análise referente à deposição em aterro e à incineração, nota-se que para o caso da incineração os valores dos impactes ambientais são praticamente iguais para todos os países em quase todas as categorias de impacte. No caso da deposição em aterro verifica-se grandes diferenças de impacte entre a deposição considerada na Europa e no resto do mundo causada pelas diferentes práticas utilizadas em cada país.

Na comparação das outras alternativas de gestão com a reciclagem, tendo em conta o impacte do transporte, verifica-se que a etapa de transformação poderá ter algum impacte associado, contudo isto dependerá da categoria de impacte em estudo. De facto, para o caso da categoria

de impacto das Alterações Climáticas, da Acidificação Terrestre e da Formação de Oxidantes Fotoquímicos, a etapa da transformação poderá ser benéfica, uma vez que, nestas categorias os impactos são positivos, o que permite que esta etapa possa ainda conseguir ter a capacidade de apresentar um desempenho ambiental melhor que as outras alternativas. Quanto às restantes alternativas, irão depender do país em consideração, por exemplo para o caso da Europa existem três categorias onde dificilmente a etapa de transformação irá contribuir com um melhor desempenho ambiental para a reciclagem, uma vez que, o impacto associado ao transporte já é superior ao impacto associado à deposição e à incineração.

No Cenário B considerou-se que todas as unidades de transformação em estudo teriam a capacidade de os receber. Os resultados referentes aos diferentes cenários considerados (Cenário B1 - Transporte de Rolhas para a unidade de transformação de rolhas em Portugal; Cenário B2 - Transporte de Rolhas para a unidade de transformação na Alemanha; Cenário B3 - Transporte das Rolhas para a unidade de transformação em França; Cenário B4 - Transporte das Rolhas para a unidade transformadora dos EUA e Cenário B5 - Transporte das Rolhas para a unidade transformadora na China) demonstram que o impacto ambiental da reciclagem é altamente influenciado pela distância do transporte dos vedantes de cortiça desde o ponto de recolha até a unidade de transformação. Assim, conclui-se que o cenário B4 é o que representa pior desempenho ambiental e o cenário B2 o melhor. Relativamente ao cenário B2, este, comparativamente ao cenário B1 e B3, apresenta melhor desempenho ambiental, uma vez que, a sua unidade de transformação apresenta uma maior centralidade com os países considerados do que os outros cenários.

Posto isto, analisou-se o cenário B2 e B3 comparando as alternativas de gestão de resíduos consideradas, a Deposição em aterro e a Incineração. Relativamente à deposição em aterro e à incineração considerou-se as percentagens de gestão de resíduos de cada país referente a cada cenário. Para ambos os cenários verificou-se que estes apresentam o pior desempenho ambiental para a maior parte das categorias, incluindo a Depleção da Camada do Ozono, Acidificação Terrestre, Formação de Oxidantes Fotoquímicos e a Depleção de Recursos Fósseis que estão diretamente relacionadas com o consumo de combustíveis fósseis e a emissão de gases com efeito de estufa. A incineração representa pior desempenho ambiental essencialmente nas categorias relacionadas com a toxicidade devido essencialmente ao tratamento dos gases resultantes da combustão. Apesar da deposição em aterro, na categoria das alterações climáticas, apresentar um impacto elevado, esta é de um modo geral a alternativa que apresenta o melhor desempenho ambiental. Contudo, de modo a compreender o que aconteceria caso toda a tonelada de vedantes de cortiça fosse depositada, realizou-se uma comparação entre os cenários com o que acontece na realidade (percentagens de gestão de RSU de cada país) e as três opções de gestão, caso cada uma delas fosse a única opção, ou

seja, considerando que toda a tonelada de vedantes fosse encaminhada para reciclagem, ou depositada em aterro ou incinerada. Nesta hipotética situação, conclui-se que a deposição em aterro é a alternativa que apresenta melhores vantagens a nível ambiental. Contudo, verifica-se um aumento significativo do impacte ambiental da opção da deposição e da incineração para quase todas as categorias de impacte o que poderá estar relacionado com o facto de se encaminhar maior quantidade para cada alternativa e por consequência haver maior produção e emissão de gases com efeito de estufa. Tanto o cenário B2 como o cenário B3 são a alternativa que apresenta pior desempenho ambiental, contribuindo para maior parte das categorias de impacte.

Apesar dessa evidência, importa referir que a reciclagem de rolhas de cortiça usadas, apesar da sua contribuição relativa para o impacte ambiental ser superior, pode resultar em vantagens distintas. Primeiro, a utilização de rolhas de cortiça recicladas pode contribuir para a diminuição da necessidade de utilização de recursos naturais. Segundo, a reciclagem de rolhas de cortiça usadas pode contribuir para aumentar a diversidade de produtos de cortiça aglomerada produzidos, o que pode ajudar a evitar a produção e utilização de materiais de construção que utilizem matéria-prima virgem e assim contribuir para o atraso do fim do ciclo de vida dos vedantes de cortiça. Uma outra vantagem prende-se com o valor económico da cortiça que favorece a sua reutilização ou reciclagem em desfavor de um final de vida sem valorização do material.

Por fim, para desenvolvimentos futuros, uma análise de sensibilidade e incerteza dos resultados obtidos nesta dissertação no intuito de servir no futuro como apoio a decisão relativamente aos destinos potencialmente mais sustentáveis a nível ambiental para o fim de vida útil das rolhas de cortiça. Salienta-se ainda a realização do estudo exploratório relativamente ao comportamento dos diferentes vedantes apresentados no capítulo 3, que visa fornecer elementos que permitam contribuir para os critérios de seleção dos vedantes no que diz respeito a nível de biodegradabilidade e de desempenho ambiental. Trabalho que ficou em suspenso devido à situação de confinamento vivida atualmente.

## Referências

1. Cork Supply Portugal. 2020 20 / 04 / 2020]; Available from: <https://www.corksupply.pt/pt/>.
2. Vinventions, *THE NEW NOMACORC GREEN LINE. PLANT-BASED CLOSURES FOR AGE-WORTHY WINES*.
3. OECD.Stat, *Municipal waste, Generation and Treatment 2020*.
4. NutriSciences, M. *Compostable materials and sustainability webinar*. 2020 18 Jun 2020]; Available from: <https://www.gotostage.com/channel/0895d7b366d04beb9a72b515fa5d445a/recording/fe53c5cc627b4f87a84d98552d2fcec5/watch?source=CHANNEL>.
5. Wine, I.O.o.V.a., *State of the vitiviniculture World market - state of the sector in 2019*. 2020. p. 16.
6. Amorim, C. *RESEARCH HIGHLIGHTS THE NEGATIVE CARBON FOOTPRINT OF AMORIM'S NEUTROCORK*. 2019 [cited 2020 10 SEPT 2020]; Available from: <https://www.amorimcork.com/en/media-center/news/research-highlights-the-negative-carbon-footprint-of-amorims-neutrocork/275/>.
7. business, T.D., *The environmental impact of stopper production and disposal is rising in prominence - but how green is your closure?* 2018.
8. Paulo Lopes, I.R., Miguel Cabral, Cédric Saucier, Philippe Darriet, Pierre-Louis Teissedre and Denis Dubourdieu, *Impact of different closures on intrinsic sensory wine quality and consumer preferences*. wine & viticulture journal 2012.
9. Portuguese Cork Association, APCOR. 2018 20 / 04 / 2020]; Available from: <https://www.apcor.pt/produtos/rolhas/>.
10. Environment, E.-T.E.O.f.P.a.t. *Green Paper - Packaging and Sustainability*. 2011 [cited 2020 9/07/2020]; Available from: <https://europen-packaging.eu/sustainability/packaging-environment.html>.
11. Goode, J., 9 - *Alternatives to cork in wine bottle closures*, in *Managing Wine Quality*, A.G. Reynolds, Editor. 2010, Woodhead Publishing. p. 255-270.
12. Reynolds, D., et al., *What effect does wine bottle closure type have on perceptions of wine attributes?* International Journal of Hospitality Management, 2018. **75**: p. 171-178.
13. Moreira, L.M.S., *Vedantes de vinho: um estudo exploratório sobre as atitudes e preferências do consumidor português*. 2011.
14. Demertzi, M., et al., *Cork stoppers supply chain: potential scenarios for environmental impact reduction*. Journal of Cleaner Production, 2016. **112**: p. 1985-1994.
15. González-García, S., A.C. Dias, and L. Arroja, *Life-cycle assessment of typical Portuguese cork oak woodlands*. Science of The Total Environment, 2013. **452-453**: p. 355-364.
16. Mestre, A. and J. Vogtlander, *Eco-efficient value creation of cork products: an LCA-based method for design intervention*. Journal of Cleaner Production, 2013. **57**: p. 101-114.
17. Silva, R.P.M.d., *Avaliação do Ciclo de Vida Da Rolha de Cortiça Natural*, in *Departamento de Química*. 2009, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
18. Rives, J., et al., *Environmental analysis of the production of natural cork stoppers in southern Europe (Catalonia - Spain)*. Journal of Cleaner Production, 2011. **19(2)**: p. 259-271.

