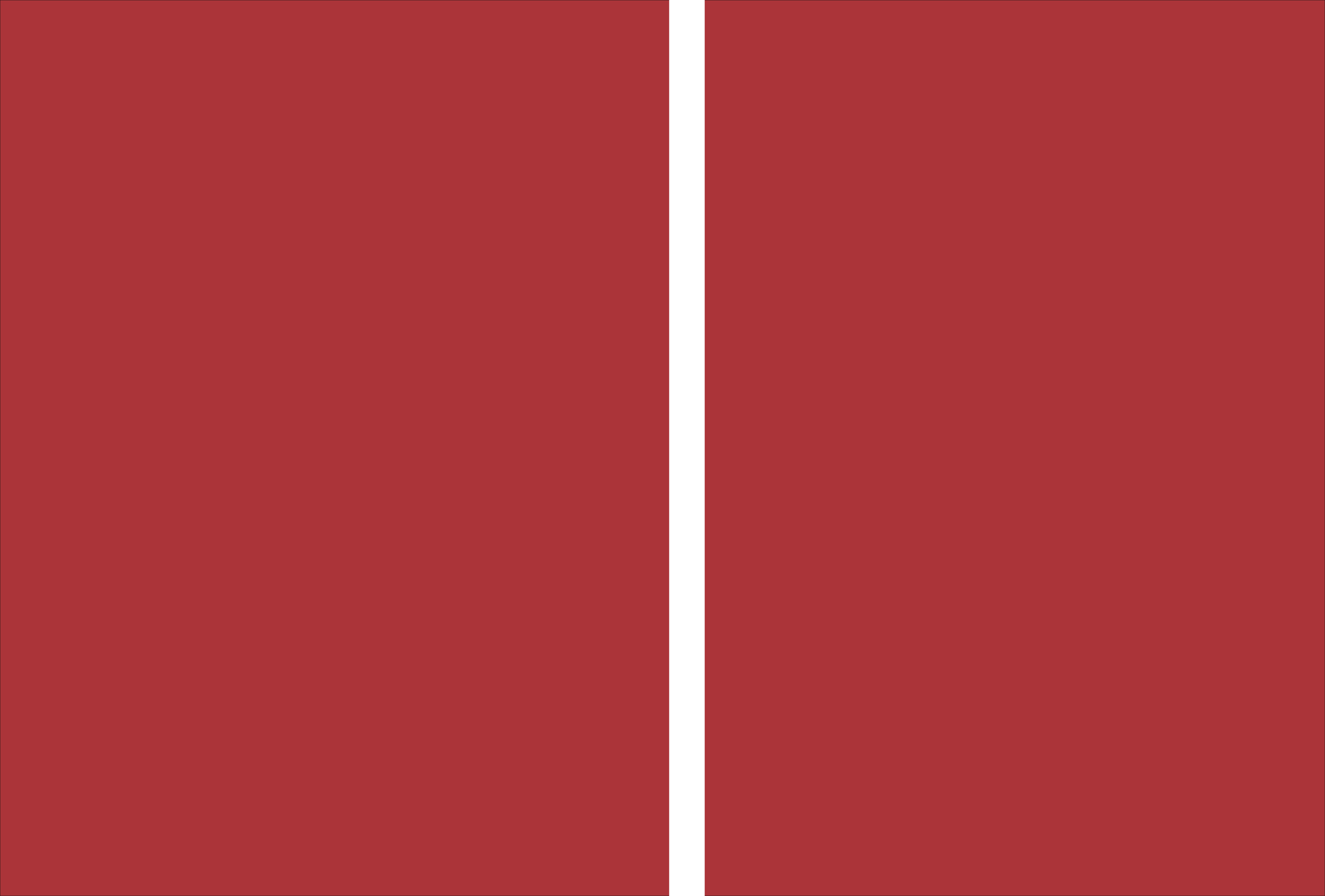


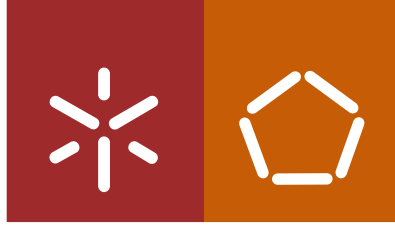


Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Lucas Pereira do Nascimento

Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos em materiais de pavimentação rodoviária





Universidade do Minho
Escola de Engenharia

Lucas Pereira do Nascimento

**Avaliação do impacte ambiental da utilização
de resíduos em materiais de pavimentação
rodoviária**

Tese de Doutoramento
Doutoramento em Gestão e Tratamento de Resíduos

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor Joel Ricardo Martins de Oliveira
e da
Professora Doutora Maria Cândida Lobo Guerra Vilarinho

outubro de 2019

DIREITOS DE AUTOR E CONDIÇÕES DE UTILIZAÇÃO DO TRABALHO POR TERCEIROS

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.

Licença concedida aos utilizadores deste trabalho



Atribuição-SemDerivações
CC BY-ND

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

Agradecimentos

Realizar uma tese de doutoramento envolve uma mudança de paradigma pessoal e intelectual e não é possível sem contar com o apoio de um conjunto de pessoas e entidades que auxiliam a sua conclusão. Assim, deixo aqui os meus sinceros agradecimentos a esse conjunto de pessoas e entidades que foram de suma importância para a realização e conclusão desta tese de doutoramento.

Inicialmente quero agradecer a Deus pelo dom da vida. Um grande agradecimento e reconhecimento a todo esforço e sacrifício dos meus amados pais, Ermano Nascimento e Maria Verônica. Apesar da distância, sempre me apoiaram em todas as etapas desta caminhada, assim como meu irmão Mateus Pereira. Mainha e painho obrigado por tudo. Quero agradecer à minha família, meus avós, tios, tias e primos, pelas palavras de apoio e conversas. Também quero agradecer aos meus familiares a quem não pude dizer adeus, como meu avô Antônio Rodrigues, minha tia Maria da Paz e meu tio Almir.

À minha amada esposa Marina Maria Soares Silva, agradeço pela paciência e compreensão, motivação, por me ajudar a ser uma pessoa melhor, por tornar tudo mais suportável e divertido com suas histórias. Obrigado por estares ao meu lado e fazeres parte da minha vida. Quero agradecer aos meus sogros, José Soares e Gleice Soares, por suas palavras e gestos de afeto e carinho para comigo, sempre dando força e apoio na minha vida pessoal. Minha sincera gratidão! Quero agradecer aos meus amados amigos que fizeram parte desse processo.

Aos meus orientadores, o Professor Joel Oliveira e Professora Cândida Vilarinho, obrigado pela amabilidade, atenção e carinho, pelos conhecimentos transmitidos, apoio, paciência e por acreditarem em mim. Quero demonstrar minha profunda gratidão e respeito pelos senhores.

Quero agradecer ao Professor Luiz Miguel Prata Gomes, por ter-me incentivado desde a inscrição neste doutoramento, pela motivação e apoio, pelos seus conhecimentos filosóficos ofertados, e principalmente por sua inestimável amizade. Gostaria de agradecer ao Professor Hugo Silva por sua amabilidade, humor, paciência, transmissão de conhecimento e atenção para comigo. Ao Engenheiro Carlos Palha e ao Engenheiro Hélder Torres, agradeço pela atenção, apoio e toda ajuda cedida. Quero agradecer aos amigos do laboratório, Caio Rubens, Sara Fernandes, Liliana Abreu e Daniela Palha.

Quero agradecer ao CVR e seus funcionários que colaboraram na realização deste trabalho, como André Mota, Irene Morais e Hugo Antoninho. Aos amigos que fiz no CVR e que de forma indireta contribuíram com palavras e demonstração de afeto, ficam meus agradecimentos.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a Universidade do Minho pelas condições que permitiram a realização deste trabalho, e à empresa DST S.A., pelo fornecimento dos materiais, construção do trecho experimental e pelo apoio financeiro que permitiram concluir este projeto de doutoramento.

DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

Avaliação do impacto ambiental da utilização de resíduos em materiais de pavimentação rodoviária

RESUMO

O sector da construção civil é uma das atividades que mais recursos consome. Estudos de valorização de resíduos por incorporação em materiais de construção revestem-se de extrema pertinência e oportunidade pela redução da extração de matéria-prima e dos impactes associados à deposição de resíduos em aterros. Assim, o objetivo principal deste trabalho foi o de avaliar os impactes ambientais da incorporação de resíduos de diferentes setores da indústria na construção de camadas betuminosas, como substitutos parciais dos agregados naturais normalmente utilizados. Deste modo, foram estudadas misturas betuminosas de desgaste e de ligação/base convencionais e outras com incorporação de resíduos - 75% de escória de aciaria, 5% a 12% de areias de fundição, 3% lamas de corte de pedra, 2% de polietileno reticulado e 50% de material fresado. As misturas convencionais serviram como referência. Foram realizados ensaios de caracterização mecânica e ambiental dos agregados reciclados e das respectivas misturas betuminosas e foi construído um trecho experimental incorporando escória de aciaria, a fim de avaliar o seu comportamento em escala real. Para calcular os impactes ambientais destas soluções de pavimentação foi igualmente realizada uma avaliação de ciclo de vida, com base em diferentes cenários de dimensionamento de pavimentos, assim como uma avaliação económica. Entre os principais resultados, observou-se que as misturas com escória de aciaria obtiveram o melhor desempenho mecânico. A mistura AC 14 com areia de fundição demonstrou ser bastante promissora, com resultados ligeiramente superiores aos da mistura padrão. Já as misturas AC20 com resíduos de lama demonstraram ser mais frágeis do que a convencional. No trecho experimental, observou-se que em relação à convencional, as misturas com escória tiveram resultados superiores de sensibilidade à água e deformação permanente e inferiores de fadiga, devido ao seu elevado volume de vazios. Na avaliação de ciclo de vida, as misturas com escória e com material fresado obtiveram os melhores desempenhos ambientais. A mistura com areia de fundição e polietileno reticulado obtiveram resultados satisfatórios, com níveis de emissões inferiores aos da mistura padrão. A mistura com lamas obteve o pior desempenho ambiental. Pode concluir-se que, do ponto de vista dos impactes ambientais e da caracterização mecânica, a mistura com escória é a melhor alternativa, seguida pela mistura com fresado e pelas misturas com areia de fundição e com polietileno. Contudo a mistura com lamas não apresentou desempenhos satisfatórios a nível ambiental e mecânico, para tornar a construção mais sustentável.

Palavras-chave:

Avaliação de ciclo de vida; impacto ambiental; Misturas betuminosas resíduos industriais e resíduos de construção e demolição valorização de resíduos.

Environmental impact assessment of waste incorporation in road paving materials

ABSTRACT

The construction sector is one of the most resource-intensive activities. Studies of waste recovery by incorporation in building materials are extremely relevant and opportune for reducing the extraction of raw materials and the impacts associated with waste landfilling. Thus, the main objective of this work was to evaluate the environmental impacts of the incorporation of wastes from different industry sectors in the construction of asphalt layers, as partial substitutes for commonly used natural aggregates. Thus, conventional asphalt mixtures and others incorporating wastes - 75% steel slag, 5% to 12% foundry sands, 3% stone sludge, 2% cross-linked polyethylene and 50% reclaimed asphalt pavement material were studied for surface and binder/base courses. The conventional mixtures served as a reference. Mechanical and environmental characterization tests of the recycled aggregates and their asphalt mixtures were carried out and an experimental section was built incorporating steel slag, in order to evaluate its behavior on a full scale trial. To calculate the environmental impacts of these paving solutions, a life-cycle assessment was also performed, based on different pavement design scenarios, as well as an economic assessment. Among the main results, it was observed that the steel slag mixtures obtained the best mechanical performance. Mixture AC 14 with foundry sand has shown to be relatively promising, with results slightly better than those of the reference mixture. AC20 mixtures with stone sludge showed to be more fragile than the conventional mixture. In the field trial, it was observed that compared to the conventional mixtures, the steel slag mixtures had superior results of water sensitivity and permanent deformation and lower fatigue resistance, due to their high voids content. In the life-cycle assessment, the steel slag and reclaimed asphalt mixtures obtained the best environmental performances. The mixtures with foundry sand and cross-linked polyethylene produced satisfactory results, with lower emission levels than the reference mixture. The mixture with sludge obtained the worst environmental performance. It can be concluded that, from the environmental impacts and mechanical performance points of view, the steel slag mixture is the best alternative, followed by the reclaimed asphalt mixture and the foundry sand and polyethylene mixtures. However, sludge mixing did not perform satisfactorily at the environmental and mechanical levels, to make road construction more sustainable.

Keywords:

Asphalt mixtures; environmental impact; industrial waste and construction and demolition waste; life-cycle assessment; waste recovery.

Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Objetivos	3
1.3. Organização da tese	4
2. Revisão Bibliográfica sobre gestão ambiental	6
2.1. Considerações iniciais	6
2.2. Gestão de resíduos	8
2.2.1. Princípios da gestão de resíduos	8
2.2.2. Classificação dos resíduos	12
2.2.3. Reciclagem e valorização de resíduos	17
2.2.4. Eliminação de resíduos.....	20
2.2.5. Economia Circular	24
2.3. Avaliação de ciclo de vida (ACV).....	28
3. Incorporação de resíduos em pavimentos rodoviários	37
3.1. Constituição dos pavimentos rodoviários	37
3.2. Agregados alternativos para pavimentação.....	39
3.3. Material fresado como agregado	40
3.4. Resíduos plásticos como agregados.....	44
3.5. Areia de fundição como agregado	47
3.6. Escórias de aciaria como agregados	49
3.7. Lamas de corte de rochas ornamentais	52

4. Materiais e métodos.....	54
4.1. Materiais.....	54
4.1.1. Agregado natural.....	54
4.1.2. Material Fresado.....	56
4.1.3. Polietileno Reticulado.....	57
4.1.4. Areia de fundição.....	58
4.1.5. Escória de aciaria.....	59
4.1.6. Lamas de corte de rochas ornamentais.....	61
4.1.7. Betume.....	62
4.2. Metodologias laboratoriais utilizadas.....	63
4.2.1. Ajuste granulométrico das misturas betuminosas para diferentes quantidades de incorporação de resíduos.....	63
4.2.2. Produção das misturas betuminosas e preparação de provetes.....	66
4.2.3. Caracterização volumétrica das misturas betuminosas.....	68
4.2.4. Avaliação da sensibilidade à água das misturas betuminosas.....	69
4.2.5. Avaliação da resistência à deformação permanente das misturas betuminosas.....	70
4.2.6. Avaliação do módulo de rigidez e da resistência à fadiga das misturas betuminosas...	71
4.3. Avaliação dos lixiviados e toxicidade das misturas betuminosas desenvolvidas.....	72
4.4. Realização do trecho experimental.....	74
5. Resultados dos estudos de composição e avaliação do desempenho das misturas betuminosas produzidas em laboratório.....	78
5.1. Caracterização do betume.....	78
5.2. Formulação das misturas betuminosas.....	79
5.2.1. Mistura convencional.....	79

5.2.2. Mistura com areia de fundição.....	81
5.2.3. Mistura com escória	83
5.2.3. Misturas com Lamas de corte de rochas ornamentais.....	85
5.3. Avaliação da sensibilidade à água das misturas betuminosas	86
5.4. Resistência à deformação permanente das misturas betuminosas.....	89
5.5. Caracterização dos lixiviados dos materiais aplicados em pavimentos	93
5.6. Caracterização das misturas aplicadas no trecho experimental.....	96
5.6.1. Resultados de sensibilidade à água das misturas obtidas no trecho.....	96
5.6.2. Resultados de resistência à deformação permanente das misturas obtidas no trecho.....	99
5.6.3. Resultados de módulo de rigidez das misturas obtidas no trecho.....	101
5.6.4. Resultados de resistência ao fendilhamento por fadiga das misturas obtidas no trecho.....	103
6. Avaliação do impacte ambiental das misturas betuminosas estudadas	106
6.1. Definição do objetivo e âmbito do estudo de ACV	107
6.2. Análise do inventário de ciclo de vida	113
6.2.1. Origens e recolha de dados	113
6.2.2. Compilação e modelação dos dados de ICV	115
6.2.3. Qualidade dos dados de ICV	120
6.3. Avaliação dos impactes ambientais das misturas estudadas.....	122
6.3.1. Categorias de impacte avaliadas	123
6.3.2. Resultados da avaliação dos impactes de ciclo de vida para as misturas estudadas..	126
6.4. Análise económica.....	138
7. Conclusões e trabalhos futuros	141

7.1. Conclusões	141
7.2. Trabalhos futuros	146
Referências Bibliográficas.....	148
Anexo A	161
Anexo B	162
Anexo C	165
Anexo D	166
Anexo E	167
Anexo F	168
Anexo G	169

Índice de Figuras

Figura 1. Objetivos de desenvolvimento sustentável (Ministério do Meio Ambiente, 2017).....	7
Figura 2. Hierarquia dos resíduos (adaptação do Decreto-Lei 73 de 2011)	11
Figura 3. Produção de resíduos por origem (adaptado de Eurostat, 2018).....	13
Figura 4. Geração de resíduos por atividade em Portugal (adaptado de Eurostat, 2018)	14
Figura 5. Geração de resíduos <i>per capita</i> da União Europeia (adaptado de Eurostat, 2018 e OECD, 2019).....	17
Figura 6. Recuperação de resíduo (adaptado de (Eurostat, 2018))	18
Figura 7. Percentagem de resíduos depositados em aterro sanitário (adaptado de Eurostat, 2018).....	24
Figura 8. Modelo gráfico da economia linear (a); modelo gráfico da economia circular (b). (adaptado de Parlamento Europeu, 2018)	25
Figura 9. Geração de renda de atividade de reciclagem reutilização e reparo e número de empregos criados pela EC (adaptado Eurostat, 2018).....	27
Figura 10. Resíduos mais reciclados e reaproveitados na economia circular (Eurostat, 2018).....	28
Figura 11. Modelo de ACV (adaptado de ISO, 2004)	29
Figura 12. Esquema dos limites de fronteiras da ACV (Araújo, 2016)	31
Figura 13. Operação unitária e geração de resíduo (Ferrão, 2009).	31
Figura 14. Tipos de pavimentos rodoviários: a) pavimento rígido; b) pavimento flexível (Bernucci et al., 2008)	38
Figura 15. Equipamento utilizado para a fresagem de pavimentos (Wirtgen, 2017).....	40
Figura 16. Percentagens de RCD produzidos em Portugal (APA, 2015)	41
Figura 17. Formas de aplicar material fresado em pavimentos (adaptado de EAPA, 2015)	41
Figura 18. Representação esquemática das quantidades de material novo e/ou reciclado numa mistura betuminosa: (a) mistura nova; (b) mistura reciclada (adaptado de Abreu, 2017).....	42
Figura 19. Produção de Plásticos em toneladas: a) na Europa; b) no mundo (adaptado de Plastics Europe, 2018)	45
Figura 20. Análise morfológica da areia de fundição por MEV. Fonte (Nascimento <i>et al.</i> , 2017).	49
Figura 21. Algumas frações de agregado granítico usadas no presente trabalho	55
Figura 22. Granulometria dos agregados graníticos usados neste trabalho	55
Figura 23. Separação das frações grossa (6/12) e fina (0/6) do material fresado (Abreu, 2017)	56
Figura 24. Granulometria do MF usado por Abreu (2017)	56
Figura 25. Polietileno reticulado (PEX) utilizado por Costa (2010).....	57
Figura 26. Granulometria do PEX utilizado por	58
Figura 27. Exemplo de molde de fundição (a) (Ferraz, 2011); areia utilizada neste estudo (b).....	58
Figura 28. Granulometria da areia de fundição usada neste trabalho.....	59
Figura 29. Arrefecimento da escória de aciaria (Ferreira, 2010)	60