19. Amorim, C. and S. Sggs. *Evaluation of the environmental impacts of Cork Stoppers versus Aluminium and Plastic Closures*. in *Analysis of the life cycle of Cork, Aluminum and Plastic Wine Closures Prepared By Price water house coopers Ecobilan conference*. 2008.
20. Amorim, G.d.A.M.S., *Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida da Rolha de Cortiça Natural e de uma Técnica produzidas na empresa Cork Supply Portugal*. 2019.
21. Demertzi, M., et al., *Evaluation of different end-of-life management alternatives for used natural cork stoppers through life cycle assessment*. *Waste Management*, 2015. **46**: p. 668-680.
22. Nomacorc, *Environmental Update*. 2008.
23. Direito, D.G., *A Indústria da Cortiça e o seu Potencial de Inovação*. 2009, Instituto Politécnico do Porto. Instituto Superior de Engenharia do Porto.
24. Amorim, C., *Relatório de Sustentabilidade*. Cortiçeira Amorim, S.G.P.S., S.A., 2017: p. 53.
25. Europeia, C., *REGULAMENTO (UE) N.º 10/2011 DA COMISSÃO de 14 de Janeiro de 2011 relativo aos materiais e objectos de matéria plástica destinados a entrar em contacto com os alimentos*. 2011.
26. Braskem. *PE Verde I'm green*. 2020; Available from: <http://plasticoverde.braskem.com.br/>.
27. Braskem, *Avaliação do Ciclo de Vida do PE Verde I'm green™*. 2016.
28. Vinventions, *CSR REPORT 2016*. Vinventions, 2016: p. 32.
29. S.A, O. *Use inédito do plástico 'verde' da Braskem: em rolhas de garrafas de vinho*. 2014 [26/08/2020]; Available from: <https://www.odebrecht.com/pt-br/uso-inedito-do-plastico-verde-da-braskem-em-rolhas-de-garrafas-de-vinho>.
30. APCOR, P.C.A., *Boletim Estatístico 19/20*. APCOR, 19/20: p. 128.
31. Ambiente, A.P.d., *Guia de Classificação de Resíduos 2017*. p. 121.
32. Conselho, P.E.e.d., *Lista Europeia de Resíduos - Código LER*. 2014.
33. Cork, G., *Relatório de 2014*. Green Cork Project 2014: p. 17.
34. Dias, J.M., *Hierarquia de resíduos F.d.E.d.U.d*. Porto, Editor. 2018/2019. p. 109.
35. ValorSul. *Deposição em Aterro 2020* [15-06-2020]; Available from: <http://www.valorsul.pt/pt/seccao/areas-de-negocio/deposicao-em-aterro/>.
36. Demertzi, M., et al., *Environmental performance of expanded cork slab and granules through life cycle assessment*. *Journal of Cleaner Production*, 2017. **145**: p. 294-302.
37. Quina, M.M.J.d., *Processos de inertização e valorização de cinzas volantes: incineração de resíduos sólidos urbanos*. 2006.
38. Demertzi, M., et al., *A carbon footprint simulation model for the cork oak sector*. *Science of The Total Environment*, 2016. **566-567**: p. 499-511.
39. CorkSorb. *Vantagens*. 2020; Available from: <https://www.corksorb.com/vantagens/>.
40. Rodrigues, S.R.M.C., *Aproveitamento energético de biomassa num gasificador de leito fluidizado*. 2016.
41. Económicas, R.P.-D.G.d.A. *Economia Circular 2020* [9 de Abril 2020]; Available from: <https://www.dgae.gov.pt/servicos/sustentabilidade-empresarial/economia-circular.aspx>.

42. Folhento, T.V.C., *Desenvolvimento de novos produtos de cortiça orientados para o mercado*. 2010.
43. APCOR, P.C.A., *Information Bureau | 2019 Cortiça em Números*. 2019.
44. Project, G.C. 2014 9 de Abril 2020]; Available from: <http://www.greencork.org/>.
45. NutriSciences, M. *Sustainable Packaging - COMPOSTABILITY, SAFETY AND PERFORMANCES*. 2019 [cited 24/06/2020; Available from: <https://www.merieuxnutrisciences.com/eu/consumer-goods/packaging-testing-services/eco-packaging>.
46. *Portuguese Cork Association, APCOR*. 2018 17 / 06 / 2020]; Available from: <https://www.apcor.pt/produtos/rolhas/>.
47. Garcia, R., *Rolhas e rolhinhos*. Público, 2011.
48. Goswami, P. and T. O'Haire, 3 - *Developments in the use of green (biodegradable), recycled and biopolymer materials in technical nonwovens*, in *Advances in Technical Nonwovens*, G. Kellie, Editor. 2016, Woodhead Publishing. p. 97-114.
49. Goldberg, D., *A review of the biodegradability and utility of poly (caprolactone)*. *Journal of environmental polymer degradation*, 1995. **3**(2): p. 61-67.
50. Kyrikou, I. and D. Briassoulis, *Biodegradation of agricultural plastic films: a critical review*. *Journal of Polymers and the Environment*, 2007. **15**(2): p. 125-150.
51. Horvat, P. and A. Kržan, *Certification of bioplastics*. *Plastice, Innovative value chain development for sustainable plastic in Central Europe*, 2012.
52. Rheinland, T. *Ensaios de Biodegradabilidade*. 2020 05/05/2020]; Available from: <https://www.tuv.com/portugal/pt/ensaios-de-biodegradabilidade.html>.
53. Bioplastics, E., *Certification Scheme - "Products made of compostable materials"*. 2012: Berlin, German. p. 47.
54. De Wilde, B., *Compostable packaging-a potential or a threat for compost*. Gent, Belgium: Organic Waste Systems, 2003.
55. Sabatini, L., M. Sisti, and R. Campana, *Evaluation of fungal community involved in the biodeterioration process of wooden artworks and canvases in Montefeltro area (Marche, Italy)*. *Microbiological Research*, 2018. **207**: p. 203-210.
56. Lopes, A.R., et al., *Comparative study of the microbial diversity of bulk paddy soil of two rice fields subjected to organic and conventional farming*. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011. **43**(1): p. 115-125.
57. Cailhol, D., et al., *Fungal and bacterial outbreak in the wine vinification area in the Saint-Marcel show cave*. *Science of The Total Environment*, 2020. **733**: p. 138756.
58. Fay, B.J., A. Corrigan, and R.A. Murphy, *Short-term effects of mechanical drainage on fungal and bacterial community structure in a managed grassland soil*. *Applied Soil Ecology*, 2016. **101**: p. 93-100.
59. Grehs, B.W., et al., *Removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from treated urban wastewater: A comparison between aluminium sulphate and tannin coagulants*. *Water research*, 2019. **166**: p. 115056.
60. Sustainability, E.C.-J.R.C.-I.f.E.a., *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. . First edition ed. 2010, Luxembourg.

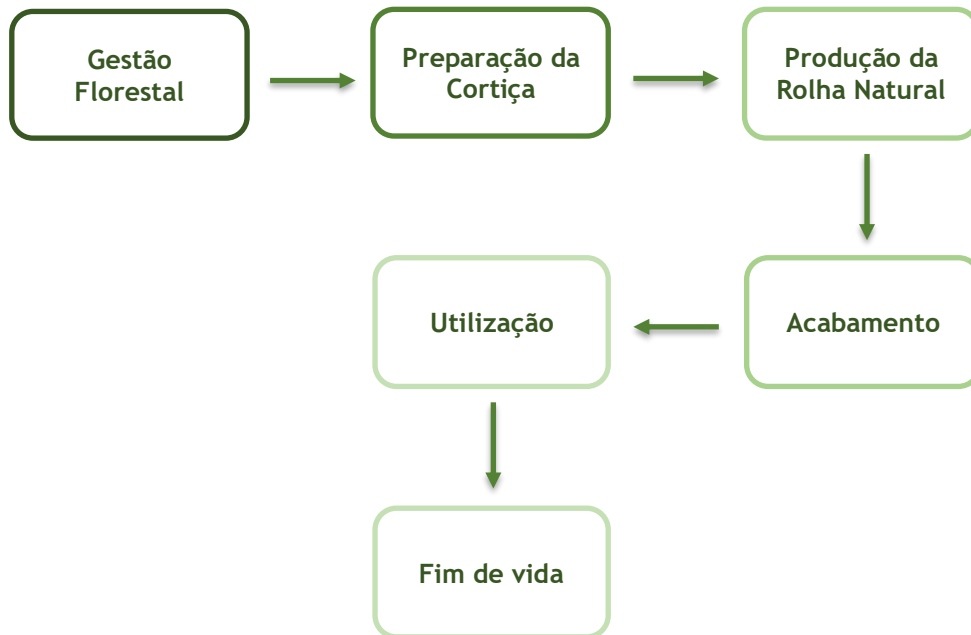
61. Geographic, N. *91%: A Chocante Percentagem de Plástico que Não é Reciclado*. 2017; Available from: <https://www.natgeo.pt/planeta-ou-plastico/2017/08/91-chocante-percentagem-de-plastico-que-nao-e-reciclado>.
62. Vinventions. *NOMACORC GREEN LINE*. 2020; Available from: [https://www.vinventions.com/en-gb/faqs/cat1\\_nomacorc-green-line](https://www.vinventions.com/en-gb/faqs/cat1_nomacorc-green-line).
63. Pereira, H., *The rationale behind cork properties: a review of structure and chemistry*. BioResources, 2015. **10**(3): p. 6207-6229.
64. Pereira, H., *Cork: biology, production and uses*. 2011: Elsevier.
65. Pereira, H., *Variability of the chemical composition of cork*. BioResources, 2013. **8**(2): p. 2246-2256.
66. Cordeiro, N. *Fraccionamento da cortiça e caracterização dos seus componentes: estudo de possibilidades de valorização da suberina*. 1998.
67. Franke, R. and L. Schreiber, *Suberin – a biopolyester forming apoplastic plant interfaces*. Current Opinion in Plant Biology, 2007. **10**(3): p. 252-259.
68. Komilis, D.P. and R.K. Ham, *The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes*. Waste Management, 2003. **23**(5): p. 419-423.
69. Brebu, M. and C. Vasile, *Thermal degradation of lignin—a review*. Cellulose Chemistry & Technology, 2010. **44**(9): p. 353.
70. Barlaz, M.A., *Forest products decomposition in municipal solid waste landfills*. Waste Management, 2006. **26**(4): p. 321-333.
71. Arunachalam, M., et al., *Biodegradation of catechin*. Proceedings-Indian National Science Academy Part B, 2003. **69**(4): p. 353-370.
72. geoengineer. *Biodegradation in Municipal Solid Waste landfills*. 2015 [cited 2020 19 agosto 2020]; Available from: <https://www.geoengineer.org/education/web-class-projects/cee-549-geoenvironmental-engineering-fall-2015/assignments/biodegradation-in-municipal-solid-waste-landfills>.
73. Alportel, M.d.S.B.d. *Projeto de Reciclagem de Rolhas de Cortiça - Rolhão 2007*; Available from: <https://www.cm-sbras.pt/pt/menu/481/outros-residuos.aspx#rolhao--contentor-castanho>.
74. Portugal, G.d. *Ação Saca Rolhas 2016*; Available from: <http://www.guiasdeportugal.org/index.php/projetos/rolha>.
75. Liège, F.F.d. *Recyclage*. Available from: <http://www.planeteliège.com/recyclage.php>.
76. Amorim, E.b. *Ecobouchon*. Available from: <http://www.ecobouchon.com/>.
77. Reciclas Corcho, R.V. *Reciclas Corcho, Reciclas Vida*. 2012; Available from: <http://reciclasorchoreciclasvida.blogspot.com/search/label/Descripci%C3%B3n%20de%20la%20Campa%C3%B1a>.
78. UK, R. 2020; Available from: <https://recorkeduk.org/>.
79. Italia, A.C. *ETICO*. Available from: <https://www.amorimcorkitalia.com/it/etico>.
80. *Kork nutzen und Wälder schützen Mitmachen bei der NABU-KORKampagne*. Available from: <https://www.nabu.de/umwelt-und-ressourcen/aktionen-und-projekte/korkampagne/>.
81. Kork, K.f. 2020; Available from: <https://natuerlichkork.de/nachhaltigkeit/korken-fur-kork/>.
82. RecYcork. Available from: <http://www.recycork.be/>.

83. *Portuguese Cork Association, APCOR*. 2018 [13 / 07 / 2020]; Available from: <https://www.apcor.pt/produtos/rolhas/>.
84. ReCORK. 2020; Available from: <https://recork.com/>.