Figura 30. Exemplos de algumas frações de escória utilizadas neste trabalho	60
Figura 31. Granulometria dos agregados de escória utilizados neste trabalho	60
Figura 32. Composição química por FR-X da escória de aciaria	61
Figura 33. Granulometria da lama de corte de pedra utilizada nesse trabalho.....	61
Figura 34. Curva granulométrica do filer calcário	62
Figura 35. Composição química por FR-X da lama de corte de pedra.	62
Figura 36. Equipamento de medição da penetração do betume	64
Figura 37. Equipamento de ensaio para determinação do ponto de amolecimento de betumes	64
Figura 38. Fuso granulométrico especificado no Caderno de Encargos para as misturas em estudo: (a) AC 14 surf; (b) AC 20 bin/base	66
Figura 39. Misturas betuminosas produzidas (de controlo e com incorporação de resíduos); a) misturas de desgaste; b) misturas de ligação/base.....	66
Figura 40. Equipamentos de compactação. (a) compactador de Marshall; (b) roller compactor.....	67
Figura 41. Equipamento utilizado para realizar o ensaio de tração indireta para posterior avaliação da sensibilidade à água.....	69
Figura 42. Ensaio de pista para avaliação da resistência à deformação permanente	70
Figura 43. Vigas utilizadas para ensaio de módulo de rigidez e de resistência à fadiga.....	71
Figura 44. Equipamento usado para realização dos ensaios de módulo de rigidez e de resistência à fadiga	72
Figura 45. Esquema de concepção do trecho experimental	74
Figura 46. Central betuminosa descontínua utilizada no trecho	75
Figura 47. Processo de produção de misturas betuminosas em central descontínua (de torre) com possibilidade de incorporação de material fresado (EAPA, 1998).....	75
Figura 48. Pavimentadora espalhando mistura no trecho experimental.....	76
Figura 49. Compactação de pavimento no trecho experimental.....	77
Figura 50. Curva granulométrica da mistura AC14 de controlo.....	79
Figura 51. Curva granulométrica mistura AC20 de controlo.....	80
Figura 52. Fuso granulométrico da mistura AC14 com 5% de areia de fundição	82
Figura 53. Fuso granulométrico da mistura AC20 com 12% de areia de fundição	82
Figura 54. Curva granulométrica da mistura AC14 com 75% de escória.	83
Figura 55. Curva granulométrica da mistura AC20 com 75% de escória	84
Figura 56. Curva granulométrica da mistura AC14 com lamas de corte de pedra	85
Figura 57. Curva granulométrica da mistura AC20 com lamas de corte de pedra	86
Figura 58. Comparação entre os valores de ITSR e de porosidade (Vv) para as misturas com resíduos e convencional AC 14; (*) resultado obtido por Costa (2010); (**) resultado obtido por Abreu (2017)	87

Figura 59. Comparação entre os valores de ITSR e de porosidade (Vv) para as misturas com resíduos e convencional AC 20	88
Figura 60. Evolução da deformação das misturas de desgaste estudadas no ensaio de pista; (*) mistura estudada por Costa (2010); (**) mistura estudada por Abreu (2017).	90
Figura 61. Evolução da deformação das misturas de base estudadas no ensaio de pista.	90
Figura 62. Rodeiras das misturas de desgaste após o ensaio de pista: (a) mistura MC14; (b) mistura ME14; (c) mistura ML14.	92
Figura 63. - Rodeiras das misturas de ligação/base após realização do ensaio de pista: (a) mistura MC20; (b) mistura ME20; (c) mistura ML20.....	92
Figura 64. Relação ITSR vs Volume de vazios de misturas compactadas em laboratório	98
Figura 65. Relação ITSR vs Volume de vazios de misturas compactadas no trecho	99
Figura 66. Evolução da deformação no ensaio de pista das misturas de desgaste aplicadas no trecho experimental	100
Figura 67. Evolução da deformação no ensaio de pista com as misturas de base/ligação aplicadas no trecho experimental.....	101
Figura 68. Resultados de módulo de rigidez e ângulo de fase das misturas compactadas no trecho.....	102
Figura 69. Resultados de módulo de rigidez e ângulo de fase das misturas compactas em laboratório.....	102
Figura 70. Módulos de rigidez das misturas estudadas nas condições de ensaio referidas na norma EN 13108-20 (frequência de 8 Hz e temperatura de 20 °C).	103
Figura 71. Lei de fadiga das misturas AC14.....	104
Figura 72. Lei de fadiga das misturas AC20.....	104
Figura 73. Etapas da ACV realizada neste trabalho.	107
Figura 74. Estruturas de pavimentos usadas nos diferentes cenários da ACV: a) Tráfego T6; b) Tráfego T4; c) Tráfego T1	110
Figura 75 Fluxo do Modelo do Sistema fronteiras.	111
Figura 76. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura MC	130
Figura 77. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura ME.....	132
Figura 78. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura MAF.....	132
Figura 79. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura ML.....	133
Figura 80. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura MP	134
Figura 81. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura MMF.....	134
Figura 82. Potencial contribuição de impacte em PE/EU-27	137

Índice de Tabelas

Tabela 1. Lista Europeia de Resíduos LER (adaptado de JOUE, 2014).....	15
Tabela 2. Características dos resíduos que os tornam perigosos (adaptado de JOUE, 2008).....	16
Tabela 3. Operações de valorização de resíduos (adaptado de Diário da República, 2011)	20
Tabela 4. Valores limites de lixiviados, parâmetro inorgânico para aterro inerte (Tabela 2 do Decreto-Lei 183/2009)	22
Tabela 5. Valores limite para o teor total de parâmetros orgânicos de resíduos para aterro inerte (Tabela 3 do Decreto-Lei 183/2009)	22
Tabela 6. Valores limites para admissão em aterros para resíduos não perigosos (Tabela 4 do Decreto-Lei 183/2009).	23
Tabela 7. Valores limites de resíduos granulares para admissão em aterros para resíduos não perigosos (Tabela 5 do Decreto-Lei 183/2009)	23
Tabela 8. Categorias de impactes analisados pelo método ReCiPe <i>midpoint</i> (adaptado de Goedkoop M., 2009)	33
Tabela 9. Categorias de impactes para modelações <i>endpoint</i> (adaptado de Goedkoop M., 2009)	34
Tabela 10. Códigos LER para os plásticos, com as respetivas origens	45
Tabela 11. Código LER para as areias de fundição (adaptado de JOUE, 2014)	48
Tabela 12. Resultados de penetração do betume	78
Tabela 13. Resultados do ponto de amolecimento do betume	78
Tabela 14. Quantidades de agregado a usar para as misturas de controlo.....	79
Tabela 15. Resultados de análise volumétrica das misturas de controlo	80
Tabela 16. Quantidades de agregado a usar para as misturas com areia fundição.....	81
Tabela 17. Resultados de análise volumétrica das misturas com areia de fundição.....	82
Tabela 18. Quantidades de agregado a usar nas misturas com escória	83
Tabela 19. Resultados de análise volumétrica das misturas com escória	84
Tabela 20. Quantidades de agregado a usar para as misturas com lamas de corte de pedra	85
Tabela 21. Resultados de análise volumétrica das misturas com lamas de corte de pedra.....	86
Tabela 22. Sensibilidade à água e volume de vazios das misturas estudadas	87
Tabela 23. Resultados de deformação permanente para as misturas com resíduos e convencionais.....	90
Tabela 24. Valores de lixiviados dos agregados referentes à Tabela 2 do DL n°183/2009	93
Tabela 25. Valores de lixiviados das misturas betuminosas com resíduos referentes à Tabela 2 do DL n°183/2009	94
Tabela 26. Características volumétricas dos provetes compactados em laboratório para o ensaio ITSR.....	97
Tabela 27. Características volumétricas dos provetes extraídos do trecho por carotagem para o ensaio de ITSR.....	97

Tabela 28. Resultados de sensibilidade a água de misturas compactadas em laboratório	98
Tabela 29. Resultados de sensibilidade a água de misturas compactadas no trecho.....	98
Tabela 30. Resultados de deformação permanente para as misturas de desgaste aplicadas no trecho	100
Tabela 31 Resultados de deformação permanente para as misturas de base/ligação aplicadas no trecho	101
Tabela 32. Propriedades das leis de fadiga das misturas aplicadas no trecho experimental	105
Tabela 33. Classes de tráfego consideradas no MACOPAV (JAE, 1995).....	109
Tabela 34. Percentagem de incorporação dos resíduos nas misturas betuminosas.....	116
Tabela 35. Quantidade de material usado para modelar o cenário T4	116
Tabela 36. Consumo de energia para produção das misturas betuminosas.....	117
Tabela 37. Emissões referentes à fase de produção da mistura	117
Tabela 38. Dados de equipamentos utilizados na fase (II)	118
Tabela 39. Resultado de ICV para emissões na fase (II) por tonelada de mistura aplicada	118
Tabela 40. Inputs de materiais (agregados e betume) utilizados na fase IV (reabilitação)	119
Tabela 41. Dados de equipamentos utilizados na fase IV	120
Tabela 42. Resultados de ICV das emissões para fase IV por tonelada de mistura aplicada	120
Tabela 43. Classificação da qualidade dos dados segundo Wenzel <i>et al.</i> (2000)	121
Tabela 44. Avaliação da qualidade dos dados utilizados e calculados no ICV, com base na metodologia de Wenzel <i>et al.</i> (2000).....	121
Tabela 45. Categorias de impactes utilizadas neste estudo e respetivas unidades segundo o método ReCiPe (Goedkoop M., 2009)	122
Tabela 46. Gases do PAG em relação a CO ₂ equivalente (Lipor, 2009)	123
Tabela 47. Valor de impacte ambiental das diferentes misturas estudadas aplicadas num pavimento com a estrutura relativa ao tráfego T4 (por tonelada de mistura).....	126
Tabela 48. Fatores de normalização segundo o ILCD (adaptado de Benini <i>et al.</i> , 2014).....	137
Tabela 49. Estimativas de custos para produção de misturas betuminosas com diferentes materiais (adaptado de Martinho <i>et al.</i> , 2018a)	139
Tabela 50. Estimativas de custos de produção de misturas betuminosas para o cenário de reabilitação com diferentes materiais (adaptado de Martinho <i>et al.</i> , 2018a).....	140

1. Introdução

1.1. Enquadramento

O desenvolvimento industrial e tecnológico, associado ao crescimento demográfico e às exigências de melhores padrões de qualidade de vida, conduziram a um aumento significativo do consumo de recursos materiais o que fomenta a sua depleção ou esgotamento. Neste contexto, foi tomada consciência de que os recursos são finitos e que há a necessidade ou obrigatoriedade de diminuir o consumo e a utilização dos mesmos. Adicionalmente, os resíduos que são gerados devem ser reconhecidos como um recurso a ser reutilizado. Esse pensamento assemelha-se com a política legislativa comunitária e nacional, a qual nos últimos anos publicou vários diplomas que obrigam ao desvio da deposição dos resíduos em aterro e ao cumprimento de metas de reciclagem e de valorização para os mesmos.

Assim, considera-se atual e pertinente estudar e desenvolver vias alternativas de tratamento e de valorização de resíduos, nomeadamente as que visam a sua utilização como fonte de materiais alternativos. Esse é o ponto de vista do novo paradigma da economia circular, preservando os recursos naturais e minimizando o impacte ambiental resultante do encaminhamento de resíduos para aterro. Assim, a incorporação dos resíduos em áreas industriais que permitam o escoamento de quantidades significativas para valorização, como é o caso da construção de estradas, torna-se uma solução urgente e necessária do ponto de vista ambiental.

Em termos ambientais, a construção civil implica a extração de recursos naturais, tais como madeira, água, minérios e agregados naturais, bem como o elevado consumo de energia (Algarvio, 2009). A indústria da construção é responsável por 30% das emissões de carbono, sendo que a construção do parque edificado consome 42% da energia produzida. A nível mundial, a indústria da construção consome mais matéria-prima (aproximadamente 3000 Mt/ ano) do que qualquer outra atividade económica (Torgal e Jalali, 2010).

A conceção de infraestruturas rodoviárias pode ocasionar inúmeros impactes sobre o meio-ambiente, como desmatamentos, perda da diversidade biológica, alteração do sistema natural de drenagem e degradação do solo. Contudo, numa perspetiva ambiental, o processo de construção rodoviária deve

procurar conciliar-se com a preservação ambiental a partir do uso de técnicas e métodos construtivos que evitem ou minimizem a degradação ambiental (Panazzolo *et al.*, 2012).

Nessa visão de tecnologias e métodos para minimizar os impactos ambientais na concepção de estradas são comumente usados materiais reciclados, com o intuito de diminuir a extração de novos materiais e os impactos ambientais resultantes. De entre esses materiais, salienta-se as escórias de aciaria (Ahmedzade e Sengoz, 2009), as areias de fundição (Bradshaw e Benson, 2011), plásticos reciclados (Costa, 2010), material fresado (Abreu *et al.*, 2015) e os resíduos de construção e demolição (Oikonomou, 2005) como alternativas promissoras na substituição parcial ou total de agregados naturais, por melhorarem determinadas características mecânicas das respectivas misturas. Adicionalmente, essa substituição evita que quantidades significativas desses resíduos sejam encaminhados para depósito em aterros sanitários.

Segundo Abreu (2017), a incorporação de elevadas taxas de resíduos em misturas a quente enfrentam algumas dificuldades na esfera técnica e política. No que concerne a esfera técnica, a autora explicita que são necessárias adaptações na estrutura das centrais de produção. Já na esfera política a autora afirma que há uma descrença da qualidade do produto final pelas administrações rodoviárias.

Além desses fatores, é importante verificar se os resíduos que estão a ser utilizados como substitutos dos agregados não causam impactos negativos ao meio ambiente ao serem reutilizados. Assim, é necessário que existam estudos que caracterizem os possíveis impactos ambientais resultantes da substituição do agregado natural pelo resíduo, de forma a validar a sua utilização.

Para isso, a utilização da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é a mais recomendada para mensurar os impactos causados desde as extrações das matérias-primas até o fim de vida (Chehebe, 1997). Para Turner *et al.* (2016), a ACV é a melhor ferramenta para quantificar os impactos ambientais e para auxiliar na tomada de decisões. Através da ACV pode-se avaliar todas as fases de produção, construção, uso e fim de vida de um pavimento, e com base nos resultados, verificar qual é a fase mais nociva para o ambiente (Araújo *et al.*, 2014), ou a que materiais correspondem os melhores desempenhos ambientais (Balaguera *et al.*, 2018).

O conhecimento de potenciais benefícios da incorporação de resíduos nas misturas betuminosas, bem como a necessidade de diminuir os impactos ambientais referentes à extração de novos materiais e a

valorização desses resíduos, serviram de motivação para a realização deste estudo. Contudo, há que dar um passo adicional neste novo paradigma: avaliar se esse resíduo recuperado é estável quando reincorporado. Isto é, nem toda a reciclagem, por si só, é positiva pelo simples facto de reutilizar os resíduos. Há que avaliar cuidadosamente os efeitos que esses produtos reciclados podem causar no meio ambiente.

1.2. Objetivos

Diante do vasto uso de materiais reciclados na construção de pavimentos rodoviários, o presente trabalho tem como objetivo principal avaliar os impactes e desempenhos ambientais da incorporação de resíduos de diferentes sectores da indústria, como substituto de parte dos agregados convencionais, na construção de camadas betuminosas. Paralelamente, esta investigação também tem o propósito de incorporar elevadas taxas de materiais reciclados e avaliar o comportamento mecânico das respetivas misturas, com o intuito de assegurar a qualidade dos mesmos e validar seu uso em escala industrial.

Para concretizar os referidos objetivos principais, foi necessário estabelecer objetivos específicos para poder desenvolver o presente trabalho, conforme se descreve de seguida.

Em primeiro lugar, foi imprescindível uma investigação da literatura para selecionar os resíduos com potencial de substituição dos agregados convencionais na fabricação de misturas betuminosas a quente. Depois de previamente selecionados, os resíduos foram classificados de acordo com os códigos da Lista Europeia de Resíduos (LER) para garantir que todas operações envolvidas na sua gestão compreendam o resíduo a que se trata. Posteriormente, cada resíduo foi submetido a ensaios de lixiviação de acordo com o DL n°183/2009, para determinar qual tipologia de aterro em que pode ser depositado. O agregado reciclado foi submetido ao mesmo tipo de ensaio, tendo servido como referencia.

Dando seguimento aos objetivos específicos, o segundo compreendeu a realização de uma vasta campanha de ensaios laboratoriais para caracterizar algumas propriedades físicas e mecânicas dos resíduos estudados. Para isso, começou-se por avaliar as granulometrias de cada resíduo, com o intuito de ter conhecimento da distribuição dos tamanhos dos agregados reciclados para, posteriormente, poder formular a composição da mistura betuminosa com incorporação dos resíduos. Através desta análise foi possível definir a quantidade máxima de resíduo incorporado. Com base nesses resultados, foram produzidas as misturas betuminosas para cada resíduo e uma mistura convencional, para ser a mistura

de referência. Assim, foram realizados os ensaios para avaliar o desempenho mecânico de cada mistura, sendo eles sensibilidade à água e deformação permanente. Também foram realizados ensaios de lixiviação para as misturas, com o intuito de saber se tal incorporação diminuiu a perigosidade do resíduo por encapsulamento dos seus componentes potencialmente perigosos no interior da mistura.

A terceira fase foi caracterizada pela construção de um trecho experimental usando um dos resíduos, nomeadamente a escória de aciaria, que despertou o interesse de uma empresa de construção portuguesa pelas suas características e pela taxa de incorporação que foi possível obter na fase anterior. Com isso, foram realizados mais ensaios laboratoriais de materiais extraídos do trecho, de forma a avaliar os comportamentos mecânicos e validar seu uso como substituto dos agregados convencionais em escala real. Assim, foram efetuados ensaios de módulo de rigidez, resistência à fadiga e à deformação permanente, e de sensibilidade à água, para avaliar o desempenho mecânico desses materiais.

Por fim, foi feita uma avaliação de ciclo de vida das diferentes misturas, com o propósito de mensurar os impactos ambientais causados pela utilização dos resíduos, tendo por base um conjunto de cenários de pavimentação. Com essa avaliação foi possível averiguar quais foram as misturas betuminosas com melhor desempenho ambiental, ou seja, o menor impacto. Também foi realizada uma análise económica para a produção de diferentes misturas com e sem incorporação de resíduos.

1.3. Organização da tese

Com o intuito de alcançar os objetivos propostos, esta tese foi dividida em sete capítulos:

No Capítulo 1 é realizado um enquadramento temático da tese, seguido pelos principais objetivos e a estrutura da tese.

No Capítulo 2 é realizada uma breve revisão bibliográfica sobre a classificação, tratamento e gestão de resíduos. Nesta parte discutem-se os aspetos da gestão de resíduos, como os principais diplomas legislativos para os resíduos, classificação das diferentes tipologias de resíduos que ajuda na escolha de técnicas de valorização e reciclagem, como também, a correta eliminação dos resíduos e os limites associados para cada tipo de aterro. Também foram apresentados conceitos importantes como o de economia circular e de avaliação de ciclo de vida.

O Capítulo 3 é caracterizado por uma pesquisa que apresenta conceitos primordiais da pavimentação rodoviária. Neste capítulo são apresentados os tipos de materiais utilizados para e conceitos para construção dos pavimentos, bem como estudos bibliográficos sobre os resíduos que são utilizados para incorporar em pavimentos, como por exemplo, características físicas, químicas, classificação pelo código LER e algumas aplicações já realizadas com esses resíduos.

No Capítulo 4 são apresentados os materiais utilizados nesta tese, bem como, as metodologias laboratoriais utilizadas nos ensaios mecânicos e dos lixiviados dos resíduos incorporados em misturas. É de referir que neste capítulo está também descrito o processo de construção do trecho experimental e as metodologias para avaliar o comportamento mecânico do resíduo utilizado nesse trecho.

O Capítulo 5 é referente aos resultados obtidos nos ensaios de laboratório, sendo apresentadas as quantidades de resíduos incorporadas e os resultados da respetiva avaliação mecânica. Ainda neste capítulo são referidos os valores dos lixiviados dos resíduos e da mistura final (contendo os resíduos), a fim de comparar o “antes e depois” do resíduo, verificando se alguma substância indesejada foi encapsulada. Além disso, também são apresentados os resultados dos ensaios realizados para o trecho experimental.

O Capítulo 6 abrange a avaliação de ciclo de vida. Nele são apresentadas as definições e enquadramento da ACV, o inventário com os dados obtidos, a avaliação do impacte ambiental e suas categorias de impacte. Este capítulo contém também, a análise económica.

Por fim, o Capítulo 7 apresenta as principais conclusões obtidas para as diversas misturas avaliadas mecânica e ambientalmente neste estudo. Neste capítulo, são apresentadas algumas sugestões para trabalhos futuros que, por impossibilidade temporal, não puderam ser analisadas ao longo desta Tese.

2. Resíduos: Importância, classificação, gestão e valorização

2.1. Considerações iniciais

Partindo do pressuposto que os recursos naturais são finitos, as atividades ligadas ao antropocentrismo, que se fundamentam na exploração desses recursos para seu desenvolvimento, causam e se caminhar para o esgotamento das mesmas. Em paralelo, qualquer atividade industrial e humana contribui para o consumo energético e para a produção de resíduos.