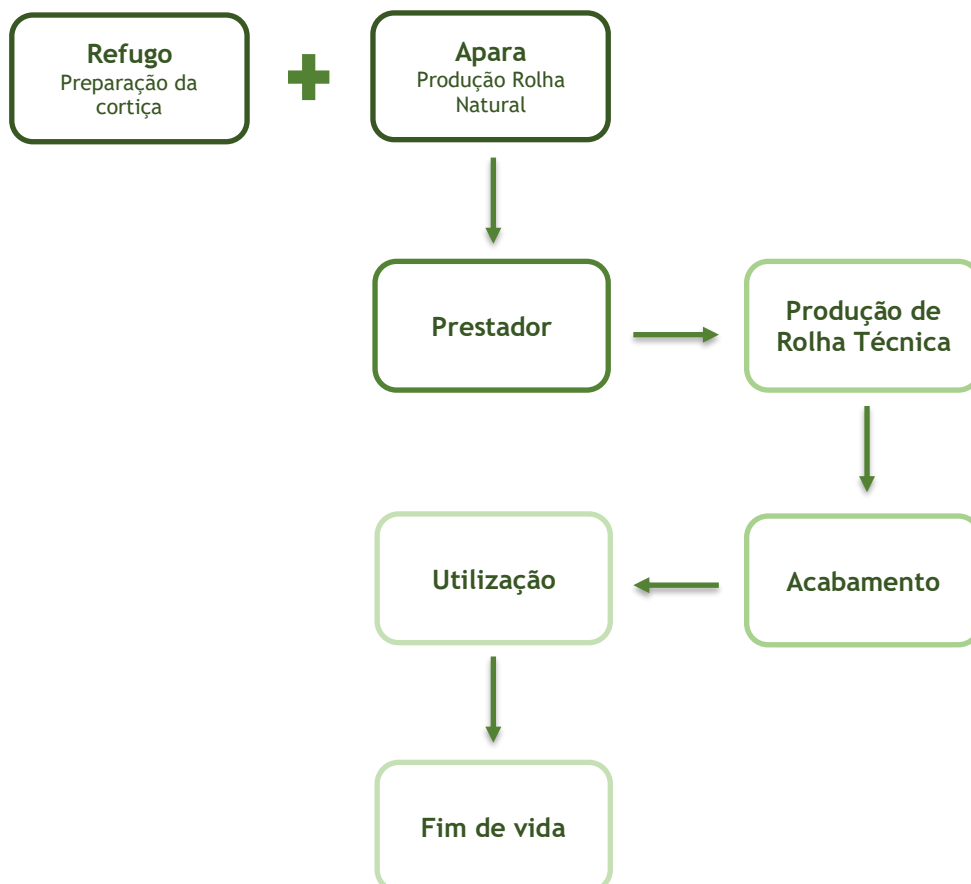
# ANEXOS

## Anexo A - Ciclo de vida dos vedantes

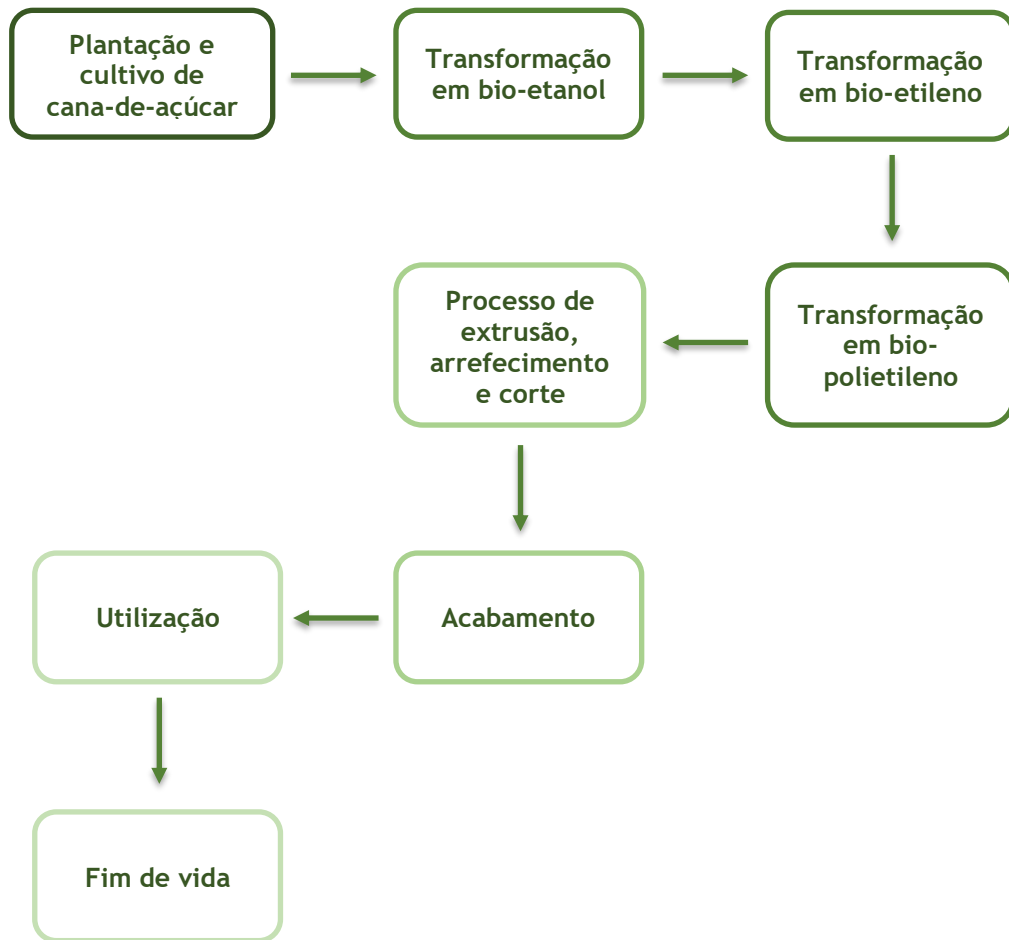
### Ciclo de vida Vedantes de Cortiça Natural [20]



### Ciclo de vida Vedantes de Microaglomerados de Cortiça [20]



Vedantes sintéticos de origem vegetal [62]



## Anexo B - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019

Tabela A 1 - Consumo mundial de vinho engarrafado em 2019 e estimativa de garrafas e vedantes utilizados

| PAÍS            | CONSUMO DE VINHO<br>[5, 30]<br>(Milhões hL) | CONSUMO DE VINHO<br>ENGARRAFADO<br>(Milhões hL) | VEDANTES<br>(Milhões) | DENSIDADE DE<br>VEDANTES<br>(vedantes/área (Km <sup>2</sup> )) |
|-----------------|---|---|-----------------------|--|
| ESTADOS UNIDOS  | 33  | 17,5  | 2 332,0               | 299,0  |
| FRANÇA          | 26,5  | 14,0  | 1 872,7               | 3 398,7  |
| ITÁLIA          | 22,6  | 12,0  | 1 597,1               | 5 305,9  |
| ALEMANHA        | 20,4  | 10,8  | 1 441,6               | 4 049,4  |
| CHINA           | 17,8  | 9,4   | 1 257,9               | 132,4  |
| REINO UNIDO     | 13  | 6,9   | 918,7                 | 3 796,1  |
| ESPANHA         | 11,1  | 5,9   | 784,4                 | 1 556,3  |
| FEDERAÇÃO RUSSA | 10  | 5,3   | 706,7                 | 41,6   |
| ARGENTINA       | 8,5   | 4,5   | 600,7                 | 216,1  |
| AUSTRÁLIA       | 5,9   | 3,1   | 416,9                 | 54,1   |
| PORTUGAL        | 5   | 2,7   | 353,3                 | 3 840,6  |
| CANADÁ          | 4,7   | 2,5   | 332,1                 | 33,3   |
| ÁFRICA DO SUL   | 4   | 2,1   | 282,7                 | 235,6  |
| ROMÉLIA         | 3,9   | 2,1   | 275,6                 | 1 158,0  |
| JAPÃO           | 3,5   | 1,9   | 247,3                 | 656,1  |
| PAISES BAIXOS   | 3,5   | 1,9   | 247,3                 | 6 032,5  |
| BRASIL          | 3,3   | 1,7   | 233,2                 | 27,4   |
| BELGICA         | 2,7   | 1,4   | 190,8                 | 6 360,0  |
| SUIÇA           | 2,7   | 1,4   | 190,8                 | 4 653,7  |
| HUNGRIA         | 2,5   | 1,3   | 176,7                 | 1 899,6  |

|                    |            |              |                 |             |
|--------------------|------------|--------------|-----------------|-------------|
| CHILE              | 2,4        | 1,3          | 169,6           | 224,3       |
| SUÉCIA             | 2,3        | 1,2          | 162,5           | 361,2       |
| AUSTRIA            | 2,3        | 1,2          | 162,5           | 1 939,5     |
| REPÚBLICA<br>CHECA | 2,1        | 1,1          | 148,4           | 1 902,6     |
| GRÉCIA             | 2          | 1,1          | 141,3           | 1 070,7     |
| DINAMARCA          | 1,5        | 0,8          | 106,0           | 2 465,1     |
| POLONIA            | 1,2        | 0,6          | 84,8            | 270,9       |
| MEXICO             | 1,2        | 0,6          | 84,8            | 44,6        |
| CROACIA            | 1,1        | 0,6          | 77,7            | 1 388,1     |
| SERVIA             | 1,1        | 0,6          | 77,7            | 883,3       |
| BULGARIA           | 1          | 0,5          | 70,7            | 636,6       |
| NOVA<br>ZELANDIA   | 0,5        | 0,3          | 35,3            | 130,9       |
| UCRÂNIA            | 0,5        | 0,3          | 35,3            | 61,3        |
| MOLDAVIA           | 0,5        | 0,3          | 35,3            | 1 045,4     |
| MADAGASCAR         | 0          | 0,0          | 0,0             | 0,0         |
| <b>MUNDO</b>       | <b>244</b> | <b>129,3</b> | <b>17 242,7</b> | <b>33,8</b> |

## Anexo C - Comportamento dos vedantes de cortiça no fim de vida

Os vedantes de cortiça, como já supramencionado, após a sua utilização serão encaminhados para o seu fim de vida como os resíduos sólidos urbanos. Como processos de gestão de RSU teve-se em conta a deposição em aterro, a incineração e a reciclagem. Devido à falta de informação que a literatura apresenta tanto a nível de mecanismos de decomposição química e biológica da cortiça como da taxa de biodegradabilidade da cortiça e as suas condições ótimas pretendeu-se analisar como a cortiça se comporta nas diferentes opções de fim de vida. Para tal, a análise da composição química da cortiça apresenta destaque nesta secção uma vez que as suas características químicas são responsáveis em grande parte pelas propriedades que tornam a cortiça um material tão valioso.