De modo a minimizar os impactos causados pelo ser humano surge o termo sustentabilidade. Pelt (1991) define sustentabilidade como capacidade do ser humano equilibrar o desenvolvimento económico, com o meio ambiente e o bem-estar social. A sustentabilidade e seus princípios ascendem num contexto económico neoliberal assinalado pela globalização pós-guerra fria, onde marca um limite que serve de sinal para um processo de reavaliação e reorientação do comportamento humano (Leff, 2008, Pelt, 1991).

Assim, em 1972, ocorre a primeira grande iniciativa global, a conferência de Estocolmo, que originou os 26 princípios que visam uma mudança no paradigma socio-ambiental. Já em 1992, com a “Cimeira do Rio” ou “eco-92”, deu-se o marco nas políticas de gestão ambiental, pois a comunidade científica tinha provas suficientes que as alterações climáticas existiam por interferência humana. Assim foi proposto um conjunto de atividades e foi criada a agenda 21, que é um documento focado no desenvolvimento sustentável e estabelece metas para a proteção ambiental e o desenvolvimento socioeconómico (Gouveia, 2012).

Posterior à “eco-92” aconteceram outros eventos de igual importância, como o Protocolo de Quioto, o acordo de Copenhaga, o “Rio+20”, entre outros, que se focam no mesmo tema – o desenvolvimento sustentável (Gouveia, 2012). Mais recentemente, em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) criou uma agenda com 17 objetivos para a promoção do desenvolvimento sustentável (Figura1).



Figura 1. Objetivos de desenvolvimento sustentável (Ministério do Meio Ambiente, 2017)

A partir do ano 1996, começa a ser utilizado o sistema de gestão ambiental (SGA), uma ferramenta que fomenta a melhoria do comportamento ambiental das atividades empresariais e industriais. O SGA foi fundamentado na norma ISO 14001, que visa organizar as atividades operacionais administrativas e qualquer outra área da empresa ou indústria de acordo com as legislações, processos e práticas ambientais (ISO, 2015, Oliveira *et al.*, 2016).

A título de exemplo, referem-se as empresas Toyota e GM que, usando a gestão ambiental investiram em “energias renováveis” por meio da geração de eletricidade através de bio gás, e da utilização de energias eólica e solar para reduzir a dependência do petróleo nas suas fábricas. As empresas DuPont e Siemens adotaram uma variedade de práticas de redução de poluição, nomeadamente nos resíduos, com a logística inversa. Esse sistema de gestão ambiental possibilita às empresas inspecionarem constantemente as consequências ambientais de todo o seu sistema de produção, desde a seleção da matéria-prima até o destino final do produto e dos resíduos resultantes de todos os processos, tornando o processo mais sustentável (Ozusaglam *et al.*, 2018).

O SGA assenta no conceito de combater as externalidades negativas, reduzindo a utilização de recursos desnecessários, o uso de energia, os resíduos e a poluição, mantendo a prosperidade económica e o bem-estar social. Assim o SGA atua em áreas como gestão dos resíduos, educação ambiental, certificação ambiental, recuperações em áreas degradadas e nos impactes ambientais das atividades antrópicas (Salim *et al.*, 2018).

Na atualidade e de forma geral, a problemática ambiental está focada em dois pontos cruciais da gestão ambiental. O primeiro está relacionado à gestão de resíduos e o segundo aos impactes ambientais causados, tanto pelo resíduo, como pelas atividades antrópicas (Salim *et al.*, 2018).

Desta forma, é imperativo que toda atividade humana que gere resíduos possua um sistema de gestão integrada dos mesmos, suportado sempre por um estudo de impactes ambientais. Por exemplo, todas as cidades devem ter um sistema de gestão de resíduos que englobe ações desde a recolha, segregação, reciclagem/valorização até o destino final, e tenha ferramentas que identifiquem e quantifiquem os impactes ambientais de cada etapa.

2.2. Gestão de resíduos

2.2.1. Princípios da gestão de resíduos

Os resíduos são considerados um problema global que afeta toda a sociedade. As atividades humanas sempre produziram resíduos em grandes volumes, que contêm características mais nocivas para a natureza do que para o próprio ser humano (Giusti, 2009, Kaza *et al.*, 2018).

Os resíduos são produtos gerados pelas atividades de desenvolvimento económico que estão relacionadas com o crescimento populacional e a sua necessidade de consumir. Os países ditos, em vias de desenvolvimento, como a China, a Índia, o México, a Turquia e o Brasil, em conjunto possuem mais de metade da população mundial, e estão reivindicando de maneira crescente uma parcela maior da matéria-prima e minerais, criando um cenário de disputa incessante com a Europa, os EUA, o Japão e outros países desenvolvidos (Schimpf, 2017).

Visando o uso mais racional dos recursos naturais, a União Europeia consolidou a sua política de gestão nas Diretivas 2006/12/CE e 2008/98/CE. Nessa política, a UE estabelece o “enquadramento para tratamento dos resíduos na Comunidade, define conceitos chave, como os de resíduo, valorização e eliminação, e estabelece os requisitos essenciais para a gestão de resíduos como a obrigação de tratamento dos resíduos de uma forma que não tenha impacte negativo no ambiente e na saúde humana” (JOUE, 2008).

Mesmo assim, a definição de resíduo ainda é bastante adaptada à realidade de cada país. Na diretiva 2008/98/CE, que foi promulgada em Portugal pelo Decreto-Lei nº73/2011 (Diário da República, 2011) define-se como resíduos “*quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer*”.

No Brasil, resíduo é definido pelo documento Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 do ministério do meio ambiente, como “material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (Ministerio do Meio Ambiente, 2010).

Já nos Estados Unidos, o resíduo é definido como “*qualquer lixo ou resíduo, lama de uma estação de tratamento de águas residuais, estação de tratamento de água ou instalação de controlo de poluição do ar e outros materiais descartados, resultantes de operações industriais, comerciais, de mineração e agrícolas e de atividades comunitárias*” (EPA, 2019).

É importante perceber que a política de gestão dos resíduos (GR) abrange uma componente que visa prevenir a produção do resíduo, minimizando os impactes negativos da produção e da própria gestão dos resíduos, na biosfera.

Assim, segundo o Decreto-Lei nº73/2011 de Portugal, “*a prevenção compreende a adoção de medidas antes de uma substância, material ou produto assumir a natureza de resíduo, destinadas a reduzir: a) a quantidade de resíduos produzidos, designadamente através da reutilização de produtos ou do prolongamento do tempo de vida dos produtos; b) os impactes adversos no ambiente e na saúde humana resultante dos resíduos produzidos; ou c) o teor das substâncias nocivas presentes nos materiais e nos produtos*” (Diário da República, 2011).

É importante, também, entender a diferença entre a reciclagem e a valorização, que são conceitos semelhantes, e tem a mesma finalidade, o reaproveitamento de um resíduo. Assim, a reciclagem pode ser definida como “qualquer operação de valorização, incluindo o reprocessamento de materiais orgânicos, através da qual os materiais constituintes dos resíduos são novamente transformados em

produtos, materiais ou substâncias para o seu fim original ou para outros fins, mas que não inclui a valorização energética nem o reprocessamento em materiais que devam ser utilizados como combustível ou em operações de enchimento” (Diário da República, 2011).

Já a valorização caracteriza-se por “*qualquer operação do anexo II (R1-R13) cujo resultado principal seja a transformação dos resíduos de modo a servirem um fim útil, substituindo outros materiais que, caso contrário, teriam sido utilizados para um fim específico ou a preparação dos resíduos para esse fim na instalação ou conjunto da economia*” (Diário da República, 2011).

Desse modo a GR é estruturada numa adequada recolha e transporte do resíduo, na classificação e preparação para a reciclagem e valorização, ficando assim, por último, a eliminação. Essa GR tem de garantir a qualidade ambiental e de vida da população. A política de gestão de resíduos em Portugal está enquadrada nos princípios estabelecidos nos Decreto-Lei n.º 178/2006 e Decreto-Lei n.º 73/2011 (Ferrão, 2014, Ferreira, 2012). De entre os princípios da GR, podem-se citar o princípio da proteção da saúde humana e do ambiente e o princípio da hierarquia.

O princípio da proteção da saúde humana e do ambiente resulta de “constituir objetivo prioritário da política de gestão de resíduos evitar e reduzir os riscos para a saúde humana e para o ambiente, garantindo que a produção, a recolha e transporte, o armazenamento preliminar e o tratamento de resíduos sejam realizados recorrendo a processos ou métodos que não sejam suscetíveis de gerar efeitos adversos sobre o ambiente, nomeadamente poluição da água, do ar, do solo, afetação da fauna ou da flora, ruído ou odores ou danos em quaisquer locais de interesse e na paisagem” (Diário da República, 2011).

Já o princípio da hierarquia dos resíduos tem como objetivo identificar estratégias que possam sistematizar a problemática dos resíduos, facilitando assim a sua prevenção e redução, sendo fundamental honrar a organização das precedências expostas, como ilustra a Figura 2.

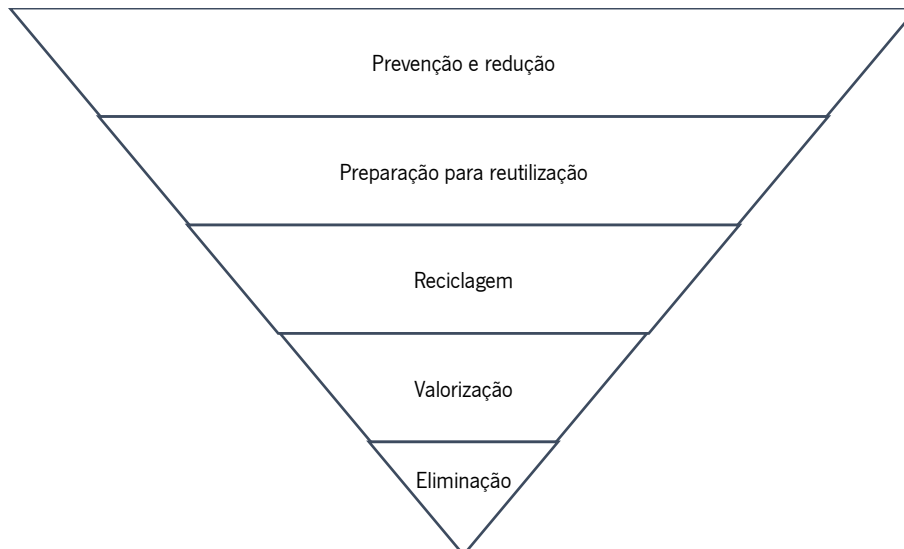


Figura 2. Hierarquia dos resíduos (adaptação do Decreto-Lei 73 de 2011)

Deste modo, o planeamento e a gestão dos resíduos visam encontrar soluções que englobem as diversas tipologias dos resíduos bem como a sua atividade produtora, a fim de preservar o meio ambiente e a saúde pública. Assim, o DL 73/2011 fundamenta-se no princípio da hierarquia dos resíduos, onde a primazia é a prevenção dos mesmos. Se tal não for possível, deve-se incentivar a sua reutilização, sem a necessidade de um pré-processamento. Caso não seja viável essa possibilidade, então deve proceder-se à valorização do resíduo, processo que pode incluir a reciclagem ou a recuperação energética. Por fim, se nenhuma das alternativas anteriores for possível deve proceder-se à eliminação do resíduo em lugares com o máximo controlo ambiental.

Um eventual afastamento do cumprimento inicial do princípio da hierarquia deverá ser justificado por razões económicas ou de proteção ao meio ambiente, e deve ser suportado por um estudo técnico-científico (Roque *et al.*, 2006).

Identificam-se também na legislação, nomeadamente no Decreto-lei n.º 73/2011 (artigo 7º), metas referentes à reciclagem e reutilização dos resíduos no âmbito do cumprimento dos objetivos para 2020. Estabelece-se que seja alcançada uma taxa de reciclagem de no mínimo 50% do valor global dos resíduos urbanos produzidos e um aumento de 70% do valor global dos resíduos referentes a construção e demolição reciclados, com exclusão de resíduos perigosos. Outra meta para 2020 está relacionada com a reutilização desses resíduos, de modo que, tal resíduo possa ser incorporado como substituto de materiais naturais.

Assim, foi instituído no Decreto-lei n.º 73/2011, a obrigatoriedade de utilizar sempre que exequível pelo menos 5% de material reciclado em obras públicas, de modo a prevenir extração de materiais naturais e valorizando os resíduos existentes, concedendo uma nova utilização que não seja a eliminação dos resíduos em aterros.

É importante ressaltar que a partir desse Decreto-Lei, Portugal com o intuito de integrar a problemática dos resíduos no país, criou, por meio da Autoridade Nacional dos Resíduos (ANR), o Plano Nacional de Gestão de Resíduos (PNGR) 2011-2020, com o intuito de estabelecer as orientações estratégicas, de âmbito nacional, da política de prevenção e gestão de resíduos e as regras orientadoras que asseguram a coerência dos instrumentos específicos de gestão de resíduos (Ferrão et al., 2014).

Assim, para ser eficiente, o plano de gestão deve ter uma visão holística no que diz respeito ao território, economia local e aos mais diversos tipos de resíduo, fazendo uma análise completa da situação de Portugal.

Importa ressaltar que em Portugal há outros planos de gestão para resíduos mais específicos, como exemplo o Plano Estratégico de Resíduos Hospitalares (PERH), o Plano Estratégico de Gestão dos Resíduos Industriais (PESGRI), o Plano Nacional de Prevenção de Resíduos Industriais (PNAPRI) e o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos 2020 (PERSU 2020). O PERSU 2020 vem auxiliar a gestão dos resíduos urbanos e é uma ferramenta que fornece estratégias e metas como as referidas anteriormente, que está descrito no Decreto-Lei 73/2011. Atualmente este plano foi revisto, tendo sido já publicado o PERSU2020+, que constitui um ajustamento às medidas constantes do PERSU 2020, com vista a realinhar estratégias para o cumprimento dos objetivos deste último diploma.

2.2.2. Classificação dos resíduos

As políticas voltadas para a GR priorizam diminuir os impactes ambientais e os riscos para a saúde. Desse modo, devem pautar-se em processos e métodos que não causem, ou que diminuam significativamente, os efeitos negativos no ambiente. Portanto, estabelecer um sistema de classificação dos resíduos faz-se condição *sine qua non* de uma boa GR (APA, 2017, Pichtel, 2005).

Diante da variedade de resíduos existentes, a classificação torna-se uma tarefa difícil de ser realizada, pois existe uma diversidade de critérios e metodologias para esse fim (Stewart, 2010). Os resíduos

podem, por exemplo, ser classificados pelo seu estado físico (sólido, líquido e gasoso), pela sua natureza química (orgânico e inorgânico), pelo grau de perigosidade (perigoso e não perigoso), pelo tipo de material (metal, plástico, papel, etc.), por sua origem (urbano, industrial, etc.), entre outros critérios (Ferreira, 2012, White *et al.*, 2012).

De acordo com o JOUE (2008), a classificação dos resíduos pela origem é mais vantajosa por reunir um conjunto de informações sobre os resíduos. A origem do resíduo está correlacionada, por exemplo, com a atividade socioeconómica que o produziu. Segundo Levy (2002), Eurostat (2018), Prakash e Gowtham (2019) e Ruiz-Peñalver *et al.* (2019), esse critério (origem) é mais desejável por fornecer informações relevantes sobre o resíduo (composição, quantidade, entre outras), que também, acaba por facilitar a implementação de medidas relacionadas com a hierarquia dos resíduos, como por exemplo, a prevenção, reciclagem e valorização.

A Figura 3 apresenta a produção de resíduos por origem relativa ao ano de 2016, tanto na Europa como isoladamente em alguns dos principais países. O resíduo de construção e demolição (RCD) é o resíduo de maior ocorrência na Europa, seguido pelos resíduos do setor extrativo. Já na Figura 4, onde se apresenta o caso de Portugal, a maior ocorrência corresponde aos resíduos agrícolas e resíduos sólidos urbanos (RSU). Deste modo, ao realizar a classificação e identificação da origem dos resíduos, torna-se mais fácil atuar em medidas de reciclagem e prevenção nessas áreas onde há maior produção de resíduos.

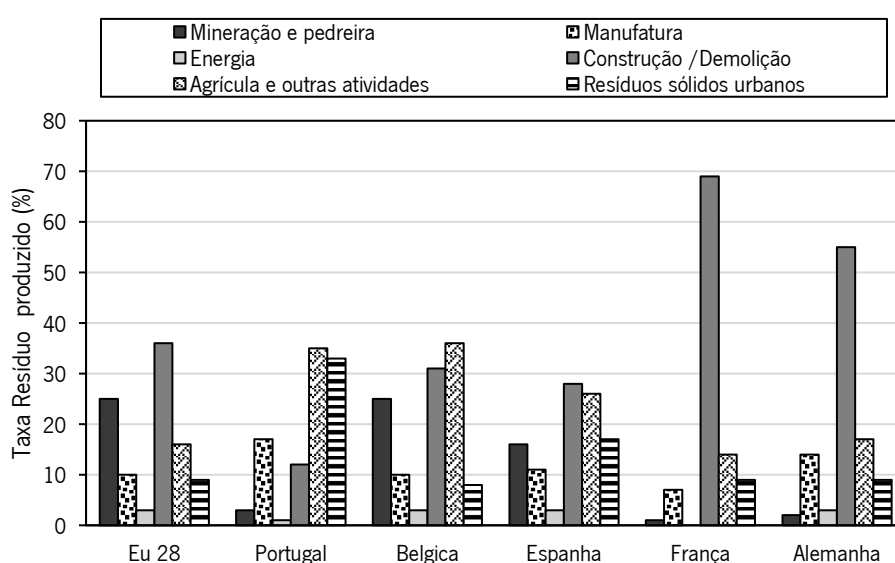


Figura 3. Produção de resíduos por origem (adaptado de Eurostat, 2018).

Segundo Stewart (2010), com a diretiva 75/442/EEC, os resíduos foram divididos em 4 grandes sectores da economia, nomeadamente, os resíduos sólidos urbanos, os resíduos industriais, os resíduos agrícolas e os resíduos hospitalares. Os *resíduos sólidos urbanos* englobam os resíduos domésticos, comerciais, de poda das árvores, limpeza das ruas, escritórios, entre outros; que não excedam 1100 litros diários, excluem-se os resíduos oriundos de esgotos e de construção e demolição (Diário da República, 2011).

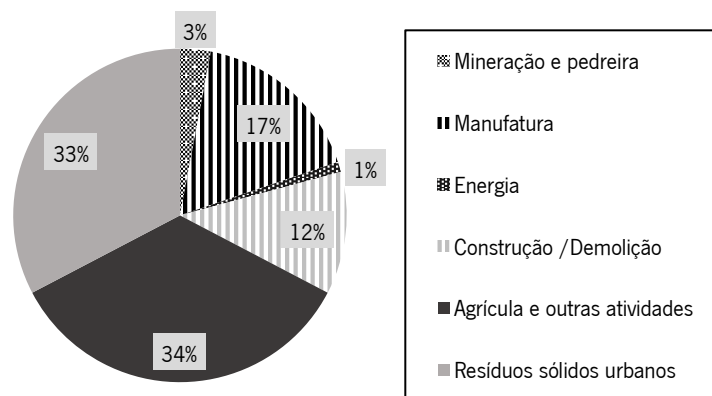


Figura 4. Geração de resíduos por atividade em Portugal (adaptado de Eurostat, 2018)

Outro sector diz respeito aos *resíduos industriais*, que abrangem os resíduos que são produzidos em processos ou operações industriais, como exemplo, RCD, resíduos da indústria de fundição, metalúrgica, da produção e distribuição de eletricidade, água, bem como o tratamento de esgoto (Prakash e Gowtham, 2019). *Resíduos agrícolas* são caracterizados por resíduos biodegradáveis que são compostos de matéria orgânica de restos vegetais e animais. Contudo abrangem também embalagens plásticas e produtos veterinários (Pichtel, 2005). *Resíduos hospitalares* são provenientes de hospitais, dentistas, veterinários, funerárias, entre outros serviços relacionados com a saúde. São resíduos com características infecciosas, cuja forma de tratamento mais aconselhada é a incineração (Pichtel, 2005, Prakash e Gowtham, 2019).

A partir da Diretiva 2008/98/CE, elaborou-se uma lista de resíduos com intuito de facilitar a identificação dos resíduos oriundos de diversas atividades, chamada Lista Europeia de Resíduos – LER (Tabela 1). A lista é constituída por 20 capítulos, numerados de 01 a 20, os quais agrupam resíduos que dizem respeito a uma área específica de atividade geradora de resíduos. Por sua vez, cada capítulo está dividido em um ou mais subcapítulos. Dentro de cada subcapítulo existe uma descrição relativamente detalhada dos respetivos resíduos, os quais são identificados por códigos de 6 dígitos, sendo que os dois primeiros dígitos dizem respeito ao capítulo, os segundos dígitos são referentes ao subcapítulo e os últimos dizem respeito a um resíduo específico. Há que observar que alguns dos resíduos são identificados na Tabela 1

com o símbolo (*), o que indica que o resíduo é classificado como perigoso, seguindo-se os capítulos e a atividade onde o resíduo se enquadra (JOUE, 2014). É importante referir que, entretanto, a lista sofreu alterações, tendo sido republicada pela Diretiva 2014/955/EU.

Tabela 1. Lista Europeia de Resíduos LER (adaptado de JOUE, 2014)

Capítulo	Atividade produtora do resíduo
1	Resíduos da prospeção e exploração de minas e pedreiras, bem como de tratamentos físicos e químicos das matérias extraídas.
2	Resíduos da agricultura, horticultura, aquacultura, silvicultura, caça e pesca, bem como da preparação e do processamento de produtos alimentares.
3	Resíduos do processamento de madeira e do fabrico de painéis, mobiliário, pasta para papel, papel e cartão.
4	Resíduos da indústria do couro e produtos de couro e da indústria têxtil.
5	Resíduos da refinação de petróleo, da purificação de gás natural e do tratamento pirolítico de carvão.
6	Resíduos de processos químicos inorgânicos.
7	Resíduos de processos químicos orgânicos.
8	Resíduos do fabrico, formulação, distribuição e utilização (FFDU) de revestimentos (tintas, vernizes e esmaltes vítreos), colas, vedantes e tintas de impressão.
9	Resíduos da indústria fotográfica.
10	Resíduos de processos térmicos.
11	Resíduos de tratamentos químicos de superfície e de revestimentos de metais e de outros materiais; resíduos da hidrometalurgia de metais não ferrosos.
12	Resíduos da moldagem e do tratamento físico e mecânico de superfície de metais e plásticos.
13	Óleos usados e resíduos de combustíveis líquidos (exceto óleos alimentares, 05 e 12).
14	Resíduos de solventes, fluidos de refrigeração e gases propulsores orgânicos (exceto 07 e 08).
15	Resíduos de embalagens; absorventes, panos de limpeza, materiais filtrantes e vestuário de proteção sem outras especificações.
16	Resíduos não especificados noutros capítulos da lista.
17	Resíduos de construção e de demolição (incluindo solos escavados de locais contaminados).
18	Resíduos da prestação de cuidados de saúde a seres humanos ou animais e/ou de investigação relacionada (exceto resíduos de cozinha e restauração não provenientes diretamente da prestação de cuidados de saúde).
19	Resíduos de instalações de gestão de resíduos, de estações ex situ de tratamento de águas residuais e da preparação de água para consumo humano e de água para consumo industrial.
20	Resíduos urbanos e equiparados (resíduos domésticos, do comércio, da indústria e dos serviços), incluindo as frações recolhidas seletivamente.

É importante lembrar que os resíduos também podem ter uma subclassificação, por exemplo, dentro dos grupos de resíduos industriais, eles podem ser classificados como perigosos e não perigosos.

A EPA (2019) define como resíduos perigosos os que compreendem todo material indesejado ou descartado que, devido às suas características físicas, químicas ou infecciosas, possa causar riscos expressivos à saúde humana ou ao meio ambiente quando impropriamente tratado, armazenado, transportado, descartado ou gerido de alguma outra forma. Já Pichtel (2005) e Prakash e Gowtham

(2019) descrevem os resíduos perigosos como, resíduos que representam riscos potenciais para a saúde humana e ecossistemas gerais, devido a toxicidade, capacidade de mutagénese, entre outros. Assim, a Diretiva 2008/98/CE do JOUE (2008) criou uma lista que caracteriza o que causa a perigosidade de cada resíduo, conforme exibido na Tabela 2. É importante salientar que atualmente o processo de caracterização do resíduo é realizado de acordo com o Regulamento (UE) n° 1357/2014, de 18 de dezembro, da Comissão Europeia.

Tabela 2. Características dos resíduos que os tornam perigosos (adaptado de JOUE, 2008).

Classe	Descrição
HP1	Explosivo — substâncias e misturas que podem explodir sob o efeito de uma chama ou ser mais sensíveis ao choque e à fricção que o dinitrobenzeno.
HP2	Comburente — substâncias e preparações que, em contacto com outras substâncias, nomeadamente com substâncias inflamáveis, apresentam uma reação fortemente exotérmica
HP3	Inflamável — substâncias e preparações líquidas cujo ponto de inflamação é igual ou superior a 21°C e inferior ou igual a 55°C.
HP4	Irritante — substâncias e preparações não corrosivas que por contacto imediato, prolongado ou repetido com a pele ou as mucosas podem provocar uma reação inflamatória.
HP5	Nocivo — substâncias e preparações cuja inalação, ingestão ou penetração cutânea pode representar um risco, limitado, para a saúde.
HP6	Tóxico — substâncias e preparações (incluindo as substâncias e preparações muito tóxicas) cuja inalação, ingestão ou penetração cutânea pode representar um risco grave, agudo ou crónico para a saúde e inclusivamente causar a morte.
HP7	Cancerígeno — substâncias e preparações cuja inalação, ingestão ou penetração cutânea pode provocar cancro ou aumentar a sua ocorrência.
HP8	Corrosivo — substâncias e preparações que podem destruir tecidos vivos por contacto.
HP9	Infecioso — substâncias e preparações que contêm microrganismos viáveis ou suas toxinas, em relação aos quais se sabe ou há boas razões para crer que causam doenças nos seres humanos ou noutros organismos vivos.
HP10	Tóxico para a reprodução — substâncias e preparações cuja inalação, ingestão ou penetração cutânea pode induzir malformações congénitas não hereditárias ou aumentar a sua ocorrência.
HP11	Mutagénico — substâncias e preparações cuja inalação, ingestão ou penetração cutânea pode induzir defeitos genéticos hereditários ou aumentar a sua ocorrência.
HP12	Resíduos que em contacto com a água, o ar ou um ácido libertam gases tóxicos ou muito tóxicos.
HP13	Sensibilizante — substâncias e preparações cuja inalação ou penetração cutânea pode causar uma reação de hipersensibilização tal que uma exposição posterior à substância ou à preparação produza efeitos nefastos característicos.
HP14	Ecotóxico — resíduos que representam ou podem representar um risco imediato ou diferido para um ou vários sectores do ambiente.
HP15	Resíduos suscetíveis de, após a sua eliminação, darem origem, por qualquer meio, a outra substância, por exemplo um lixiviado, que possua uma das características acima enumeradas.

As classificações e o enquadramento dos resíduos perigosos apresentados na Tabela 2 são fundamentais para cooperar com a gestão de resíduos, auxiliando na melhor forma de tratamento e manuseamento desses resíduos a fim de evitar maiores impactos negativos no meio ambiente.

2.2.3. Reciclagem e valorização de resíduos

Vários autores como Hester e Harrison (2002), Hole e Hole (2018) ou Chandrasekaran e Sharma (2019) alertam para o facto de que os recursos naturais são finitos, sendo imperativo que se diminua o consumo de matérias-primas. Essa redução dar-se-ia primeiramente por uma mudança de paradigma do comportamento humano e do seu consumismo exacerbado e posteriormente com técnicas de reutilização, reciclagem e valorização dos resíduos (Kaza *et al.*, 2018, Stoeva e Alriksson, 2017).

Segundo os dados recolhidos nos relatórios da Eurostat (2018) e da OECD (2019), no ano de 2016 a União Europeia produziu 2533 milhões de toneladas de resíduos, a maior quantidade anual registada entre os anos de 2008 e 2016, correspondendo a uma geração de 1,78 kg de resíduo *per capita* no ano de 2016 (Figura 5). Este indicador (resíduo per capita) é definido como o total de resíduos gerados num país por habitante e por ano, excluindo os principais resíduos minerais, detritos de dragagem e solos contaminados, possibilitando a comparação da seleção de resíduos entre os vários países.

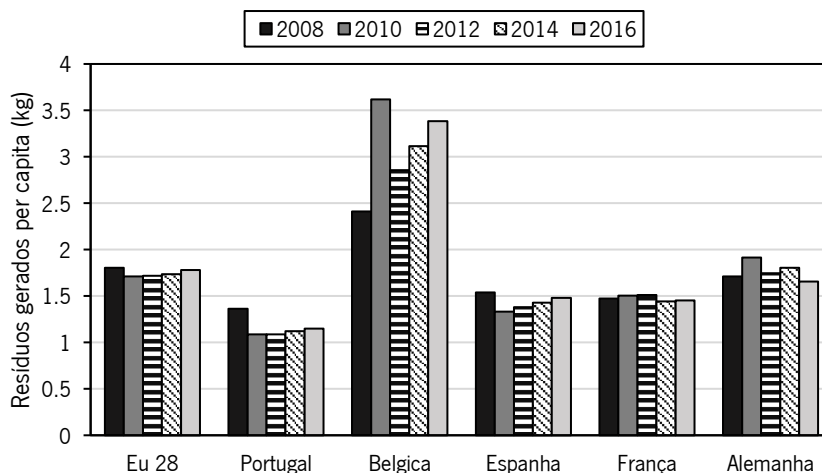


Figura 5. Geração de resíduos *per capita* da União Europeia (adaptado de Eurostat, 2018 e OECD, 2019)

A Figura 6 apresenta uma compilação de várias tipologias de resíduos que são reciclados na União Europeia (RSU, agrícolas, hospitalares, industriais e outros), segundo dados do Eurostat (2018). O que de facto se percebe é que, de modo geral, 53.5% dos resíduos na UE são recuperados e reciclados o que mostra uma mudança de paradigmas sobre resíduo, Portugal recuperou 65% do seu resíduo (reciclagem, recuperação energética e enchimento), ficando acima da Espanha em valorização dos resíduos, isso mostra que Portugal está avançando nos objetivos estabelecidos para o PERSU 2020.

No que diz respeito a valorização por enchimento, foi estabelecido pela circular nº 02/2014/DRES-DFEMR, “A utilização dos resíduos de construção e demolição apropriados na recuperação de zonas escavadas ou em obras de engenharia paisagística, nos casos em que os resíduos substituem materiais que não são resíduos, configura uma operação de valorização denominada enchimento”.

As técnicas de reciclagem variam para cada resíduo e também em função da sua origem, pois é importante escolher um método que permita a máxima valorização do material. Porém, antes da reciclagem é importante que haja duas operações, a da separação dos materiais recicláveis e da fragmentação, se necessário. Um exemplo disso é a fração orgânica poder destinar-se à compostagem ou a ser usada como combustível em incineradores. Nesse sentido, há todo o interesse em ter o menor teor possível de inertes na segunda opção, pois um elevado teor de metais reduz o poder calorífico (Herva *et al.*, 2014, McLeod e Cherrett, 2011, Stoeva e Alriksson, 2017).

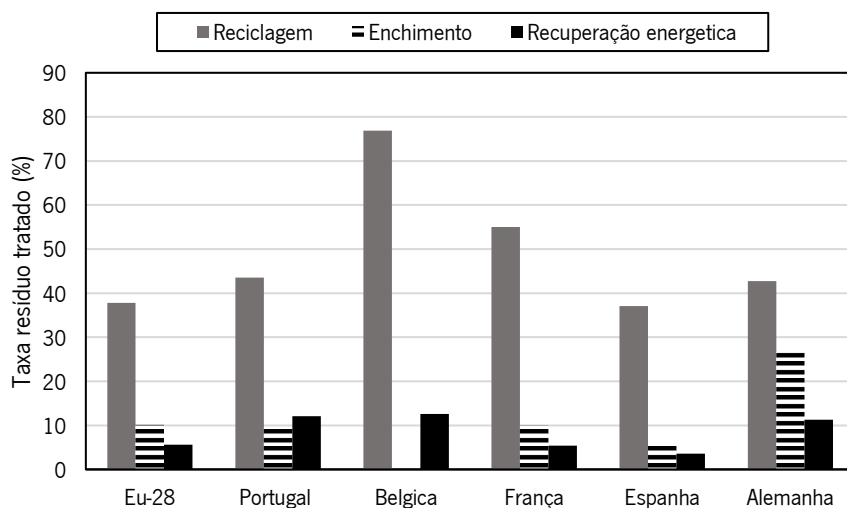


Figura 6. Recuperação de resíduo (adaptado de (Eurostat, 2018))

A separação dos resíduos pode ser feita tanto manualmente como mecanicamente, sendo o segundo o método mais convencional. Entre as técnicas mecânicas de separação destacam-se as seguintes (Artiola, 2019, McLeod e Cherrett, 2011, Stoeva e Alriksson, 2017, Vallero *et al.*, 2019):

- Separação magnética, bastante utilizada para separar resíduos ferrosos;
- Separação por ar, usada para produtos leves como, papel, plásticos, materiais orgânicos;
- Separação por peneiração, onde o resíduo é segregado pelo tamanho das partículas;
- Separação por correntes de Eddy (ou Foucault) - destina-se à separação de metais não ferrosos, nomeadamente o alumínio e suas ligas;
- Flutuação, onde se recorre a um fluido para separar dois componentes de diferentes densidades.

A fragmentação dos resíduos consiste em reduzir o seu tamanho, transformando-os em partículas menores e de granulometria uniforme. O objetivo dessa técnica é tornar os resíduos mais homogêneos e melhorar a eficiência na reciclagem, na compactação ou na densificação (Vallero *et al.*, 2019).

As categorias de resíduos que se baseiam em alternativas de tratamento estão sobrepostas, uma vez que a maioria dos resíduos tem várias opções de tratamento. Por exemplo, o papel pode ser reciclado numa fábrica de papel, incinerado numa central ou decomposto por tratamento biológico. Outro exemplo são as lamas de tratamento de águas residuais, que são biodegradáveis, podendo também ser queimadas para aproveitamento energético ou o conteúdo de nutrientes pode ser reciclado na agricultura (Lagerkvist e Dahlén, 2019).

Como elucidam Yuan *et al.* (2011) e Mak *et al.* (2019), a importância de reciclar e reaproveitar os RCDs, valorizando-os para o sector da construção é fundamental, para diminuir a deposição desses resíduos em aterros e minimizar o consumo de novas matérias-primas. Ulubeyli *et al.* (2017) explicitam no seu trabalho que o RCD é bastante variado quanto à sua composição (desde vegetação até entulhos), e pode ser valorizado, quer do aproveitamento energético dos plásticos e das madeiras, quer da reutilização dos agregados em novas construções.

Hole e Hole (2018) mostram a importância da reciclagem para a indústria têxtil, tendo em vista que todos produtos dessa indústria podem ser reciclados. A reciclagem de calças de ganga, por exemplo, reduz drasticamente o consumo de água, energia e matéria-prima. Leal Filho *et al.* (2019) afirmam ainda que a reciclagem de roupas em segunda mão poderia reduzir as emissões de gases com efeito de estufa em 53%, reduzir a poluição associada ao processamento químico em 45% e reduzir a eutrofização da água em 95%.

Em relação aos resíduos sólidos urbanos (RSU), a reciclagem é fundamental para redução dos resíduos depositados em aterros, e assim, poder reincorporar noutras matrizes industriais, pois, diante da variedade dos resíduos obtidos é necessário adotar várias técnicas de gestão e tratamentos que aproveitem o máximo do resíduo (Pires *et al.*, 2011). Na valorização dos RSUs e sua gestão, os métodos mais usados são a compostagem, a reciclagem e a incineração para aproveitamento energético, pois os resíduos como resto de alimentos, papéis, plásticos e de serviços de limpeza urbana podem ser convertidos em energia, compostos, entre outros (Bovea *et al.*, 2010, Gouveia, 2012, Herva *et al.*, 2014, Santos, 2013).

É importante destacar que a Diretiva 2008/98/CE (JOUE, 2008) e o Decreto-Lei n.º 73/2011 (Diário da República, 2011) produziram uma lista das atividades de valorização previstas em lei. A Tabela 3 apresenta as 13 atividades e seus respectivos códigos.

A valorização de resíduos é fundamental para dirimir a problemática ambiental no que concerne ao destino final dos resíduos. Diminuir a quantidade de resíduos enviados para aterros significa uma maior vida útil do mesmo. Dessa forma, a reciclagem e a recuperação são cruciais, pois oferecem “novos” recursos que podem ser incorporados noutras matrizes industriais, o que conseqüentemente vai diminuir a extração de novos recursos naturais (Carvalho e Marques, 2014, Gellynck *et al.*, 2011, Kinnaman, 2006).

Tabela 3. Operações de valorização de resíduos (adaptado de Diário da República, 2011)

Código	Operação
R1	Utilização principal como combustível ou outro meio de produção de energia
R2	Recuperação/regeneração de solventes
R3	Reciclagem/recuperação de substâncias orgânicas não utilizadas como solventes (incluindo digestão anaeróbia e ou compostagem e outros processos de transformação biológica)
R4	Reciclagem/recuperação de metais e compostos metálicos.
R5	Reciclagem/recuperação de outros materiais inorgânicos
R6	Regeneração de ácidos ou bases.
R7	Valorização de componentes utilizados na redução da poluição
R8	Valorização de componentes de catalisadores.
R9	Refinação de óleos e outras reutilizações de óleos.
R10	Tratamento do solo para benefício agrícola ou melhoramento ambiental
R11	Utilização de resíduos obtidos a partir de qualquer das operações enumeradas de R 1 a R 10
R12	Troca de resíduos com vista a submetê-los a uma das operações enumeradas de R 1 a R 11
R13	Armazenamento de resíduos destinados a uma das operações enumeradas de R 1 a R 12 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde os resíduos foram produzidos)

2.2.4. Eliminação de resíduos

O princípio da hierarquia e a preconização dos 3R's (redução, reutilização e reciclagem) mostra que a redução de resíduos pode ser alcançada pela eliminação ou otimização do processo produtor, a reutilização consiste no reaproveitamento do resíduo continuando ou modificando o seu uso original e a reciclagem envolve algum tipo de processo de transformação do resíduo. Porém, mesmo com essas etapas ainda há resíduos a serem depositados em aterros (Boscov, 2008).

O aterro sanitário é um método de disposição final de resíduos sólidos cujos princípios são estabelecidos dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas. Critérios esses que se materializam no projeto de sistemas de drenagem de águas pluviais definitivas e provisórias, drenagem para recolha e tratamento do lixiviado, e captação e queima e/ou reaproveitamento dos gases gerados durante o processo de decomposição, além de sistemas de monitorização do solo e de águas subterrâneas (Albertin, 2011).

Lixiviado é o líquido que drena ou "lixivia" de um aterro sanitário ou um efluente aquoso como consequência da percolação da água da chuva através do resíduo. Assim, este é produzido por processos bioquímicos e sua composição é muito variada e depende de múltiplos fatores, como a idade do aterro e o tipo de resíduo que contém. Geralmente, o lixiviado pode conter material dissolvido e suspenso como os metais pesados, assim, uma vez que entram em contacto com o meio ambiente, a água subterrânea é contaminada e causa efeitos nocivos ao meio ambiente (Renou *et al.*, 2008, Siddique *et al.*, 2010).

O aterro sanitário é uma obra de engenharia civil complexa que exige que os resíduos depositados sejam confinados com a máxima segurança evitando impactes ambientais. A construção inadequada pode gerar grandes impactes ambientais (Mavropoulos A., 2016).

Os resíduos depositados em aterros representam uma enorme perda de recursos na forma de materiais e energia, além de causar alguns impactes ambientais, como a produção de lixiviados, ocupação de terra e emissão de gases do efeito estufa, portanto, devem ser limitados o máximo possível, como estabelecido no princípio da hierarquia (Dermatas, 2017, Eurostat, 2018, Fernandes *et al.*, 2017, Herva *et al.*, 2014, Hu *et al.*, 2019). Contudo, alguns investigadores afirmam que no futuro será necessário minerar os aterros sanitários em busca de elementos raros como alguns metais (Burlakovs *et al.*, 2018, Márquez *et al.*, 2019).

Em Portugal, a definição e todo o enquadramento jurídico que envolve a conceção, a construção, a exploração, a operação e o encerramento de aterros estão descritos no Decreto-Lei 183/2009 (Diário da República, 2009). Segundo o Decreto-Lei 183/2009, um aterro sanitário é definido como "...uma instalação de eliminação de resíduos através da sua deposição ou abaixo da superfície natural...". No mesmo documento são estabelecidas três categorias de aterros: os aterros para resíduos inertes, não perigosos e perigosos. Essa classificação é atribuída de acordo com a tabela de lixiviados do Anexo IV parte "B" do diploma (as tabelas nº 2 e 3 para aterros de inerte e a tabela nº 4 referente aos resíduos

não perigosos). Já na tabela nº 5 do mesmo documento estão os requisitos para resíduos granulares não perigosos.