A composição química da cortiça foi estudada pela primeira em 1787 por Brugnatelli, mas é uma temática que atualmente ainda esta sob uma extensa pesquisa [63, 64]. Nos estudos existentes verifica-se a presença de quatro constituintes principais:

- \* **A suberina** - principal componente da estrutura da parede celular e é responsável por muitas das propriedades do material, correspondendo a quase metade da estrutura da parede celular (45%) [17, 64];
- \* **A lenhina** - segundo componente da estrutura da parede celular mais importante e existe numa quantidade semelhante à que existe na madeira (25%), é um componente que juntamente com a suberina é determinante para algumas características e propriedades da cortiça como material [64, 65];
- \* **A celulose** - apresenta um papel menor na construção da parede celular da cortiça, representando cerca de apenas 15% [17, 64];
- \* **Os taninos** - são os compostos em maior percentagem no grupo dos extratáveis da cortiça, representando 5% da estrutura da parede celular [66].

Do estudo da biodegradabilidade, relativamente ao constituinte suberina, este é o que apresenta maior resistência à degradação uma vez que este componente atua como uma barreira que delimita o transporte de água e nutrientes e que protege da invasão de agentes patogénicos [17, 67].

Em relação à lenhina, alguns estudos demonstram que resíduos com elevada percentagem inicial de lenhina na sua constituição apresentavam taxas de degradação relativamente baixas [68]. Isto deve-se ao facto da degradação da lenhina ser fortemente influenciada pela sua natureza, temperatura de reação, taxa de aquecimento e atmosfera de degradação, o que irá afetar por sua vez a temperatura de degradação, de conversão e o rendimento do produto [69].

Segundo Ham (2003), a lenhina é conhecida por ser não biodegradável em ambientes anaeróbicos, uma vez que a sua fragmentação inicial requer a presença de oxigênio. Assim, a degradação da lenhina realiza-se principalmente por processos aeróbios, contudo apesar de haver alguma decomposição da lenhina esta é muito reduzida quando comparada com a degradação da celulose e hemicelulose que apresentam taxas de decomposição substancialmente superiores.

Chandler et al. (1980) investigou o efeito da lignina na decomposição de resíduos sólidos em ambientes anaeróbicos onde formulou uma correlação matemática para a biodisponibilidade de substratos orgânicos baseado no seu teor em lenhina, expressa pela equação B1.

$$B = 0,83 - (0,028) * X_1 \quad [B1]$$

Sendo que B representa a fração biodegradável do substrato e  $X_1$  o conteúdo inicial de lignina (em % de sólidos voláteis).

No que toca à constituinte celulose, verifica-se que este e a hemicelulose são dos principais componentes biodegradáveis dos RSU assim a degradação dos vedantes de cortiça ocorre essencialmente neste componente. A sua decomposição é delimitada tanto pelas condições ambientais dos aterros como pela presença de lenhina [70]. Vários estudos (Wang et al., 1994; Stinson e Ham, 1995; Eleazer et al., 1997; Baldwin et al., 1998) demonstram que a lenhina inibe a decomposição da celulose em resíduos, no entanto, o grau em que essa relação pode ser modelada varia entre os estudos.

Por fim os taninos, apesar de representarem uma pequena percentagem na estrutura da parede celular, irão influenciar diretamente a taxa de biodegradação da cortiça. Esta influência deve-se ao facto de que taninos com concentrações superiores a 1 a 2% reduzirem, consideravelmente, a decomposição da matéria orgânica (Field & Lettinga (1992)). Segundo Scalbert (1991), na presença de taninos ocorrerá a inibição da enzima biodegradável do organismo atacante o que irá contribuir para a diminuição da capacidade e da velocidade de decomposição da matéria orgânica [71]. Esta inibição deve-se à capacidade dos taninos se complexarem com proteínas e aminoácidos. É importante referir que em concentrações molares elevadas estes representam no meio ambiente um grau elevado de toxicidade (Arunachalam 2001).

A decomposição em aterro, uma das opções de gestão dos RSU, apresenta cinco fases fundamentais na decomposição de resíduos biodegradáveis. Estas são a Hidrólise (I), a Fase de Transição (II), a Acetogénese (III), a Metanogénese (IV) e a Maturação (V), sendo que a hidrólise corresponde a fase aeróbia e as restantes a fase anaeróbia [34]. A duração de cada fase irá variar dependendo das condições que o aterro apresenta. Estas condições terão um impacto significativo na taxa de decomposição dos resíduos, sendo que os fatores que influenciam esta

variância pode ser a percentagem de humidade, o pH do solo e dos resíduos, o tamanho das partículas, a capacidade de arejamento, entre outros [70].

Os resíduos sólidos, quando colocados em aterro, sofrem inúmeras alterações sendo umas delas alterações biológicas. A decomposição biológica da matéria orgânica primeiramente passa pela fase aeróbia que ocorrerá durante um pequeno curto período de tempo até que o oxigénio inicialmente presente se esgote. Esta fase é relativamente pequena o que faz com que seja desprezável relativamente à emissão de gases, como se pode verificar na Figura B1. Desta forma, após o oxigénio disponível ser completamente consumido a decomposição irá se tornar anaeróbia, onde ocorrerá a maior emissão de gases essencialmente de CO<sub>2</sub> e de CH<sub>4</sub>.

Sabendo que na cortiça o principal componente responsável pela degradação é a celulose, é então possível, tendo em conta a relação de estequiometria entre a celulose e o CH<sub>4</sub> definido por Barlaz M.A. (2006), estimar as emissões gasosas. A relação estequiométrica da conversão da celulose em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> é dada pela equação B2.

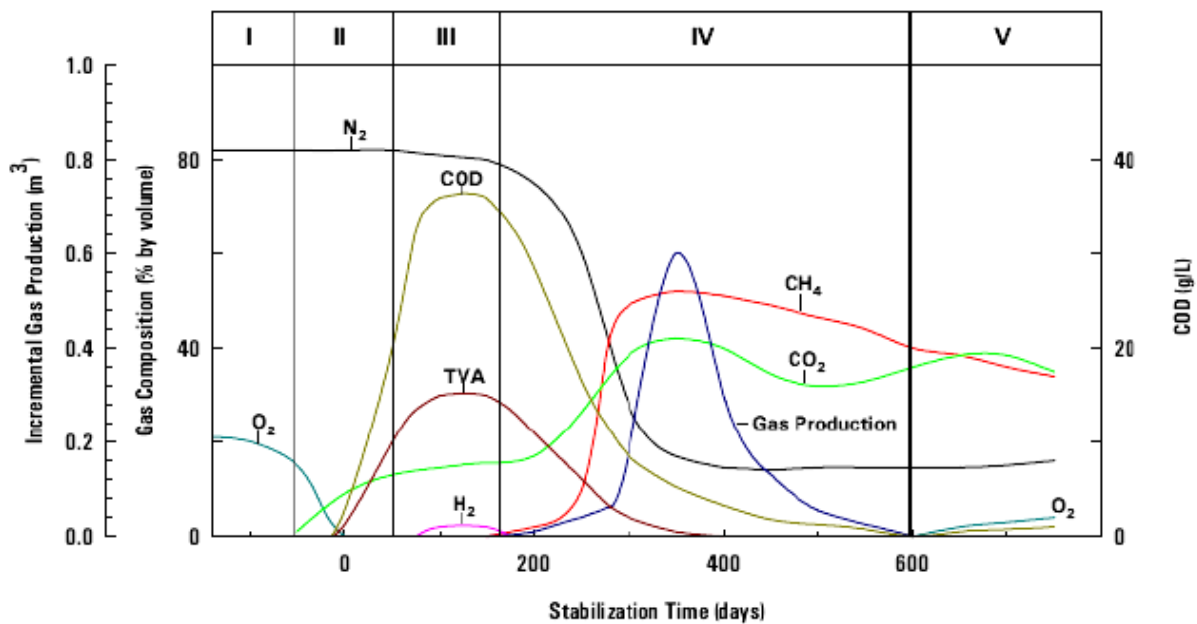
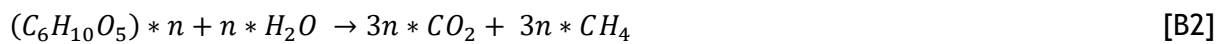