Na Tabela 4 e 5 do presente documento estão apresentados os valores dos lixiviados permitidos para resíduos que são classificados como podendo ser depositados em aterros de inertes. Na sequência apresenta-se na Tabela 6 os parâmetros para os resíduos admissíveis em aterros de materiais não perigosos e na Tabela 7 os dos resíduos granulares não perigosos.

Tabela 4. Valores limites de lixiviados, parâmetro inorgânico para aterro inerte (Tabela 2 do Decreto-Lei 183/2009)

Componente	Mg/kg de matéria seca (L/S) (*) = 10 l/kg
<i>As</i>	0,5
<i>Ba</i>	20
<i>Cd</i>	0,04
<i>Cr</i>	0,5
<i>Cu</i>	2
<i>Hg</i>	0,01
<i>Mo</i>	0,5
<i>Ni</i>	0,4
<i>Pb</i>	0,5
<i>Sb</i>	0,06
<i>Se</i>	0,1
<i>Zn</i>	4
<i>Cloretos</i>	800
<i>Fluoretos</i>	10
<i>Sulfatos</i>	1000
<i>Índice de Fenol</i>	1
<i>COD</i> ¹	500
<i>SDT</i> ²	4000

(*) Relação líquido/sólido para libertação total; (1) Carbono orgânico dissolvido; (2) sólidos dissolvidos totais.

Tabela 5. Valores limite para o teor total de parâmetros orgânicos de resíduos para aterro inerte (Tabela 3 do Decreto-Lei 183/2009)

Parâmetro	mg/kg
COT (carbono orgânico total)	30000
BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno)	6
PCB (policlorobifenilos)	1
Óleo Mineral	500
HAPs (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos)	100

Tabela 6. Valores limites para admissão em aterros para resíduos não perigosos (Tabela 4 do Decreto-Lei 183/2009).

Componente	Mg/kg de matéria seca (L/S) (*) = 10 l/kg
<i>As</i>	5
<i>Ba</i>	100
<i>Cd</i>	2
<i>Cr</i>	20
<i>Cu</i>	50
<i>Hg</i>	0,5
<i>Mo</i>	00
<i>Ni</i>	10
<i>Pb</i>	10
<i>Sb</i>	0,7
<i>Se</i>	0,5
<i>Zn</i>	50
<i>Cloreto</i>	50000
<i>Fluoreto</i>	250
<i>Sulfato</i>	20000
<i>COD¹</i>	1000
<i>SDT²</i>	60000

(*)Relação líquido/sólido para libertação total; (1) Carbono orgânico dissolvido; (2) sólidos dissolvidos totais.

Tabela 7. Valores limites de resíduos granulares para admissão em aterros para resíduos não perigosos (Tabela 5 do Decreto-Lei 183/2009)

Componente	Mg/kg de matéria seca (L/S) (*) = 10 l/kg
<i>As</i>	2
<i>Ba</i>	100
<i>Cd</i>	1
<i>Cr</i>	10
<i>Cu</i>	50
<i>Hg</i>	0,2
<i>Mo</i>	10
<i>Ni</i>	10
<i>Pb</i>	10
<i>Sb</i>	0,7
<i>Se</i>	0,5
<i>Zn</i>	50
<i>Cloreto</i>	15 000
<i>Fluoreto</i>	150
<i>Sulfato</i>	20 000
<i>COD¹</i>	800
<i>SDT²</i>	60 000

(*)Relação líquido/sólido para libertação total; (1) Carbono orgânico dissolvido; (2) sólidos dissolvidos totais.

Os elementos avaliados nos lixiviados são de grande problemática ambiental. Lisk (1991) já mensurava os efeitos dos metais pesados nos lixiviados, concluindo que são de grande risco para o meio ambiente e para o ser humano. Elementos como Chumbo (Pb), Crómio (Cr), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Mercúrio (Hg) Arsénio (As) e outros, causam problemas neurológicos, cancros, mau funcionamento de tecidos além de serem bio acumulativos, ou seja, que passam de um organismo para outro.

Mesmo com as políticas de prevenção observa-se que mais de 40% de todo o resíduo produzido na UE ainda é encaminhado para aterros (Figura 7). Já em Portugal, 34.7% do resíduo é encaminhado para aterro, denotando que, apesar de estar ainda abaixo da média na UE, o país está no caminho para o cumprimento das metas elaboradas no Decreto-Lei 73/2011 para diminuir resíduos depositados em aterros e promover a reciclagem.

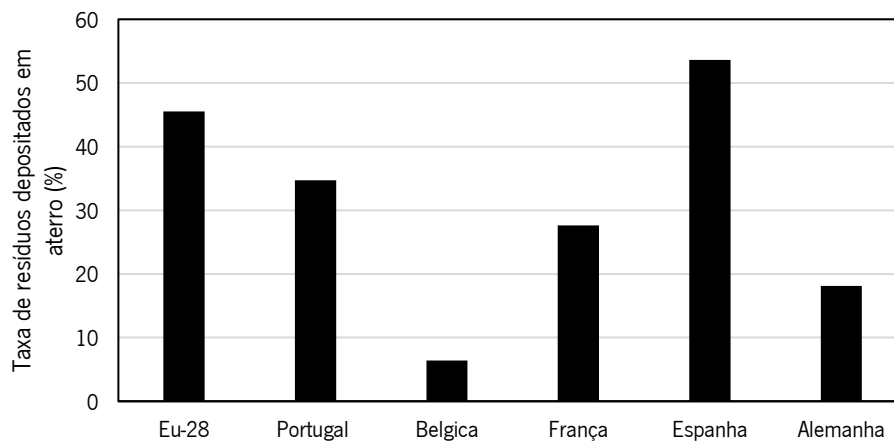


Figura 7. Percentagem de resíduos depositados em aterro sanitário (adaptado de Eurostat, 2018).

2.2.5. Economia Circular

O atual sistema económico é geralmente associado aos inúmeros impactos ambientais que ocorrem no planeta, pois esse sistema baseia-se numa linearidade de extração, produção, consumo e descarte (Figura 8a). Porém, devido à escassez de recursos, somada com espaços limitados para acondicionar resíduos, reconsidera-se mudar o paradigma económico linear para uma economia mais sustentável. Esse novo modelo (Figura 8b) é caracterizado pela circularidade no fluxo de materiais, como exemplo, em vez de o resíduo ser depositado em aterro, ele é reincorporado em fluxos anteriores, assim evitando a extração de novos materiais e a geração de novos resíduos (MacArthur, 2013).

A Economia Circular (EC) apresenta-se como uma solução para os problemas de uma economia apoiada na exploração de recursos naturais de forma exacerbada, que potencializa os efeitos de mudança climática e poluição do meio ambiente. O paradigma da economia linear é o de ampliar a eficácia da extração de recursos com uma rápida utilização, a fim de manter o crescimento. Já o paradigma da Economia Ecológica ou circular tem o objetivo de que a economia seja alcançada para assegurar uma maior e melhor qualidade de vida e menor degradação do meio ambiente (Temesgen *et al.*, 2019).



Figura 8. Modelo gráfico da economia linear (a); modelo gráfico da economia circular (b). (adaptado de Parlamento Europeu, 2018)

A UE define uma economia circular como uma economia onde o valor dos produtos, materiais e recursos naturais é mantido na economia pelo maior tempo possível, e a geração de resíduos minimizados (European Commission, 2019). Já MacArthur (2013), de maneira precursora definiu a economia circular como “...um sistema industrial que é restaurativo ou regenerativo pela intenção e pelo *design*. Substitui o conceito de 'fim de vida' por restauração, muda para o uso de energia renovável, elimina o uso de produtos químicos tóxicos, prejudiciais à reutilização e visa a eliminação de resíduos através do *design* superior de materiais, produtos, sistemas e, dentro disso, modelos de negócios”

Para implementar a EC na União Europeia foram criadas uma série de documentos, com diretrizes e recomendações para auxiliar a transição do atual modelo económico para a economia circular. No documento intitulado “Fechar o ciclo – plano de ação da UE para a economia circular” (Comissão

Europeia, 2015) são estabelecidos os critérios de como implementar a EC, com a proposta de 54 ações para “fechar” o ciclo de vida dos produtos, para a gestão energética e de resíduos, para diminuir o consumo de matéria-prima e aumentar a utilização de matérias secundárias, além da identificação dos setores prioritários para tal transição.

A UE considera quatro áreas de ação prioritárias para iniciar a EC, sendo elas a produção, o consumo, a gestão dos resíduos e a valoração do resíduo como recurso.

Segundo a Comissão Europeia (2015), a EC começa com a idealização do produto, do processo de produção e na gestão da matéria necessária para concebê-lo, ou seja, todo ciclo de vida do produto. Assim, na EC é fundamental que o produto seja projetado para durar o maior tempo possível e que seja fácil de reparar, reutilizar e reciclar. O *design* do produto tem que ser inovador e o mais sustentável possível. Dentro da produção é necessário que os processos escolhidos sejam mais sustentáveis possíveis, desde a utilização de energias renováveis até à utilização eficiente dos recursos.

No que diz respeito ao consumo, é essencial que o consumidor tenha informações sobre o produto, como o preço e as suas vantagens em comparação a outros bens que não estão inseridos na EC. É importante mostrar ao consumidor as vantagens do produto através de rótulos verdes e do selo de qualidade. O preço é um fator chave para o sucesso da EC. Os estados membros da UE serão estimulados a fornecer incentivos fiscais para o preço do produto retratar de forma mais apropriada os encargos ambientais (Comissão Europeia, 2015, Temesgen *et al.*, 2019).

A gestão dos resíduos é um ponto crucial para a EC pois é através de uma boa gestão dos resíduos, com base no princípio da hierarquia, que se impulsionará a circularidade do fluxo do resíduo transformando-o em matéria-prima para a EC. Desta forma, os materiais reciclados são reincorporados na indústria como “matéria-prima”, acrescentando valor económico nesse novo produto e assegurando a sua presença no mercado. A matéria-prima secundária pode ser comercializada e transferida exatamente como a matéria-prima primária proveniente dos recursos tradicionais obtidos através da extração (Comissão Europeia, 2015). No período de 2006-2010, o Ministério do Meio Ambiente (2017) avaliou em Portugal, empresas que trabalham com reciclagem de materiais, procurando identificar uma relação entre o seu tamanho e a rentabilidade, de modo a estimular uma economia circular. Carvalho e Marques (2014) observaram que para manter uma EC, era necessário que as empresas de recolha e reciclagem aumentassem significativamente a sua produção, de modo que a quantidade dos materiais recolhidos

fosse equivalente aos resíduos produzidos por cerca de 400-500 mil habitantes. Apenas assim seria possível garantir um fornecimento contínuo de matéria-prima (resíduo reciclado) para uma determinada atividade industrial.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2017) e o Eurostat (2018), em 2016 as atividades de reciclagem, reutilização e reparação de equipamentos eletrônicos geraram 147 milhões de euros em valor agregado e 4 milhões de empregos nessas, como se apresenta na Figura 9.

O indicador da Figura 9 relaciona os empregos gerados através de atividades relacionadas a economia circular e o valor adicionado ao fator de custo, o indicador da geração de empregos é definido como o número total de pessoas que trabalham na unidade do setor de reciclagem, setor de reparação e reutilização e setor de aluguer e locação. O valor adicionado ao fator de custo é a receita bruta de atividades operacionais relacionadas a reciclagem, recuperação, reparação e reutilização para a EC, recebendo apoio financeiro do Horizonte 2020, fundos europeus para investimento estratégicos e outros.

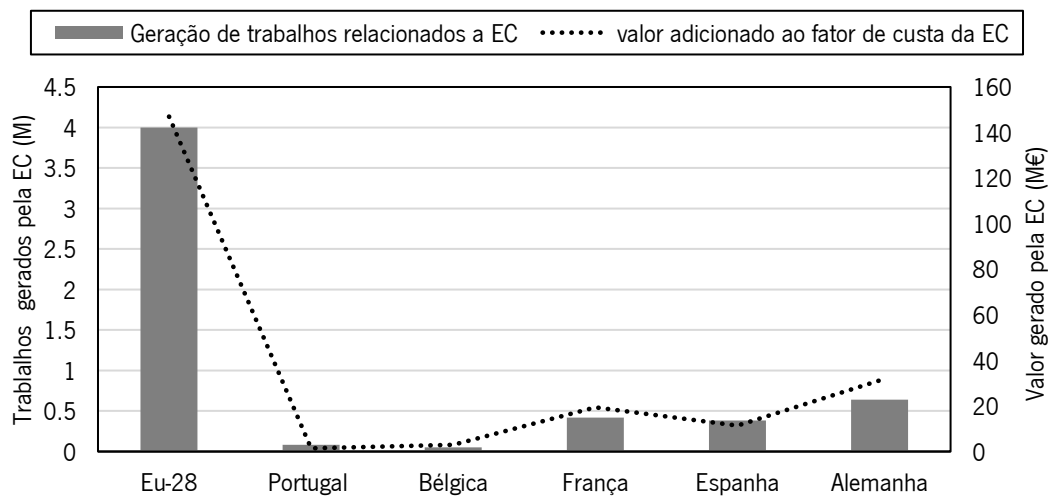


Figura 9. Geração de renda de atividade de reciclagem reutilização e reparo e número de empregos criados pela EC (adaptado Eurostat, 2018)

Dados obtidos do Eurostat (2018) (Figura 10) mostram que os RCDs, os materiais reciclados de modo geral, e os RSUs foram os resíduos mais reciclados na UE. Já em Portugal observa-se uma taxa maior de reciclagem dos RCDs, que pode ser justificada por um aumento no setor da construção, uma vez que esses resíduos foram estimulados como matéria-prima secundária na EC, para serem reincorporados na matriz industrial.

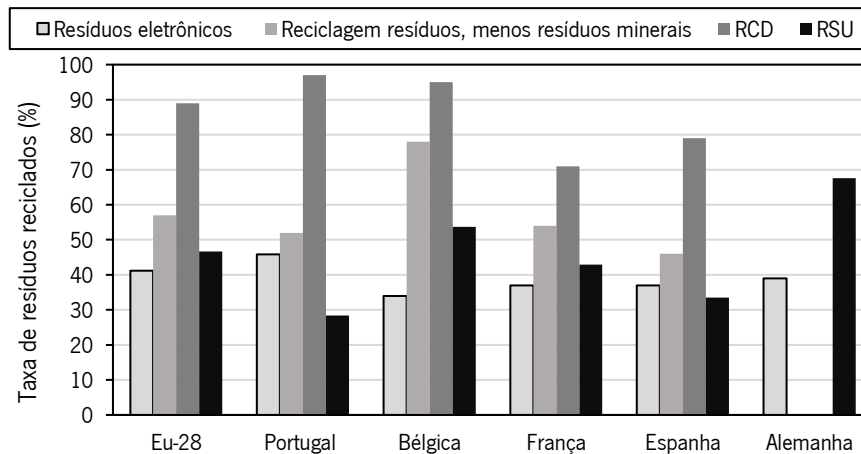


Figura 10. Resíduos mais reciclados e reaproveitados na economia circular (Eurostat, 2018).

No que concerne aos RCDs, Adams *et al.* (2017) explicitam que há uma dificuldade em dar-lhes valor económico, pois os RCDs tendem a ter uma qualidade menor que a matéria-prima original, o que dificulta a sua utilização. Apesar disso, segundo os mesmos autores, a EC auxiliou no crescimento de melhores técnicas de gestão dos RCDs e de reciclagem.

A sustentabilidade ambiental e a estrutura económica da EC são muito específicas, nomeadamente, quanto ao local e a vários outros fatores, como o tipo de material, os elementos de construção, as distâncias de transporte, o contexto económico e político. Assim, são necessários mais estudos de modelação, como a avaliação do ciclo de vida (ACV), para validar a sustentabilidade do produto final, o consumo energético e os impactes ambientais (Ghisellini *et al.*, 2018).

2.3. Avaliação de ciclo de vida (ACV)

De acordo com Chehebe (1997), “a crescente preocupação com os impactes ambientais gerados pela provisão de bens e de serviços à sociedade tem sido indutora do desenvolvimento de novas ferramentas e métodos que visam auxiliar na compreensão, controlo e redução desses impactes. Deste modo, a avaliação do ciclo de vida é uma ferramenta que considera os impactes ambiental ao longo de todo ciclo de vida do produto, e.g., extração de matéria-prima, uso e destino final”.

A avaliação do ciclo de vida pode ser definida como a compilação e avaliação dos insumos, produtos e impactes ambientais potenciais de um produto ou sistema ao longo do seu ciclo de vida. É o tipo de avaliação mais utilizado com ampla aceitação internacional para medir os impactes ambientais (Ismaeel, 2016, Klöpffer, 2014).

A ACV inclui cadeias de abastecimento inteiras, representando de forma abrangente todos os impactos que ocorrem em diferentes passos e em diferentes locais ao longo do ciclo de vida, independentemente da localização física do processo particular (Souza *et al.*, 2015).

A avaliação de ciclo de vida é uma técnica para a avaliação dos aspetos ambientais e dos potenciais impactos associados a um produto (Chehebe, 1997). A procura pela normalização para um suporte científico consistente e regulamentado, relacionada à aplicação da ACV, orientou a Organização Internacional para Normalização (ISO) a preparar uma série de quatro documentos contendo as diretrizes basilares para organização desse tipo de estudo. Essa série de normas ficou conhecida com a “família 14040” que abrange todos os princípios e estrutura para ACV (Figura 11). Assim a ISO 14041 contém a definição dos objetivos e do âmbito, bem como a avaliação de inventário; a ISO 14042 dá as diretrizes para avaliação dos impactos; e a ISO 14043 explicita as recomendações para a interpretação dos resultados (Curran *et al.*, 2010, ISO, 2004). Porém, em 2006 a ISO 14040 foi reformulada com novas definições e foi criada uma nova norma (ISO 14044) que unificou as normas da série anterior num único documento, onde abrange as diretrizes para as avaliações de inventário dos impactos e a interpretação dos resultados.

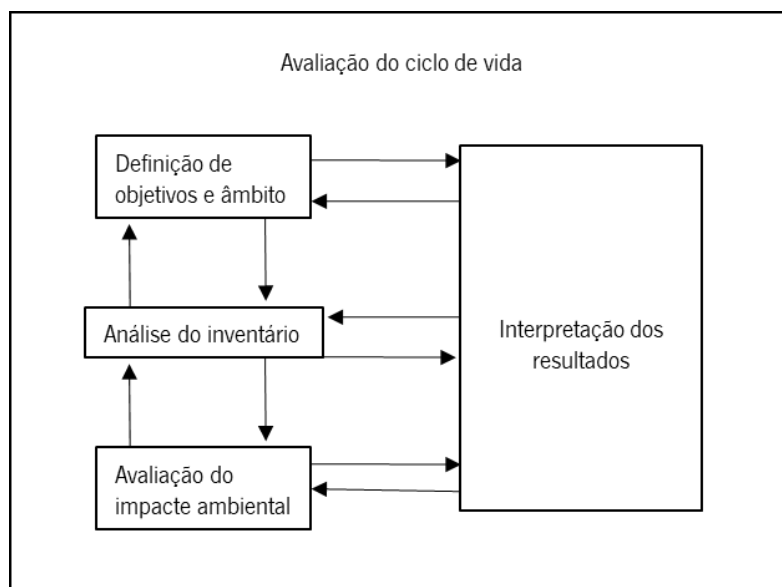


Figura 11. Modelo de ACV (adaptado de ISO, 2004)

A definição dos objetivos e do âmbito (ou enquadramento) de uma ACV é a definição e descrição do produto, escolha da unidade funcional, processo ou actividade e estabelece o contexto no qual a avaliação deve ser feita e identifica os limites e efeitos ambientais e as metodologias consideradas para a avaliação. Os limites ou fronteiras do sistema determinam quais os processos e fluxos elementares que serão

incluídos na ACV e permitem definir o nível de detalhe do estudo. Importa ressaltar que o termo fluxo na ACV é relacionado com os materiais ou energia que entram ou saem de um sistema (Chehebe, 1997, Ferreira, 2004, ISO, 2004).

Um dos pontos mais importantes para a ACV é a definição de unidade funcional, que segundo a ISO (2004) é a principal função de um sistema de produção, em termos quantitativos, usada como unidade de referência para o estudo de ACV. Baumann e Tillman (2004) reforçam que a unidade funcional corresponde a um fluxo de referência ao qual todos os outros fluxos modelados de um sistema estão relacionados, e é usada para garantir um nível equivalente de função ou serviço para o êxito do resultado.

Como exemplos de unidade funcional podem referir-se, diferentes volumes de materiais usados em construção (Bribián *et al.*, 2011), ou a relação de alimentos por energia (massa por calorias) (Schau e Fet, 2008). Guo *et al.* (2019) trabalharam com cinco unidades funcionais no seu estudo de ACV, tendo analisado diferentes tipos de agregados na construção de diferentes pavimentos, para avaliar as emissões de gases do efeito estufa de cada tipo de pavimento. Já Santero *et al.* (2011) usaram como unidade funcional o tempo de serviço do pavimento rodoviário com relação ao tráfego. Balaguera *et al.* (2018) utilizaram como unidade funcional materiais alternativos, nomeadamente, resíduos para construção de pavimentos, realizando assim avaliação dos gases com efeito de estufa e do consumo energético.

Os limites do sistema definem quais os processos que serão incluídos no sistema de inventário para serem modelados (ISO, 2004). De acordo com Chehebe (1997) e Baumann e Tillman (2004) é necessário ter a fronteira bem definida para montar o inventário mais detalhado possível. Assim, as fronteiras pode ser classificadas em relação aos sistemas naturais, fronteiras geográficas e temporais, entre outras.

No que diz respeito às fronteiras com sistema natural, são descritas na literatura as fronteiras tipo “do berço à porta” que é da extração da matéria-prima até a “entrada” na fábrica, “do berço ao túmulo” que abrange da extração de matérias-primas através do uso e descarte do produto, “da porta ao túmulo” abrange a fase de utilização até à sua eliminação e “do berço ao berço” envolvendo processos de reciclagem e reutilização (Aligleri *et al.*, 2016, Baumann e Tillman, 2004, Vieira *et al.*, 2016), como se apresenta na Figura 12.

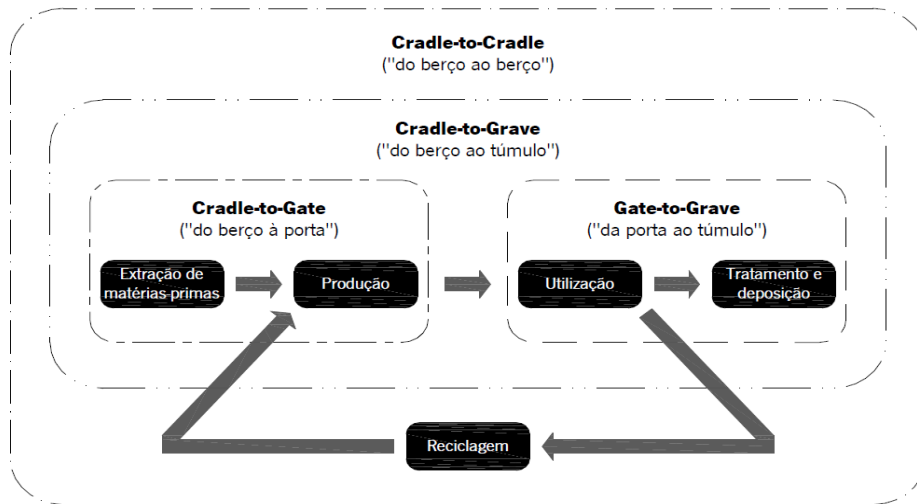


Figura 12. Esquema dos limites de fronteiras da ACV (Araújo, 2016)

A análise de inventário de ciclo de vida (ICV) tem como objetivo primordial identificar e quantificar as “entradas” ou “inputs” (recursos e energia utilizados) e “saídas” ou “outputs” (produto, resíduos e emissões produzidos) do sistema (Ferreira, 2004). O inventário do ciclo de vida é um passo fundamental na ACV onde fluxos elementares são adicionados ao longo do tempo e do espaço sendo uma atividade que requer tempo e atenção (Ismaeel, 2018).

É importante compreender que a ACV e o ICV tem como suporte os conceitos e a avaliação do consumo energético e de balanço de massa, e tais conceitos baseiam-se na primeira lei da termodinâmica relacionada com o princípio da conservação de energia, que afirma que a energia não pode ser criada nem destruída, mas sim convertida em outra forma. Outro conceito muito importante para o entendimento da ACV é a segunda lei da termodinâmica. Esta lei é relacionada com a degradação energética, ou seja, a cada conversão de energia há perdas que podem ser por calor, radiação e outras. Assim a ACV faz um balanço energético de materiais, entre os inputs e outputs e calcula os impactos ambientais através da diferença da perda com o rendimento energético (Ferrão, 2009, Zhao *et al.*, 2018). A Figura 13 ilustra como funciona o balanço de energia/massa para calcular os impactos ambientais.

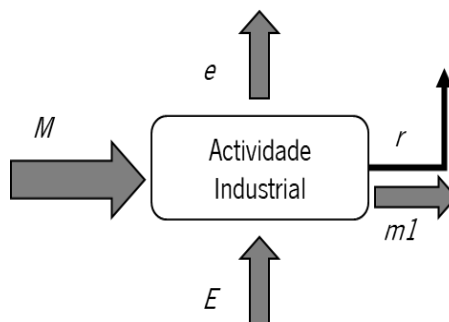


Figura 13. Operação unitária e geração de resíduo (Ferrão, 2009).

Como ilustrado na Figura 13, na ACV um processo é caracterizado pela entrada da matéria-prima, M , e da energia, E , utilizada para transformar essa matéria num outro produto ou matéria, mI , que no final do processo irá sair, juntamente com a energia, e (sendo essa energia o consumo energético do processo) e por fim um resíduo, r , que pode ser descrito de diversas formas, como emissões gasosas, efluentes, subprodutos entre outros. Com essa quantificação dos materiais e energias que “entram e saem” dos processos de uma ACV é realizado um balanço de massa e de energia combinado com fatores de conversão (CO_2 equivalente, Diclorobenzeno equivalente e outros) que geram os valores de impacto ambiental (de Vries e de Boer, 2010, Ferrão, 2009, Von Blottnitz e Curran, 2007).

Os dados utilizados numa ACV podem ter origem em três tipos de categorias: na fonte; em bases de dados; na literatura. No primeiro caso, cita-se como exemplos, valores de “input” e “output” aferidos diretamente das indústrias com dados referentes à produção, aos consumos energéticos, à matéria-prima entre outros. Os dados podem também ser oriundos de bases de dados que recolhem e juntam informações em parceria com várias indústrias e empresas que agregam essa informação numa única plataforma. Por fim, os dados também podem ser recolhidos de artigos científicos ou literatura relevante (Kalverkamp e Karbe, 2019).

Segundo Araújo (2016) é determinante que se faça uma utilização criteriosa dos dados existentes e sobretudo os que originam de fontes secundárias e terciárias, como as bases de dados. O mesmo autor refere que uma das bases de dados mais aceites na comunidade académica é a *Ecoinvent*. Porém, há outras bases de dados citadas na literatura com bastante suporte científico e com informações fidedignas, como a base de dados profissional dos *softwares* GaBi e Simapro (Curran *et al.*, 2010, Hamdar *et al.*, 2016, Kalverkamp e Karbe, 2019).

Estabelecida a análise de inventário, obtêm-se informações suficientes para avaliar as contribuições da extração de recursos e emissões de resíduos para as potenciais categorias de impactes ambientais. Segundo de Vries e de Boer (2010), os tipos de impacto ambiental que são considerados durante o ciclo de vida de um produto estão relacionados com o uso de recursos como terra ou combustíveis fósseis e a emissão de poluentes como o amoníaco ou o metano. A emissão de poluentes contribui para as categorias de impacto, como as alterações climáticas, a acidificação, a eutrofização dos ecossistemas e a ecotoxicidade humana ou terrestre. Já Ferrão (2009), Santero *et al.* (2011 b) e Balaguera *et al.* (2018) consideram categorias de impactes as mudanças climáticas, eutrofização, acidificação, depleção de recursos, ecotoxicidade entre outros, onde, cada tipo de emissão é relacionado com um ou mais

impactes. A avaliação de impacte utiliza os resultados adquiridos no inventário, para avaliar a potencialidade dos impactes ambientais, disponibilizando ainda informação para interpretação. Nesta fase, a aplicação de técnicas de estatística, tais como ponderação, normalização e agregação, são fundamentais para comparar os tipos de impactes e aferir a sua relevância (Ferreira, 2004).

A avaliação ambiental pode ser feita com base em *midpoints* e *endpoints*, dependendo do método de relevância ambiental dos indicadores de categoria. Uma abordagem de *midpoints* é mais relacionada a fluxos elementares, e considera todos os parâmetros ao longo da cadeia de causa e efeito entre os dados do inventário e os *endpoints* de categoria para uma tipologia de impacte específica, como apresenta a Tabela 8 (Ismaeel, 2018). A modelação de *midpoint* inclui, também, pontos onde é possível desviar os fatores de caracterização e expressar a relevância das emissões ou extrações com um maior nível de certeza e confiabilidade; contudo, inclui processos de cálculo mais complexos (Bare e Gloria, 2008, Kägi *et al.*, 2016).

Tabela 8. Categorias de impactes analisados pelo método ReCiPe *midpoint* (adaptado de Goedkoop M., 2009)

Categoria de impacte	Unidade
Mudanças climáticas	kg (CO ₂)
Depleção da camada de ozônio	kg (CFC-11 ³)*
Acidificação terrestre	kg (SO ₂)
Eutrofização de água doce	kg (P para água doce)
Eutrofização marinha	kg (N para água doce)
Toxicidade humana	kg (1,4DCB para ar urbano)*
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg (NMVOC para o ar)*
Formação de material particulado	kg (PM ¹⁰ para o ar)
Ecotoxicidade terrestre	kg (1,4DCB em solo industrial)
Ecotoxicidade de água doce	kg (1,4DCB em água doce)
Ecotoxicidade marinha	kg (1,4-DCB ⁷ em água do mar)
Radiação ionizante	kg (U ²³⁵ emissão para o ar)
Ocupação do solo agrícola ocupação	m ² ×YR (terra útil para agricultura)
Ocupação de terra urbana	m ² × ano (área urbana)
Transformação natural da terra	m ² (terra natural)
Depleção de água	m ³ (água)
Depleção de recursos minerais diminuição	kg (Fe)
Depleção de recursos fósseis	kg (petróleo)

*Clorofluorocarbono; Composto de Carbono Orgânico Volátil Não Metano; 1,4 dichlorobenzene

Em contrapartida, a utilização de *endpoints* transmite informações relevantes sobre os fluxos de caracterização para o tomador de decisão. Isso depende do tipo de destinatário (saúde humana, ecossistemas, recursos), escala geográfica (global, regional e local), magnitude e prioridade de redução (alta, média e baixa prioridade), bem como do meio de impacto (ar, água, solo e recursos) como mostra a Tabela 9 (Goedkoop M., 2009).

A modelação de *endpoint* permite um processo de pesagem melhor controlado e bem informado, que também pode incorporar considerações económicas. Estas modelações são mais fáceis, mas exigem o uso de mais suposições e, portanto, resulta em mais incerteza. Isso explica por que devem ser apoiadas por dados de qualidade e pelo envolvimento de especialistas para prever efeitos finais. Essas duas abordagens são complementares; por isso, recomenda-se integrá-los em uma estrutura comum para modelar a avaliação ambiental. Observando que ambos os métodos podem exibir proporcionalidade linear, os indicadores de *midpoint* poderiam ser extrapolados e quantificados em parâmetros finais (Hauschild e Huijbregts, 2015, Ismaeel, 2016, 2018, Klöpffer, 2014).

Tabela 9. Categorias de impactes para modelações *endpoint* (adaptado de Goedkoop M., 2009)

Categoria de impacte	Indicador	Unidade
Dano para a saúde humana	Perda de anos de vida ajustados por incapacidade	Anos
Dano para a diversidade de ecossistema	Perda de espécies durante um ano	Anos
Dano para a variabilidade de recursos	Aumento de custo	\$

No método ReCiPe há três perspetivas temporais de avaliação de impactes que abrangem um conjunto de questões, como por exemplo, o tempo de influência de um determinado impacte, a gestão de matéria-prima ou resíduos e o progresso da tecnologia para remediar os impactes. A seleção do período de tempo é uma escolha subjetiva que depende do estudo a que se aplica. Assim, essas três perspetivas temporais foram criadas com fatores de conversão e agregação diferentes, de forma a avaliar o efeito negativo dos impactes ao longo do tempo. A perspetiva “hierárquica” (H) é o parâmetro considerado como modelo padrão da norma ISO 14044, avaliando os efeitos do impacte numa média de 100 anos; a perspetiva “igualitária” (E) visa avaliar os impactes a longo prazo, por um período de 500 anos (é a perspetiva mais conservativa e não utiliza um período ainda superior pois a vida útil de algumas substâncias atmosféricas não excedem os 500 anos). Por último, a perspetiva “individual” (I) avalia os impactes negativos a curto prazo, num período de 20 anos, com algum otimismo de que a tecnologia pode evitar problemas no futuro (Goedkoop M., 2009).

No que diz respeito à interpretação e validade dos resultados, esta fase final abrange métodos e técnicas basilares, uma vez que proporcionam o reconhecimento dos passivos ambientais envolvidos no ciclo de vida de um produto ou serviço (Ferreira, 2004; Rebitzer *et al.*, 2004).

A interpretação dos resultados é a fase que combina as observações da análise de inventário e avaliação de impacto, de uma forma consistente com a meta definida e alcance para chegar a conclusões, esclarecer as limitações que poderiam ser um obstáculo para os objetivos iniciais, identificar as principais fases do ciclo de vida que contribuem para os impactos ambientais e fornecer recomendações finais. A fase de interpretação é extremamente importante, pois é a chave para tornar os resultados de avaliação de impacto comparáveis e compreensíveis (Araújo, 2016, Vieira *et al.*, 2016).

No que concerne à aplicação da ACV para pavimentos rodoviários, Santero *et al.* (2011) salientam que esta pode ser dividida em cinco fases: (1) extração de matéria-prima e produção; (2) construção; (3) utilização; (4) conservação; (5) fim-de-vida. Cada fase é composta por vários componentes, cada um representando uma interação única entre o pavimento e o meio ambiente.

Zheng *et al.* (2019) modelaram uma ACV que compreende quatro das fases elucidadas por Santero *et al.* (2011), abrangendo a extração de matéria-prima e produção, construção, uso e manutenção. A fase de fim de vida foi excluída na metodologia, já que, segundo o autor, a reciclagem ou o descarte de um projeto de pavimento é difícil de prever e controlar devido à sua longa vida útil.

Frederick e Tario (2009), na sua investigação sobre ACV com utilização de material fresado (MF), que é a reciclagem do pavimento (a qual será devidamente explicada na Secção 3.3), verificaram que, quando esse material é usado na produção de misturas a quente, os impactos no consumo de energia e na emissão de gases de efeito estufa (GEE) são afetados pela quantidade de material fresado, humidade do MF e temperatura de trabalho da mistura. Observou ainda que a utilização de MF minimiza o consumo energético e que as emissões são inferiores quando se incorpora mais MF do que com a utilização de agregados virgens.

Por outro lado, Santos *et al.* (2018) analisaram todo o ciclo de vida do pavimento com seis tipos de cenários e avaliaram os impactos de *midpoint* da incorporação de MF em misturas temperadas e a quente com vários teores de MF, tendo concluído que as temperadas são mais económicas no que diz respeito ao consumo de energia. Porém, verificaram que, a fase de construção (produção de materiais,

operação de equipamentos e transporte de materiais e mistura) é a que mais impactos ambientais produz, e isso ocorre por causa de aditivos que são colocados na produção das misturas.

Balaguera *et al.* (2018), na sua investigação avaliaram a utilização de vários materiais para incorporar em pavimentos pelo método “*ReCiPe*”, nomeadamente, escórias de aciaria, polímeros, cinzas volantes, resíduos industriais de modo geral e outros. Nesse estudo confirmaram que a utilização desses materiais são uma alternativa ao uso de materiais tradicionais, e que a vantagem mais representativa da utilização dos resíduos é a redução dos impactos ambientais de *midpoint*, referentes às alterações climáticas e à depleção de recursos, e evitar o descarte desses resíduos em aterros sanitários.

Em resumo, pode dizer-se que a avaliação do ciclo de vida (ACV) é largamente utilizada como uma estrutura metodológica útil para auxiliar o percurso para o desenvolvimento sustentável, analisando de forma objetiva, comedida, sistemática e científica, os distintos impactos ambientais associados a cada fluxo do ciclo de vida de um produto ou serviço.

3. Incorporação de resíduos em pavimentos rodoviários

Com o desenvolvimento e crescimento das cidades, a necessidade de locomoção tornou-se fundamental na vida do ser humano desde os primórdios das civilizações, com a troca de mercadorias e o comércio. A rede rodoviária é fundamental para o desenvolvimento de um país, uma vez que garante uma adequada acessibilidade a qualquer parte do território (Branco *et al.*, 2008).

Muitas das estradas de antigamente com mais de 2000 anos, que foram feitas com designios religiosos (romarias) e mercantis dos povos antigos, foram sendo renovadas e transformaram-se na atualidade em estradas asfaltadas. Os povos que mais se destacaram na construção de estradas foram os romanos, que construíram e geriram um sistema de estradas por toda europa, permitindo com essas construções terem a maior acessibilidade a lugares mais distantes do seu vasto império (Jiménez, 2014, Thom, 2008).

3.1. Constituição dos pavimentos rodoviários

Bernucci *et al.* (2006) definem o pavimento como “uma estrutura de múltiplas camadas de espessuras finitas, construída sobre a superfície final de terraplenagem, destinada técnica e economicamente a resistir aos esforços oriundos do tráfego de veículos e do clima, e a propiciar aos utilizadores uma melhoria nas condições de rolamento, com conforto, economia e segurança.”

Branco *et al.* (2008) e Jiménez (2014) definem também o pavimento rodoviário como um conjunto de camadas colocadas sobre uma fundação de um terreno, que tem como objetivo principal suportar as ações do tráfego e do clima. Outra característica importante do pavimento é oferecer segurança aos utentes. No que concerne à economia e materiais para construção do pavimento, Thom (2008) refere que o trabalho do engenheiro de pavimentos é maximizar o potencial dos materiais de forma a ter o menor custo possível e o melhor desempenho.

Os pavimentos podem ser classificados em função do material ligante utilizado, como exemplo, diz-se que um pavimento é rígido quando o material usado para aglutinar os agregados é composto por um ligante hidráulico, habitualmente cimento Portland (Figura 14a). A designação de rígido é dada pelo seu módulo de deformabilidade/rigidez que é elevado (Branco *et al.*, 2008, Jiménez, 2014).

O pavimento classificado como flexível é um pavimento cujo material aglutinante é um composto derivado do petróleo, o betume ou o ligante betuminoso (termo geralmente utilizado na Europa para designar o ligante asfáltico). A característica flexível do pavimento está associada às propriedades termoviscoelásticas que o betume possui. A estrutura deste tipo de pavimento é geralmente formada por quatro camadas principais, camada de desgaste (ou de rolamento), base, sub-base e leito do pavimento (ou reforço do subleito), como ilustrado na Figura 16 b) (Azevedo, 2012, Bernucci *et al.*, 2006)).

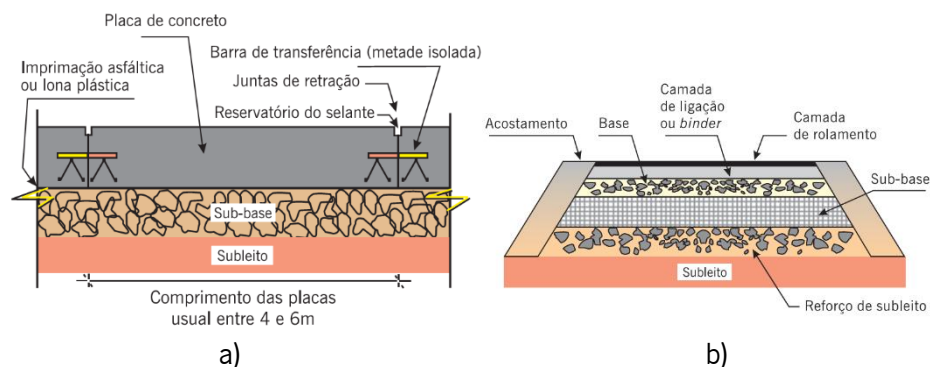


Figura 14. Tipos de pavimentos rodoviários: a) pavimento rígido; b) pavimento flexível (Bernucci *et al.*, 2008)

Segundo Read e Whiteoak (2003) a obtenção do betume dá-se através da refinação do petróleo, quando o mesmo é extraído e enviado para uma refinaria. Os dois processos mais importantes para a obtenção do material betuminoso são a destilação à pressão atmosférica e a destilação em vácuo. Nestes dois processos, o petróleo cru é inserido numa primeira torre de destilação à pressão atmosférica contendo patamares com diferentes temperaturas, e cada patamar retém uma fração de material petrolífero. Na parte inferior acumulam-se os resíduos ou as frações pesadas que não são vaporizadas e que, posteriormente, são inseridas na torre de destilação a vácuo para a extração de outros materiais importantes. Os produtos desse novo processo são constituídos por frações leves e por resíduos curtos. Os últimos servem de matéria-prima para mais de 20 tipos de betumes diferentes.