Figura B 1 - Fases da degradação dos resíduos sólidos urbanos num aterro típico [72]

## Anexo D - Programas de Reciclagem de Vedantes de Cortiça

| País     | Programa              | Objetivos  | Ações Realizadas   | Metas atingidas                                |
|----------|-----------------------|--|--|--|
| PORTUGAL | Green Cork [33, 44]   | - Financiamento da plantação de árvores autóctones portuguesas com a recolha dos vedantes de cortiça (Programa “Floresta Comum”)   | Recolha de 84,5 milhões de rolhas de cortiça o que equivale a plantação de 926 mil árvores | No ano de 2014, a taxa de reciclagem foi de 2% |
|          | Rolhão [73]           | - Reciclagem e aproveitamento das rolhas depois de extraídas das garrafas para a posterior manufatura de produtos com fins diversos  | Em 2007 alcançaram a recolha de 400 kg de rolhas o que equivale a 111 mil rolhas           | -  |
|          | Ação Saca-Rolhas [74] | - Contribuir para a preservação ambiental, reaproveitamento de um recurso natural;<br>- Colaboração com instituições de solidariedade social.  | Até 2016 foram recolhidas mais de 32 toneladas, o que equivale a 8 000 milhões de rolhas   | -  |
| França   | Recyclage [75]        | - Reaproveitamento de rolhas para a produção de novos produtos<br>- Os lucros revertem a favor de causas humanitárias ou vai para a Institut Méditerranéen du Liège (plantação de novos sobreiros) | -  | -  |
|          | Ecobouchon [76]       | - Recolha e reciclagem de rolhas promovida pela Amorim France  | -  | -  |

|                    |                                       |   |  |   |
|--------------------|---------------------------------------|---|--|---|
| <b>ESPAÑA</b>      | Recicla Corcho,<br>Reciclas Vida [77] | - Reciclagem e recolha de rolhas de cortiça para posterior utilização em trabalhos manuais por deficientes  | -  | - |
| <b>Reino Unido</b> | Recorked UK [78]                      | - Recolha de rolhas de cortiça<br>- Doar uma % dos lucros a projetos de caridade ou doar as rolhas às escolas para trabalhos manuais  | -  | - |
| <b>Itália</b>      | Etico [79]                            | - Recolha e reciclagem de rolhas em várias cidades do país, em parceria com um conjunto de associações ligadas a causas diversas  | -  | - |
|                    | Korkkampagne [80]                     | - Conservação de matéria-prima.<br>- Reintrodução das rolhas de cortiça na produção de novos produtos.<br>- Lucros revertem a favor de uma das maiores associações para deficientes motores de Hamburgo.  | Desde a sua criação já se recolheram 500 toneladas de rolhas o equivalente a 125 milhões de rolhas | - |
| <b>ALEMANHA</b>    | Korken für Kork [81]                  | - Incorpora pessoas portadoras de deficiência, empregando-as nas suas oficinas de processamento de cortiça<br>- Redução da produção de resíduos<br>- Conservação de matéria-prima virgem<br>- Incentivos para o envolvimento da sociedade local com a associação Diakonie Kork; | A recolha mais recente foi de cerca de 45 milhões de rolhas de garrafa                             | - |

|                  |                 |  |   |  |
|------------------|-----------------|--|---|--|
| <b>BÉLGICA</b>   | Recycork [82]   | - Recolha e reciclagem de rolhas de cortiça  | Em 2009<br>recolheram 7 245<br>kg de rolhas o que<br>corresponde a 2<br>milhões de rolhas | 1%                                       |
| <b>AUSTRÁLIA</b> | Clean Up [83]   | - Recolha e reciclagem de rolhas de cortiça  | -   | Todos os anos<br>mais de 30<br>toneladas |
| <b>EUA</b>       | ReCork [84]     | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Reciclar rolhas</li> <li>- Instruir o público sobre o papel fundamental das florestas de sobro no combate às alterações climáticas e para a proteção do ecossistema</li> <li>- Parceria com a SOLE que desenvolve produtos que substitui o plástico por cortiça</li> </ul>    | Até hoje foram recolhidas 110 milhões de rolhas   | -  |
|                  | CORK Re-Harvest | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Recolha de rolhas de cortiça</li> <li>- Educar a sociedade para perigo da extinção do lince ibérico e da águia imperial ibérica.</li> <li>- Instruir a sociedade sobre montados de sobreiros e a biodiversidade</li> <li>- Preservação do montado e do ecossistema</li> </ul> | -   | -  |

# Anexo E - Norma EN 13432

NP  
EN 13432  
2015

p. 7 de 24

## 1 Objetivo e campo de aplicação

A presente Norma Europeia especifica os requisitos e os métodos que permitem a determinação da possibilidade de realizar a compostagem e tratamento anaeróbio de embalagens e materiais de embalagem, com base nas seguintes características:

- 1) biodegradabilidade,
- 2) desintegração durante o tratamento biológico,
- 3) efeito no processo de tratamento biológico, e
- 4) efeito na qualidade do composto resultante.

No caso de uma embalagem ser constituída por diferentes componentes, alguns dos quais são compostáveis e outros não, então a embalagem em si não é considerada como compostável. No entanto, caso algum dos componentes puder ser facilmente separado manualmente antes da eliminação, então os elementos compostáveis podem ser efetivamente considerados como tal a partir do momento que se encontrem separados dos elementos não compostáveis.

Esta Norma Europeia abrange a compostabilidade de embalagens em si, mas não aborda os regulamentos que poderão existir relativamente à compostabilidade de elementos residuais.

Esta Norma Europeia estabelece as disposições para a obtenção de informação do processamento das embalagens em estações de tratamento de resíduos controlados, mas não considera os resíduos de embalagem que poderão acabar no ambiente de forma não controlada, isto é, como resíduos indiferenciáveis.

A relação principal entre esta Norma Europeia, outras quatro Normas de Embalagem Europeias (mandatadas) e um Relatório CEN (mandatado) é especificada na EN 13427:2000.

## 2 Referências normativas

A presente Norma Europeia inclui, por referência datada ou não, disposições relativas a outras normas. Estas referências normativas são citadas nos lugares apropriados do texto, e as normas são listadas a seguir.

Para as referências datadas, as emendas ou revisões subsequentes de qualquer destas normas, só se aplicam à presente Norma se nela incorporada por emenda ou revisão. Para as referências não datadas, aplica-se a última edição da norma referida (incluindo as emendas).

|                |   |
|----------------|---|
| EN 13193:2000  | <i>Packaging – Packaging and the environment – Terminology</i>  |
| EN 13427:2000  | <i>Packaging and the environment – Requirements for the use of European standards in the field of packaging and packaging waste</i>   |
| ISO 14851:1999 | <i>Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous medium – Method by measuring the oxygen demand in a closed respirometer</i>                    |
| ISO 14852:1999 | <i>Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous medium – Method by analysis of evolved carbon dioxide</i>                                      |
| ISO 14855:1999 | <i>Determination of the ultimate aerobic biodegradability and disintegration of plastic materials under controlled composting conditions – Method by analysis of evolved carbon dioxide</i> |

**NP**  
**EN 13432**  
**2015**

p. 10 de 24

#### **4.3.2 Materiais de origem natural**

Materiais de embalagem sem modificação química e constituintes de origem natural, tais como, madeira, fibra de madeira, fibra algodão, amido, pasta de papel ou juta, devem ser aceites como biodegradáveis sem necessidade de ensaios (ver secção 6). No entanto, devem ser caracterizados quimicamente (ver 4.2) e estar em conformidade com os critérios de desintegração (ver secção 7) e de qualidade do composto (ver secção 8).

#### **4.4 Registo do resultado da avaliação**

##### **4.4.1 Lista de verificação**

Para cada embalagem deve ser registado, numa lista de verificação da avaliação, o resultado de cada avaliação ou ensaio realizado (como exigido na 4.2.1), sendo o resultado combinado utilizado para determinar se o material de embalagem, ou a embalagem, são aptos a tratamento biológico, e por consequência adequado à valorização orgânica. Esta lista de verificação deve ser utilizada para identificar toda a informação suplementar (ver Anexo C).