O betume é um composto formado essencialmente de hidrocarbonetos e heteroátomos, contendo uma pequena quantidade de elementos como Nitrogénio, Enxofre e átomos de Oxigénio (Carbono 82-88%, Hidrogénio 8-11%; Enxofre 0-6%; Oxigénio 0-1,5% e Nitrogénio 0-1%). Tendo em conta a sua estrutura, o betume é composto por asfaltenos e maltenos. Os maltenos podem ser caracterizados pelos grupos dos saturados, aromáticos e das resinas. Os asfaltenos são compostos polares e compostos aromáticos e

estão associados à viscosidade do betume, ou seja, quanto mais asfaltos existirem no ligante betuminoso mais rígido e viscoso ele será (Read e Whiteoak, 2003).

Atualmente, o principal critério utilizado na concepção dessas infraestruturas (pavimentos rodoviários) deixou de ser apenas o seu menor custo, valorizando-se a perspectiva ambiental e procurando determinar-se todos os impactos a longo prazo (econômicos, ambientais ou sociais) deste tipo de investimentos (Araújo *et al.*, 2015). Uma das formas possíveis para minimizar os impactos será através da utilização de agregados alternativos, conforme se avalia neste trabalho.

3.2. Agregados alternativos para pavimentação

A conservação do meio ambiente é um fator básico que está relacionado com a sobrevivência da raça humana. Proteção dos recursos naturais e desenvolvimento sustentável desempenham um importante papel nas concepções de modernos e fundamentais projetos de construção (Oikonomou, 2005).

Na ótica de tornar o pavimento mais ecológico e econômico, uma das alternativas é promover a utilização de resíduos como substitutos parciais ou totais de alguns materiais, nomeadamente nos agregados (Delongui *et al.*, 2018, Ma *et al.*, 2019).

Os agregados para a construção civil são materiais granulares obtidos de materiais rochosos variados, consolidados ou granulares, fragmentados naturalmente ou por processo industrial, pedra britada, cascalho e areias naturais (La Serna e Rezende, 2009). Ao reciclar materiais que venham a ser utilizados como agregados, observam-se vantagens do ponto de vista ecológico no que concerne à proteção ambiental de novos recursos, minimizando assim a mineração (Azevedo, 2012).

Segundo Araújo *et al.* (2013), numa mistura convencional (AC14 surf 35/50), a proporção de agregado e ligante é de 95% para agregado e 5% para o ligante betuminoso. Dessa forma pode-se confirmar o facto de que a reciclagem de materiais para pavimentação, em específico um substituto do agregado pode reduzir os danos ambientais provenientes da mineração e que poderá acarretar também uma redução de custo, dada a preponderância do agregado na mistura.

De entre os resíduos que vários autores têm estudado, nomeadamente, quanto à capacidade de os usar como substitutos parciais ou totais de agregados naturais, salienta-se os materiais fresados (MF)

provenientes de pavimentos degradados (Antunes *et al.*, 2019), que fazem parte dos resíduos de demolição e construção (RCD), os resíduos poliméricos, como exemplo, o polietileno reticulado que é de difícil reciclagem, a borracha moída de pneu, entre outros (Khoeini *et al.*, 2019). Também pode utilizar-se areias de fundição, escórias de aciaria e lamas de corte de pedra (Careddu, 2019, Rodríguez-Fernández *et al.*, 2019, Tao *et al.*, 2019), que são resíduos industriais, sendo nesses casos necessário um olhar mais crítico quanto à sua composição.

O importante na substituição dos materiais tradicionais por resíduos (total ou parcialmente) será garantir que as propriedades finais dos produtos cumpram as especificações necessárias à sua aplicação, e que não haja o aumento de impactos ambientais em resultado da sua utilização e, se possível, que seja economicamente vantajoso.

3.3. Material fresado como agregado

De acordo com a Federal Highway Administration (FHWA) quase 73 milhões de toneladas de material fresado (conhecido na nomenclatura anglo-saxónica por reclaimed asphalt pavement – RAP) são recuperadas e 84% dessas (62 milhões de toneladas) são usadas anualmente na construção de pavimentos flexíveis, tornando o RAP no material mais reciclado nos EUA (Hansen *et al.*, 2011).

Os materiais fresados (MF) são obtidos através de um equipamento chamado fresadora (Figura 15), que faz a escarificação e a remoção do material betuminoso numa espessura predefinida. Este material é considerado como resíduo de construção e demolição (RCD), segundo o Decreto de lei N°46/2008, o qual estabelece a regulamentação jurídica específica à gestão de resíduos resultantes de obras ou demolições de edifícios ou de derrocadas, bem como a sua prevenção.



Figura 15. Equipamento utilizado para a fresagem de pavimentos (Wirtgen, 2017)

Os RCDs são caracterizados também no Capítulo 17 da Lista Europeia de Resíduos (LER), por apresentar uma abrangência de materiais na sua composição. Contudo, pode ainda especificar-se a Secção 17 03 02, quando se trata de misturas betuminosas (JOUE, 2014).

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), Portugal produziu 100 milhões de toneladas de RCDs em 2015, entre eles 5,3% são referentes a material betuminoso, como mostra a Figura 16.

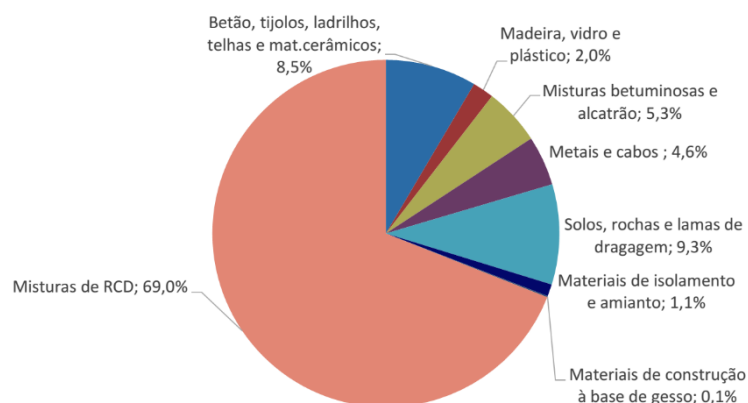


Figura 16. Percentagens de RCD produzidos em Portugal (APA, 2015)

A Especificação LNEC 474 (LNEC, 2009) explicita que, entre os potenciais contaminantes dos RCDs utilizados em pavimentação, os mais relevantes são os metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos. Contudo a taxa de lixiviação do material fresado é reduzida, sendo menor do que o limite estabelecido pelo Decreto-Lei 183/2009, para deposição em aterro para resíduos inertes. Tal comportamento potencia a sua viabilização para incorporação nas estruturas do pavimento (Figura 17).

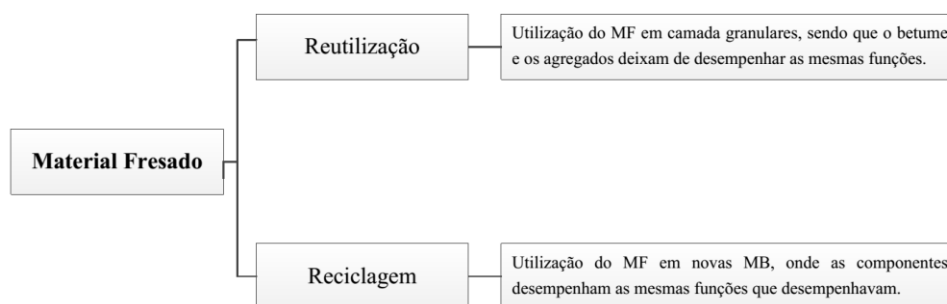


Figura 17. Formas de aplicar material fresado em pavimentos (adaptado de EAPA, 2015)

A reutilização de MF tem fundamentalmente o proveito de diminuir o volume de material a colocar em aterro. A nível estrutural e/ou funcional a reutilização possibilita, em certos casos, melhorar a qualidade das bases granulares e aumentar o módulo de resistência destas (Locander, 2009).

A reciclagem do MF e telhas asfálticas em “novos” pavimentos betuminosos acarretam vários benefícios, como redução dos custos de produção, preservação os recursos naturais escassos, conservação do espaço dos aterro sanitário e proteção do meio ambiente. No entanto, é difícil incorporar grandes quantidades desses materiais em “novos” pavimentos betuminosos, de forma a manter a durabilidade adequada do novo pavimento construído (Kaseer *et al.*, 2019).

De acordo com Xiao *et al.* (2019) nos últimos anos, devido às vantagens de reduzir o uso de matéria-prima, diminuir custos e proteger o meio ambiente, o MF tem atraído atenção. De uma maneira geral, é possível desde logo assumir que a reciclagem tem vantagens ao nível económico pelo facto de implicar em uma menor utilização de materiais como agregado e ligante, como ilustrado na Figura 18.

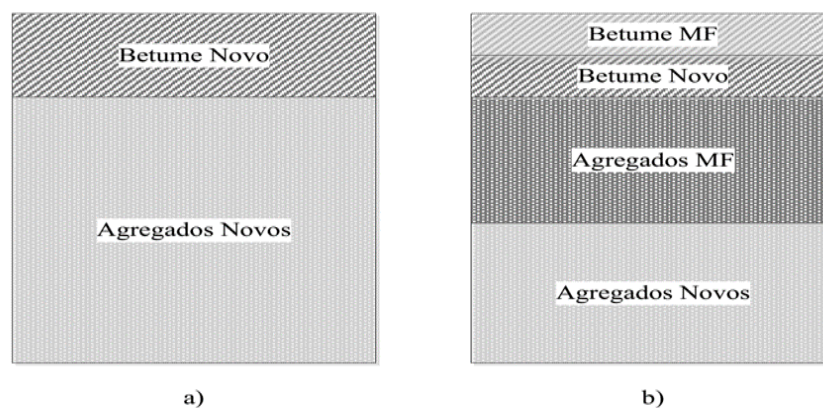


Figura 18. Representação esquemática das quantidades de material novo e/ou reciclado numa mistura betuminosa: (a) mistura nova; (b) mistura reciclada (adaptado de Abreu, 2017)

Moon *et al.* (2014) observaram que uma mistura betuminosa produzida com até 30% de incorporação de material fresado e telhas betuminosas apresentou resultados de rigidez e resistência ao fendilhamento a baixas temperaturas, correspondentes às misturas convencionais.

Cascione *et al.* (2015) estudaram pavimentos reciclados com telhas betuminosas semelhantes, em várias localidades expostas a condições climáticas distintas e usando diferentes percentagens de incorporação de telhas (30 %, 20%, 15%, 13%, 11% e 10%) tendo estudado o desempenho da mistura no que concerne à rigidez, variação de temperatura e fadiga de modo a obter resultados satisfatórios que justificam a sua utilização.

Abreu *et al.* (2015) realizaram um estudo para avaliar a viabilidade de incorporar 50% de material fresado numa “nova” mistura betuminosa. O MF utilizado foi obtido do pavimento de uma estrada portuguesa com 15 anos de serviço, tendo-se observado que o betume presente no MF era bastante envelhecido,

sendo necessário adicionar um agente rejuvenescedor para garantir a trabalhabilidade da nova mistura. Além disso, o ligante usado foi um betume modificado por polímeros, empregando o polietileno de alta densidade. Com base nos resultados obtidos por esses autores, quanto aos ensaios de módulo de rigidez, resistência à fadiga e à deformação permanente pode-se afirmar que a incorporação do MF melhorou o desempenho da mistura.

Zaumanis *et al.* (2016) investigaram o uso de 100% de MF para novos pavimentos, e concluiu que com uma correta formulação da mistura em termos granulométricos e com adequados rejuvenescedores, observa-se um desempenho mecânico (quanto à deformação permanente e à sensibilidade a água) igual ao das misturas convencionais (com material virgem). Além disso, verificou-se uma economia de 35% de CO₂eq na mistura com 100% de MF em comparação com a mistura convencional.

Observa-se também que o método de reciclagem influencia as características ambientais, permitindo a redução da energia utilizada e dos gases poluentes que emanam da mistura. Assim, a utilização da tecnologia de produção de misturas asfálticas temperadas torna-se atrativa pelo facto da mesma poder diminuir a temperatura de produção entre 20 a 30 C° quando comparado com a mistura asfáltica a quente (Prowell, 2007).

Essa redução de temperatura faz com que diminua o consumo energético no fabrico da mistura e promove igualmente a redução das emissões emitidas no processo. No que diz respeito às emissões de gases, há estudos que relatam reduções de cerca de 30-40% nas emissões de CO₂; 35% nas emissões de SO₂; 50% nas emissões de COV; 10-30% nas emissões de CO; 60-70% nas emissões de NO_x e 20-25% nas emissões de partículas, proporcionando melhores condições de trabalho e menor poluição atmosférica (Oliveira *et al.*, 2012, Prowell, 2007).

Oliveira *et al.* (2012) trabalharam com misturas temperadas a fim de tornar o pavimento mais sustentável e com melhor desempenho, tendo sido utilizado 50% de material fresado, bem como um aditivo (surfactante) comumente usado para reduzir a temperatura. Estes autores observaram que ao utilizar esse método houve uma diminuição de 35 C° no fabrico da mistura. Avaliaram também propriedades como a rigidez, que se revelou superior às obtidas nas misturas a quente, e a resistência à fadiga e à sensibilidade a água, nas quais não se registraram alterações relevantes, comprovando assim que o uso do material fresado na percentagem mencionada ou testada é viável, assim como a forma de fabrico, que possui inúmeras vantagens.

Segundo Palha *et al.* (2014), a redução no consumo de energia na produção de uma mistura betuminosa reciclada com 50% de material fresado é de 14%, correspondendo a uma redução de emissões de CO₂ de 11%. No que diz respeito à diminuição das emissões gasosas, estas podem variar e serem mais influentes na emissão de poluentes atmosféricos pela forma como será realizada a operação de reciclagem (in situ, ou em central, a frio, a quente ou temperada). Assim, para afirmar tais reduções é importante estudar qual é o método de reciclagem que se traduz na menor emissão desses poluentes (EAPA, 2015).

Adicionalmente, é importante salientar que, como com qualquer outro resíduo, ao introduzir o material fresado em novas misturas terá que se avaliar as suas características ambientais para saber se esse resíduo tem algum tipo de contaminação. De modo geral, o MF contém betume envelhecido, o que pode obrigar à adição de um agente rejuvenescedor, o qual pode conter riscos quer para o meio ambiente, quer para o ser humano, sendo necessária a sua avaliação antes da sua utilização (Saleh e Nguyen, 2019).

3.4. Resíduos plásticos como agregados

Dos resíduos existentes, o que causa um maior desconforto ambiental pela sua quantidade e composição são os resíduos plásticos. Esse material é utilizado em todas as atividades realizadas pelo ser humano, tornando a sociedade dependente dos plásticos. Apesar disso, quando este material é descartado, apresenta uma decomposição extremamente difícil e lenta o que acarreta uma grande acumulação, que associada à falta de educação ambiental, torna esse resíduo um dos principais poluidores dos oceanos, originando distintos problemas ambientais.

Os plásticos são materiais indispensáveis atualmente, sendo usados em larga escala desde peças para automóveis, construção civil, utensílios domésticos entre outros. Isto é possível pela variedade de plásticos que podem ser produzidos, como o PET (Polietileno tereftalato), o PEAD (polietileno de alta densidade), o PVC (policloreto de vinilo) entre outros (Plastics Europe, 2019).

Segundo a Plastics Europe (2018), a produção de plástico a nível mundial tem aumentado, de acordo com um estudo da produção global e da produção europeia num período de 7 anos, como mostra a Figura 19.

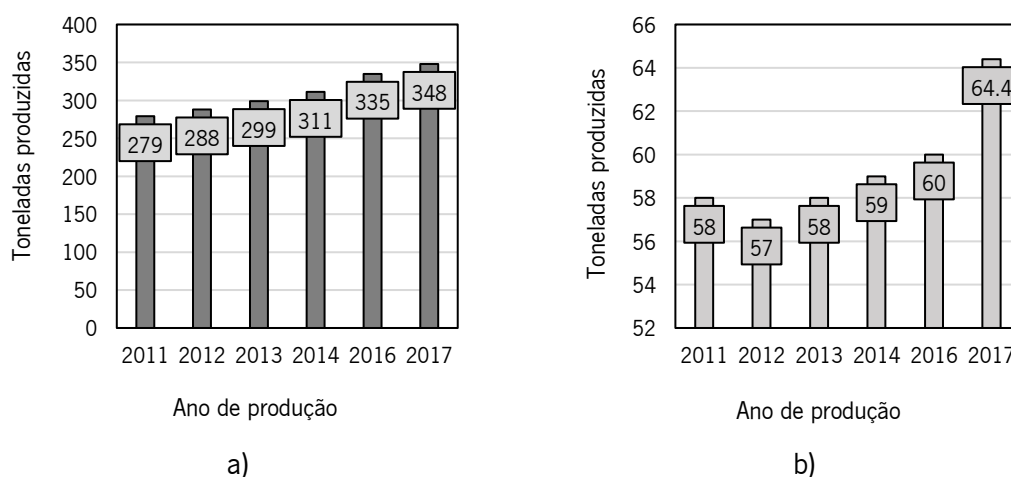


Figura 19. Produção de Plásticos em toneladas: a) na Europa; b) no mundo (adaptado de Plastics Europe, 2018)

Pela análise da Figura 19, fica evidente que mesmo com políticas de reciclagem e valorização, há uma crescente produção de plásticos na Europa e no mundo, que por consequência poderá gerar mais resíduos, justificando assim a utilização desse resíduo noutras aplicações, por exemplo, como agregado para a concepção de pavimentos rodoviários. Os resíduos plásticos são produzidos a partir de várias fontes, sendo assim, a Lista Europeia de Resíduos (JOUE, 2014), define oito origens de resíduos plásticos, como mostra a Tabela 10.

Tabela 10. Códigos LER para os plásticos, com as respetivas origens

Código LER	Origem
02 01 04	Resíduos de plásticos (excluindo embalagens)
07 02 13	Resíduos de plásticos
12 01 05	Aparas de matérias plásticas
15 01 02	Embalagens de plástico de RSU
16 01 19	Plástico de veículos em fim de vida
17 02 03	Plástico de RCD
19 12 04	Plástico e borracha de tratamento mecânico de resíduos
20 01 39	Plásticos de RSU

Serranti e Bonifazi (2019) avaliaram a produção de plásticos na Europa por atividade e foi analisado que o setor de embalagens é responsável por 39,9%, seguido pelo da construção civil (19,7%), automóvel (10%), equipamentos elétricos e eletrônicos (6,2%), lar, lazer e desportos (4,2%), e agricultura (3,3%) e outros setores, que respondem aos restantes 16,7%.

Devido à grande quantidade de plástico existente é fundamental a sua valorização, podendo ser reciclado por meios mecânicos ou químicos, ou valorizado energeticamente. A reciclagem mecânica de plásticos

é um processo bastante utilizado, no qual os resíduos plásticos passam por um conjunto de operações, como a trituração, lavagem, secagem, aglomeração, extrusão e granulação.

Os polímeros podem ser aplicados na mistura betuminosa como modificadores de betume ou em substituição parcial dos agregados, sendo possível ser utilizados como revestimento dos agregados (Vasudevan *et al.*, 2010).

Wang *et al.* (2018) estudaram a utilização de polietileno como modificador de betume. Fernandes *et al.* (2018) trabalharam com polímeros para modificação de betume, nomeadamente com polietileno de alta densidade (HDPE), borracha fragmentada (CR) e estireno-butadieno-estireno (SBS). Costa *et al.* (2019) trabalharam com betumes modificados com resíduos poliméricos como acetato de vinil etileno (EVA) e HDPE e com polímero SBS virgem como betume modificado de referência. Foi observado que o polímero de acetato de vinil etileno e estireno-butadieno-estireno tiveram desempenhos análogos, já o polietileno de alta densidade mostrou características físicas promissoras relacionadas com a resistência à rotura, mas apresenta a pior resiliência e recuperação elástica.