##### **4.4.2 Documentação de apoio**

A lista de verificação em conjunto com qualquer outra informação (incluindo dados técnicos de origem externa) necessária para suportar as conclusões obtidas nas avaliações, deve ser conservada e disponibilizada para inspeção, se solicitado.

##### **4.5 Aplicação**

A aplicação desta Norma a uma qualquer embalagem em particular deve ser feita como especificado na EN 13427:2000.

### **5 Organização de um programa de ensaios**

Dada a relativa complexidade de alguns dos procedimentos, é essencial que a avaliação e os ensaios sejam levados a cabo de um modo formal e organizado. Apesar de esta Norma não pretender especificar essa organização, é apresentado no Anexo B o fluxograma de um programa recomendado.

Quando necessário, o ensaio de desintegração pode também ser utilizado para obter informação sobre os efeitos negativos que uma embalagem, ou material de embalagem, pode ter no processo de compostagem.

O composto não é unicamente o produto final do processo de compostagem aeróbio, mas também o produto estabilizado aeróbicamente do processo de biogaseificação anaeróbia. Quando apropriado deve ser realizado, adicionalmente, o ensaio de desintegração anaeróbia.

*NOTA: É importante reconhecer que não é necessário que a biodegradação de uma embalagem ou material de embalagem seja total no final do tratamento biológico nas instalações técnicas, mas que pode ser finalizada durante a utilização do composto produzido.*

### **6 Ensaio de biodegradabilidade em laboratório**

Apenas devem ser utilizados ensaios de biodegradação que forneçam informação inequívoca sobre a biodegradabilidade inerente e final de um material de embalagem, ou dos seus constituintes orgânicos.

O ensaio de compostagem aeróbia controlada, o qual é tecnicamente idêntico ao da ISO 14855:1999, deve ser utilizado, exceto se não for adequado ao tipo e propriedades do material a ser ensaiado.

## Anexo A

(normativo)

### Critérios de avaliação

#### A.1 Caracterização química

##### A.1.1 Sólidos voláteis

As embalagens, materiais de embalagem, ou componentes de embalagem, devem conter um teor mínimo de 50 % de sólidos voláteis, o que exclui amplamente os materiais inertes.

##### A.1.2 Metais pesados e outras substâncias tóxicas e perigosas

A concentração de qualquer das substâncias listadas no Quadro A.1, presentes nos materiais de embalagem ou nas embalagens completas, não deve exceder o valor constante na mesma.

Quadro A.1 – conteúdo máximo por elemento para materiais de embalagem e embalagens completas

| Elemento | mg/kg em matéria seca | Elemento | mg/kg em matéria seca |
|----------|-----------------------|----------|-----------------------|
| Zn       | 150                   | Cr       | 50                    |
| Cu       | 50                    | Mo       | 1                     |
| Ni       | 25,0                  | Se       | 0,75                  |
| Cd       | 0,5                   | As       | 5                     |
| Pb       | 50                    | F        | 100                   |
| Hg       | 0,5                   |          |                       |

*NOTA: É assumido que 50 % do peso original das embalagens ou materiais de embalagem vai manter-se no composto após o tratamento biológico, juntamente com a quantidade total original de substâncias perigosas. Os valores limite são baseados nos critérios ecológicos para a atribuição do rótulo ecológico comunitário aos corretores de solos (CE JOL, 219, 7.8.98, p.39) e são definidos em 50 % concentração máxima desses valores.*

#### A.2 Biodegradabilidade

##### A.2.1 Constituintes orgânicos significativos

A.2.1.1 Como a biodegradabilidade deve ser determinada para cada material de embalagem ou constituinte orgânico significativo, o termo significativo designa todos os constituintes orgânicos presentes em mais de 1 % do peso seco desse material.

A.2.1.2 A proporção total de constituintes orgânicos sem biodegradabilidade determinada não deve exceder os 5 %.

## Anexo F -Quantidade de vedantes por área geográfica do país consumidor

| PAÍS        | ÁREA (Km <sup>2</sup> ) | VEDANTES                       |                              | TOTAL VEDANTES CORTIÇA (ton/Km <sup>2</sup> ) | TOTAL VEDANTES CORTIÇA (Kg/Km <sup>2</sup> ) |
|-------------|-------------------------|--------------------------------|------------------------------|---|--|
|             |                         | NATURAL (ton/Km <sup>2</sup> ) | MICRO (ton/Km <sup>2</sup> ) |   |  |
| EUA         | 9 834 000               | 1,22E-04                       | 4,93E-04                     | 6,15E-04                                      | 6,15E-01                                     |
| FRANÇA      | 551 000                 | 1,74E-03                       | 7,07E-03                     | 8,81E-03                                      | 8,81E+00                                     |
| ITÁLIA      | 301 000                 | 2,72E-03                       | 1,10E-02                     | 1,38E-02                                      | 1,38E+01                                     |
| ALEMANHA    | 356 000                 | 2,08E-03                       | 8,42E-03                     | 1,05E-02                                      | 1,05E+01                                     |
| CHINA       | 9 500 000               | 6,79E-05                       | 2,75E-04                     | 3,43E-04                                      | 3,43E-01                                     |
| REINO UNIDO | 242 000                 | 1,95E-03                       | 7,89E-03                     | 9,84E-03                                      | 9,84E+00                                     |
| ESPAÑA      | 504 000                 | 7,98E-04                       | 3,24E-03                     | 4,03E-03                                      | 4,03E+00                                     |
| PORTUGAL    | 92 000                  | 1,97E-03                       | 7,98E-03                     | 9,95E-03                                      | 9,95E+00                                     |

## Anexo G - Diferença entre os impactes da deposição, da incineração para com o transporte, para cada país e para cada categoria de impacte

Aqui são apresentadas as diferenças entre a deposição e a incineração com o transporte para cada categoria de impacte. O objetivo principal deste cálculo é analisar que impacte poderá estar associado a etapa da transformação da reciclagem de forma a que este não seja superior ao impacte já associado a deposição e a incineração. Os valores são todos reportados a unidade funcional (igual a uma tonelada). A amarelo encontram-se representado os valores onde as diferenças de impacte são negativos.

### ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

| PAÍS           | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg CO <sub>2</sub> eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg CO <sub>2</sub> eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg CO <sub>2</sub> eq.) | DIFERENÇA                       |                                 |
|----------------|---|---|--|---------------------------------|---------------------------------|
|                |   |   |  | A-C<br>(Kg CO <sub>2</sub> eq.) | B-C<br>(Kg CO <sub>2</sub> eq.) |
| ESTADOS UNIDOS | 508,99                                  | 519,57                                    | 25,99                                    | 483,00                          | 493,57                          |
| CHINA          |   |   | 34,79                                    | 474,21                          | 484,78                          |
| FRANÇA         | 6,87                                    |   | 796,90                                   | 512,70                          |                                 |
| ITÁLIA         | 5,50                                    |   | 798,27                                   | 514,07                          |                                 |
| ALEMANHA       | 6,29                                    |   | 797,48                                   | 513,28                          |                                 |
| REINO UNIDO    | 6,50                                    |   | 797,27                                   | 513,07                          |                                 |
| ESPAÑA         | 10,15                                   |   | 793,62                                   | 509,42                          |                                 |
| PORTUGAL       | 6,46                                    |   | 797,31                                   | 513,11                          |                                 |
|                | 803,77                                  |   |  |                                 |                                 |

## DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZONO

| PAÍS                  | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg CFC-11 eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg CFC-11 eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg CFC-11 eq.) | DIFERENÇA              |                        |
|-----------------------|--------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|------------------------|
|                       |                                |                                  |                                 | A-C<br>(Kg CFC-11 eq.) | B-C<br>(Kg CFC-11 eq.) |
| <b>ESTADOS UNIDOS</b> | 3,20E-06                       | 3,93E-06                         | 4,97E-06                        | -1,77E-06              | -1,04E-06              |
| <b>CHINA</b>          |                                |                                  | 6,65E-06                        | -3,45E-06              | -2,72E-06              |
| <b>FRANÇA</b>         | 1,79E-06                       |                                  | 1,31E-06                        | 4,76E-07               | 2,62E-06               |
| <b>ITÁLIA</b>         |                                |                                  | 1,05E-06                        | 7,38E-07               | 2,88E-06               |
| <b>ALEMANHA</b>       |                                |                                  | 1,20E-06                        | 5,86E-07               | 2,73E-06               |
| <b>REINO UNIDO</b>    |                                |                                  | 1,24E-06                        | 5,47E-07               | 2,69E-06               |
| <b>ESPAÑA</b>         |                                |                                  | 1,94E-06                        | -1,51E-07              | 1,99E-06               |
| <b>PORTUGAL</b>       |                                |                                  | 1,23E-06                        | 5,54E-07               | 2,70E-06               |

## ACIDIFICAÇÃO TERRESTRE

| PAÍS                  | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg SO <sub>2</sub> eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg SO <sub>2</sub> eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg SO <sub>2</sub> eq.) | DIFERENÇA                       |                                 |
|-----------------------|---|---|--|---------------------------------|---------------------------------|
|                       |   |   |  | A-C<br>(Kg SO <sub>2</sub> eq.) | B-C<br>(Kg SO <sub>2</sub> eq.) |
| <b>ESTADOS UNIDOS</b> | 1,48E-01                                | 0,25                                      | 0,10                                     | 0,05                            | 0,15                            |
| <b>CHINA</b>          |   |   | 0,14                                     | 0,01                            | 0,11                            |
| <b>FRANÇA</b>         | 0,25                                    |   | 0,03                                     | 0,22                            | 0,22                            |
| <b>ITÁLIA</b>         |   |   | 0,02                                     | 0,23                            | 0,23                            |
| <b>ALEMANHA</b>       |   |   | 0,02                                     | 0,22                            | 0,23                            |
| <b>REINO UNIDO</b>    |   |   | 0,03                                     | 0,22                            | 0,22                            |
| <b>ESPAÑA</b>         |   |   | 0,04                                     | 0,21                            | 0,21                            |
| <b>PORTUGAL</b>       |   |   | 0,03                                     | 0,22                            | 0,22                            |

## TOXICIDADE HUMANA

| PAÍS           | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg 1,4-DB eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg 1,4-DB eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | DIFERENÇA              |                        |
|----------------|--------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|------------------------|
|                |                                |                                  |                                 | A-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | B-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) |
| ESTADOS UNIDOS | 445,96                         | 393,49                           | 7,04                            | 438,92                 | 386,44                 |
| CHINA          |                                |                                  | 1,86                            | 436,54                 | 384,06                 |
| FRANÇA         | 1,16                           |                                  | 1,49                            | -0,7                   | 391,63                 |
| ITÁLIA         |                                |                                  | 1,70                            | -0,33                  | 392,00                 |
| ALEMANHA       |                                |                                  | 9,42                            | -0,55                  | 391,78                 |
| REINO UNIDO    |                                |                                  | 1,76                            | -0,60                  | 391,73                 |
| ESPANHA        |                                |                                  | 2,75                            | -1,59                  | 390,74                 |
| PORTUGAL       |                                |                                  | 1,75                            | -0,59                  | 391,74                 |

## FORMAÇÃO DE OXIDANTES FOTOQUÍMICOS

| PAÍS           | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg NMVOC) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg NMVOC) | TRANSPORTE-C<br>(Kg NMVOC) | DIFERENÇA         |                   |
|----------------|---------------------------|-----------------------------|----------------------------|-------------------|-------------------|
|                |                           |                             |                            | A-C<br>(Kg NMVOC) | B-C<br>(Kg NMVOC) |
| ESTADOS UNIDOS | 0,35                      | 0,35                        | 0,14                       | 0,21              | 0,20              |
| CHINA          |                           |                             | 0,19                       | 0,16              | 0,16              |
| FRANÇA         | 0,59                      |                             | 0,04                       | 0,56              | 0,31              |
| ITÁLIA         |                           |                             | 0,03                       | 0,53              | 0,32              |
| ALEMANHA       |                           |                             | 0,03                       | 0,56              | 0,31              |
| REINO UNIDO    |                           |                             | 0,04                       | 0,56              | 0,31              |
| ESPANHA        |                           |                             | 0,05                       | 0,54              | 0,29              |
| PORTUGAL       |                           |                             | 0,03                       | 0,56              | 0,31              |

## ECOTOXICIDADE EM ÁGUA DOCE

| PAÍS           | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg 1,4-DB eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg 1,4-DB eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | DIFERENÇA              |                        |
|----------------|--------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|------------------------|
|                |                                |                                  |                                 | A-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | B-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) |
| ESTADOS UNIDOS | 164,75                         | 297,17                           | 0,10                            | 164,65                 | 297,07                 |
| CHINA          |                                |                                  | 0,14                            | 164,62                 | 297,04                 |
| FRANÇA         | 0,03                           |                                  | -0,02                           | 297,15                 |                        |
| ITÁLIA         | 0,02                           |                                  | -0,02                           | 297,15                 |                        |
| ALEMANHA       | 0,02                           |                                  | -0,02                           | 297,15                 |                        |
| REINO UNIDO    | 0,03                           |                                  | -0,02                           | 297,15                 |                        |
| ESPANHA        | 0,04                           |                                  | -0,04                           | 297,13                 |                        |
| PORTUGAL       | 0,03                           |                                  | -0,02                           | 297,15                 |                        |
|                | 4,04E-03                       |                                  |                                 |                        |                        |

## ECOTOXICIDADE MARINHA

| PAÍS           | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg 1,4-DB eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg 1,4-DB eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | DIFERENÇA              |                        |
|----------------|--------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|------------------------|------------------------|
|                |                                |                                  |                                 | A-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) | B-C<br>(Kg 1,4-DB eq.) |
| ESTADOS UNIDOS | 141,64                         | 287,50                           | 0,17                            | 141,48                 | 287,34                 |
| CHINA          |                                |                                  | 0,22                            | 141,42                 | 287,28                 |
| FRANÇA         | 0,04                           |                                  | -0,03                           | 287,46                 |                        |
| ITÁLIA         | 0,04                           |                                  | -0,03                           | 287,47                 |                        |
| ALEMANHA       | 0,04                           |                                  | -0,03                           | 287,46                 |                        |
| REINO UNIDO    | 0,04                           |                                  | -0,04                           | 287,46                 |                        |
| ESPANHA        | 0,07                           |                                  | -0,06                           | 287,44                 |                        |
| PORTUGAL       | 0,04                           |                                  | -0,04                           | 287,46                 |                        |
|                | 6,06E-03                       |                                  |                                 |                        |                        |

## DEPLEÇÃO DE RECURSOS FÓSSEIS

| PAÍS                  | DEPOSIÇÃO-A<br>(Kg oil eq.) | INCINERAÇÃO-B<br>(Kg oil eq.) | TRANSPORTE-C<br>(Kg oil eq.) | DIFERENÇA           |                     |
|-----------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------------|
|                       |                             |                               |                              | A-C<br>(Kg oil eq.) | B-C<br>(kg oil eq.) |
| <b>ESTADOS UNIDOS</b> | 7,91                        | 7,01                          | 9,49                         | -1,59               | -2,49               |
| <b>CHINA</b>          |                             |                               | 12,71                        | -4,80               | -5,70               |
| <b>FRANÇA</b>         | 13,79                       |                               | 2,51                         | 11,28               | 4,50                |
| <b>ITÁLIA</b>         |                             |                               | 2,01                         | 11,78               | 5,00                |
| <b>ALEMANHA</b>       |                             |                               | 2,30                         | 11,49               | 4,71                |
| <b>REINO UNIDO</b>    |                             |                               | 2,37                         | 11,41               | 4,63                |
| <b>ESPAÑA</b>         |                             |                               | 3,71                         | 10,08               | 3,30                |
| <b>PORTUGAL</b>       |                             |                               | 2,36                         | 11,43               | 4,65                |

## Anexo H - Resultados obtidos para os diferentes cenários para cada categoria de impacto ambiental