Alguns plásticos como o polietileno reticulado, que são polímeros termoendurecíveis, apresentam algumas dificuldades na sua utilização como modificadores, por não permitirem a sua fusão e transformação em novos produtos. No entanto, podem encontrar aplicações do ponto de vista de material agregado para pavimentos (Costa, 2010).

Segundo Vasudevan *et al.* (2010), no que concerne ao revestimento do agregado com o resíduo plástico, o procedimento promove a ligação entre betume e agregado, diminuindo o volume de vazios e evitando a oxidação do ligante asfáltico que por consequência evita outras patologias do pavimento como a desagregação devida à elevada sensibilidade à água.

Khurshid *et al.* (2019) investigaram o uso de HDPE e polietileno de baixa densidade (LDPE) como agregados para a camada de desgaste e observaram que ambos melhoram a resistência à abrasão/desgaste e resistência ao impacto dos agregados, melhorando assim as propriedades de resistência dos agregados tratados.

Gautam *et al.* (2018) e Arulrajah *et al.* (2017) trabalharam com a incorporação de HDPE e LDPE substituindo agregados da camada de base granular em 3% e 5%, respetivamente. A investigação de

laboratório concluiu que a inclusão de resíduos plásticos reduz a baridade específica, o valor de CBR e resistência à compressão não confinada de todos os materiais em estudo, em comparação com o agregado de controlo, apesar de cada um ter satisfeito o requisito mínimo.

Costa (2010) utilizou o resíduo de PEX (polietileno reticulado) como agregado em misturas betuminosas, tendo observado que o material reduz bastante a densidade da mistura, sendo atrativo para atenuar cargas permanentes em estruturas, como por exemplo em tabuleiros de pontes. As misturas com PEX exibiram um desempenho análogo à mistura convencional no que diz respeito à sensibilidade à água, melhorando significativamente a resistência à deformação permanente, aumentando o módulo de rigidez e diminuindo a suscetibilidade à variação da temperatura. No entanto, as misturas com PEX apresentaram uma ligeira redução na resistência à fadiga em relação à mistura convencional, o que pode ser justificado pelo aumento do seu módulo de rigidez (Costa, 2010).

3.5. Areia de fundição como agregado

A indústria de fundição gera uma quantidade significativa de resíduos, entre eles as areias de fundição. A gestão dos resíduos produzidos pelo sector tornou-se um imperativo ambiental, económico e social. Uma forma de mitigar o impacte ambiental desse resíduo é a sua valorização, seguindo a política da União Europeia, valorizar para reciclar, de forma a diminuir a deposição em aterro (Yazoghli-Marzouk *et al.*, 2014).

No que concerne às características da areia de fundição, pode observar-se que as partículas apresentam uma granulometria ou dimensão uniforme e contêm, na sua composição, uma grande quantidade de sílica (areia), sendo utilizada como moldação ou como machos para a obtenção de produtos metálicos para componentes ferrosas e não ferrosas, como exemplo, ferro fundido e aço (para os ferrosos), cobre e alumínio e suas ligas (para os não ferrosos). Na indústria de fundição, a areia é reutilizada várias vezes por processos de regeneração, contudo quando já não pode ser reutilizada na produção de novos materiais é removida e transforma-se num resíduo que pode ser considerado como resíduo perigoso no caso de conter metais pesados. Assim, a sua estabilização é necessária para a utilização em pavimentos (Etxeberria *et al.*, 2010, Siddique *et al.*, 2010, Xiang *et al.*, 2019).

Castro *et al.* (2004) estimaram que, em 2004, Portugal produziu cerca de 50000 toneladas de areias de fundição, e que estas podem substituir uma parte dos agregados de menor dimensão nos pavimentos betuminosos, em função da sua granulometria.

A composição da areia de fundição é bastante variável e depende de vários fatores, como por exemplo, se foi usada para moldar compostos ferrosos ou não ferrosos. Xiang *et al.* (2019) avaliaram a composição química de resíduos de areia de fundição de materiais não ferrosos, observando grandes quantidades de alumina e sílica.

No que concerne à lista LER, os códigos para classificar as areias são explicitados na Tabela 11.

Tabela 11. Código LER para as areias de fundição (adaptado de JOUE, 2014)

Código	Resíduos da fundição de peças ferrosas	Código	Resíduos da fundição de peças não ferrosas
10 09 05*	Moldes de fundição não vazados, contendo substâncias perigosas	10 10 05*	Moldes de fundição não vazados, contendo substâncias perigosas
10 09 06	Moldes de fundição não vazados, não abrangidos em 10 09 05	10 10 06	Moldes de fundição não vazados, não abrangidos em 10 10 05
10 09 07*	Moldes de fundição vazados, contendo substâncias perigosas	10 10 07*	Moldes de fundição vazados, contendo substâncias perigosas
10 09 08	Moldes de fundição vazados, não abrangidos em 10 09 07	10 10 08	Moldes de fundição vazados, não abrangidos em 10 10 07

Nascimento *et al.* (2017) também investigaram a composição de uma areia de fundição de metais não ferrosos e os principais componentes identificados foram a sílica (SiO_2) e alumina (Al_2O_3), em 71,4% e 17%, em peso, respetivamente. Óxidos de potássio, cálcio, ferro, magnésio e sódio também estão presentes em menor quantidade. Outros compostos detetados neste resíduo foram os sulfatos. A caracterização morfológica por Microscópio Eletrónico de Varrimento (MEV) mostra uma distribuição regular e uniforme das partículas de areia como ilustrado na Figura 20. Com base nestes resultados, a areia de fundição mostra potencial para ser incorporado na mistura asfáltica.

No que diz respeito à incorporação das areias como agregado, Yazoghli-Marzouk *et al.* (2014) qualificaram o efeito da inclusão das areias de fundição numa sub-base estabilizada com ligantes hidráulicos de um pavimento tendo verificado que uma taxa de 6% de ligante permitiu obter uma resistência mecânica adequada e que da lixiviação dessa camada não resultou contaminação.

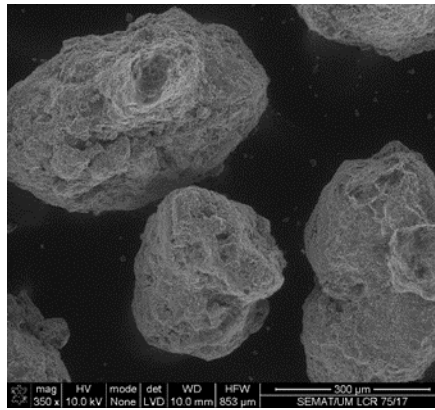


Figura 20. Análise morfológica da areia de fundição por MEV. Fonte (Nascimento *et al.*, 2017).

Dyer *et al.* (2018) investigaram a incorporação de areias de fundição em misturas betuminosas a quente, como substituto integral da fração fina de agregados, comparando com uma mistura convencional. Com base no ensaio de formulação Marshall observou que a mistura com areia necessita de maior quantidade de betume em relação à mistura convencional. Porém outros resultados desse ensaio demonstraram um desempenho mecânico similar ao da mistura convencional.

Abdulsattar e Mohammed (2018) estudaram a incorporação parcial das areias de fundição em misturas betuminosas a quente em quatro percentagens, nomeadamente: 5%, 15%, 20% e 25%, para além de uma mistura de controlo. Estes autores verificaram que as misturas com 15 e 20% de areia tiveram propriedades mecânicas equivalentes às da mistura de controlo.

Benson e Bradshaw (2011) utilizaram areia de fundição como agregados finos em misturas betuminosas a quente, tendo analisado a substituição de várias porções do agregado convencional por areia de fundição de materiais ferrosos. Os resultados mostraram que a taxa de 15% de substituição do agregado natural tem um desempenho satisfatório para a mistura. Quando a taxa de incorporação é superior a 15%, a mistura asfáltica torna-se mais sensível à perda de agregados e à deformação, resultando assim numa degradação precoce do pavimento.

3.6. Escórias de aciaria como agregados

A valorização de resíduos industriais, especialmente os produzidos em grandes quantidades, é hoje uma questão relevante para o sector industrial e assume igual importância para a economia, tendo em conta os princípios da economia circular e proteção ambiental (Ghisellini *et al.*, 2016, Nguyen *et al.*, 2018) (Nguyen *et al.*, 2018).

Na indústria siderúrgica, em específico a produtora de aço, há grande produção de resíduos, entre eles as escórias, que se designam vulgarmente por “escórias de aciaria”. Estas podem ser classificadas de acordo com a tecnologia de produção do aço utilizada, nomeadamente, pela utilização de diferentes fornos: o Siemens-Martin (Open Heart - OH), o conversor a oxigénio (Basic Oxygen Furnace - BOF ou Linz-Donawitz – LD) e o forno de arco elétrico (Electric Arc Furnace - EAF) (Ferreira, 2010).

Segundo Ferreira (2010), estima-se que Portugal produza cerca de 400 milhares de toneladas por ano de escória de aço de fornos elétricos a arco (EAF). Num outro estudo, Ferreira *et al.* (2016) estimam que a taxa de produção mundial é de 50 milhões de toneladas por ano. Isso justifica a valorização desse material pela grande quantidade produzida.

Em Portugal, há duas instalações siderúrgicas que utilizam o forno de arco elétrico, localizadas na Maia e no Seixal, onde se estima terem sido produzidas, no ano de 2007, 1×10^6 toneladas de aço no Seixal e 900×10^3 toneladas na Maia (Cavalheiro, 2007).

Estudos anteriores mostram que a escória de aço é composta principalmente por óxidos de ferro, silício, magnésio e cálcio (Lun e Li, 2012, Wan *et al.*, 2018). No entanto, obviamente, a composição e concentração muda em função da metodologia de fabrico do aço (Guo *et al.*, 2018, Washington State DOT, 2015).

No que concerne à escória de aciaria oriunda de forno de arco elétrico, também conhecida como escória negra, esta é obtida no processo de fusão da sucata de aço. O material sofre oxidação por injeções de ar, para oxidar o silício, enxofre e carbono, resultando na formação da escória que flutua sobre o aço líquido e que é retirada cuidadosamente. Essas escórias são compostas principalmente por óxidos de ferro, cálcio, silício e alumínio, tornando-as mais densas (Castelo Branco, 2004, Ferreira *et al.*, 2008, Geyer, 2001).

A escória de aço é identificada na lista LER com os códigos 10 02 01 e 10 02 02, sendo definidas como escórias processadas e não processadas, respetivamente. A escória também pode ser valorizada na utilização como agregados para a indústria da Construção Civil, pois apresenta uma vantagem ambiental de imenso valor, ao se evitar a procura por novas jazidas de materiais de construção, ao mesmo tempo que se reduz o depósito do material nas centrais de produção e em aterros (Mladenović *et al.*, 2015). Já existem estudos que demonstram que a aplicação de escória de aciaria em camadas betuminosas é

uma alternativa viável na vertente técnica e económica. Do ponto de vista técnico, as propriedades mecânicas do resíduo podem ser equivalentes ou superiores às dos materiais geralmente utilizados em pavimentação, como constatam Gökalp *et al.* (2017). Estes autores analisaram o uso de escórias de EAF e de conversores de oxigénio em camadas betuminosas, observando resultados mecânicos superiores as misturas com agregados convencionais.

Um dos principais problemas com o uso da escória de aço está relacionado com a sua expansão volumétrica, causando sérios danos às estruturas do pavimento. Isso pode ocorrer devido à presença de CaO e MgO livres na composição dos agregados (Chen e Wei, 2016). Assim, para evitar esse tipo de problema, Fakhri e Ahmadi (2017) e Ferreira *et al.* (2016) afirmam que os agregados de escória têm que passar por um período de estabilização, sendo expostos a agentes meteorológicos por seis meses. Sorlini *et al.* (2012) afirmam que a escória antes de ser processada deve ser tratada na própria indústria numa área de contenção onde arrefecerá por agentes climáticos e para remover todo o CaO e libertar MgO por um período de dois a três meses.

Outro fenómeno observado na literatura diz respeito à porosidade e irregularidade na geometria do agregado, o que resulta na necessidade de uma percentagem de betume superior, pois a mistura asfáltica terá maiores vazios de ar, o que pode causar problemas na sua trabalhabilidade (Fakhri e Ahmadi, 2017, Guo *et al.*, 2018, Pasetto e Baldo, 2012).

Na literatura pode-se observar vários estudos que investigam o uso de escória em camada de base granular de pavimentos (Roque *et al.*, 2006) e em camada de desgaste com mistura betuminosa a quente (Ahmedzade e Sengoz, 2009, Mladenović *et al.*, 2015, Saxena e Tembhurkar, 2018).

Os estudos de Mladenović *et al.* (2015) e Masoudi *et al.* (2017), mostram que a recuperação de escória para aplicação na construção de estradas é rentável, reduzindo o consumo de agregados não renováveis. Adicionalmente, a sua utilização liberta espaço nos aterros sanitários, consequência do desvio da deposição desse resíduo.

Asi *et al.* (2007) e Kavussi e Qazizadeh (2014) estudaram a incorporação de várias percentagens de escória de aciaria em misturas betuminosas a quente, para analisar que quantidade apresentaria o melhor comportamento mecânico. Assim, estudou-se uma mistura de controlo com agregado calcário e

misturas recicladas com 25%, 50%, 75% e 100% de escória, tendo concluído que substituindo 75% melhora o comportamento mecânico (deformação permanente e sensibilidade a água).

Kara *et al.* (2004) indicaram que a reciclagem de escória de aço em betão betuminoso é viável, podendo ser aplicada em três camadas de pavimento betuminoso sendo elas, na base, na camada de ligação e camada de desgaste. Os seus estudos mostraram que era possível empregar 70% da escória e 30% de agregado de calcário com 4% de betume. Assim as propriedades físicas da escória satisfizeram os requisitos para a utilização em mistura asfáltica.

3.7. Lamas de corte de rochas ornamentais

Os resíduos oriundos do corte e tratamento de rochas ornamentais podem ser caracterizados como massa mineral, poeiras ou lamas, que são comumente acumuladas em escombrelas ou em lugares específicos da própria indústria. Em empresas de grande capacidade, essas lamas são depositadas em aterros sanitários (Cândido, 2017).

Durante a produção destes materiais, são geradas grandes quantidades de subprodutos/resíduos finos, como o pó da pedra e a lama de mármore ou granito. A manipulação e descarte desses subprodutos finos traz sérios problemas ambientais, pois contribuem em grande parte para a acumulação e dispersão prejudicial no ar, na água e no solo de partículas sólidas finas (Galetakis e Soutana, 2016). As lamas são provenientes do corte, serragem e polimento que usam este processo por método húmido, de modo a evitar geração de poeiras no ambiente de trabalho. Esse material é considerado como um resíduo inerte, porém sua deposição irregular causa sérios impactos negativos, tanto para o ambiente como para a saúde humana (Cândido, 2017).

A indústria de rochas ornamentais tem um grande mercado em todo o mundo e é um importante setor industrial para muitos países europeus. Na UE foi observado que a sua produção e consumo tem aumentado continuamente nos últimos anos (Montani, 2007).

Um estudo realizado por dos Santos Braga *et al.* (2010) relata que a composição das lamas de rochas ornamentais é diversa, e que depende do tipo de pedra que estiver a ser tratada. Nesse estudo fez-se uma avaliação dos lixiviados, no qual se verificou que as lamas de granito continham fenóis, Al e Cr do

que as lamas de mármore. Já Manca *et al.* (2015) observaram que as lamas analisadas nesse trabalho eram ricas em SiO_2 , CaO e Al_2O_3 .

Na lista LER, os resíduos de corte de pedras são identificados pelo código 01 04 07 que é caracterizado como “resíduos contendo substâncias perigosas, resultantes da transformação física e química de minérios não metálicos”. Contudo, as lamas de corte de pedra podem ser identificadas no código 01 04 13, que caracteriza como “resíduos do corte e serragem de pedra, não abrangidos em 01 04 07” (JOUÉ, 2014).

No que diz respeito à valorização desses resíduos, Galetakis e Soutana (2016), Vazzoler *et al.* (2018) e Mashaly *et al.* (2018) afirmam que esse material é muito utilizado como substituto parcial de cimentos ou filer para produção de tijolos, cerâmicas ou placas de betão.

Mashaly *et al.* (2018) investigaram a incorporação de lamas de granito em argamassa e betão, nas seguintes proporções de 0%, 10%, 20%, 30% e 40%. Esses autores relataram que houve um declínio insignificante nas propriedades físicas e mecânicas, observando uma maior resistência à abrasão, congelamento e descongelamento e presença de sulfato.

Allam *et al.* (2014) avaliaram a incorporação de 10% de lamas de granito como substituto de areia em blocos de betão para pavimentos e observaram que houve uma melhoria na resistência à compressão.

Marras e Careddu (2018) investigaram a incorporação de lamas de mármore como material de enchimento na concepção de pneus. Assim, as formulações de borracha, preenchidas com lama de mármore desidratada e reticuladas por vulcanização, foram comparadas com os compostos de fabricação de pneu obtido usando material comercial de enchimento de carbonato de cálcio, tendo-se concluído que o resíduo incorporado no pneu melhorou sua qualidade tornando-o mais resistente a tração indireta.

No que foi investigado no estado da arte, observa-se que este resíduo é um ótimo substituto de cimentos e areias, melhorando as características de betões e argamassas. Contudo, não se encontraram estudos complexos desse tipo de resíduos em pavimentos flexíveis, nomeadamente, em misturas betuminosas.

4. Materiais e métodos

4.1. Materiais

Este capítulo é dedicado a explorar e apresentar os materiais que foram utilizados ao longo deste trabalho, no que concerne à parte experimental de laboratório e do trecho experimental que foi realizado com uma das misturas betuminosas que utiliza escória, bem como a detalhar os métodos utilizados para caracterizar as propriedades mecânicas e ambientais avaliadas nesta investigação.

É importante referir que foram escolhidos como métodos de avaliação do desempenho mecânico das misturas convencionais, os ensaios de sensibilidade à água e de deformação permanente, por serem os requisitos essenciais que as misturas betuminosas devem satisfazer, conforme explicitado no Caderno de Encargos Tipo-Obra das Estradas de Portugal (Estradas de Portugal, 2014a). Assim, os outros parâmetros relacionados com o desempenho de misturas betuminosas ficam fora da fronteira de análise, o que pode ser considerado como uma limitação deste trabalho.

Dessa forma, os resultados das misturas convencionais foram utilizados como parâmetros de controlo para as misturas com agregados reciclados, tendo em vista que não há normalização para o uso de escórias, areias de fundição, lamas de corte de rochas ornamentais e para plásticos. Apenas existe alguma normalização para as misturas com o MF.

Os motivos que levaram à escolha destes resíduos estão essencialmente relacionados com o facto de serem resíduos que ocupam um grande volume em aterro e são produzidos em grandes quantidades, gerando assim muitos problemas ambientais. Posteriormente, com a revisão do estado da arte, foi constatado que a incorporação desses resíduos se traduziram em melhorias para o pavimento. A título de exemplo, refere-se à melhoria da resistência à deformação permanente das misturas com incorporação de escória.

Um dos objetivos mais significativos desse trabalho constitui em incorporar o máximo de resíduos em pavimentos rodoviários e diminuir o uso de agregados naturais, de maneira a minimizar o consumo desse recurso natural e valorizar os resíduos. Contudo é importante que, com a incorporação desses subprodutos, o pavimento não perca propriedades mecânicas e que o seu uso cause o mínimo número e extensão de impactes ambientais negativos, sendo assim o mais sustentável possível.

4.1.1. Agregado natural

Para atingir o objetivo de maximizar a incorporação de resíduos e tornar os pavimentos mais sustentáveis foram usados vários tipos de agregados, naturais e reciclados. Os agregados convencionais possuem origem granítica, com exceção do filer comercial que é de origem calcária. Os agregados naturais utilizados foram adquiridos nas seguintes dimensões: 0/4, 4/10, 10/14 e 14/20 mm (Figura 21).



Figura 21. Algumas frações de agregado granítico usadas no presente trabalho

A Figura 22 mostra as curvas granulométricas das diferentes frações de agregados, obtidas através da realização do ensaio de análise granulométrica (NP EN 933-1). Nota-se que, à exceção do Pó 0/4, a maioria dos agregados têm como característica essencial a inexistência de partículas de pequenas dimensões, sendo essencialmente mono-granulares.

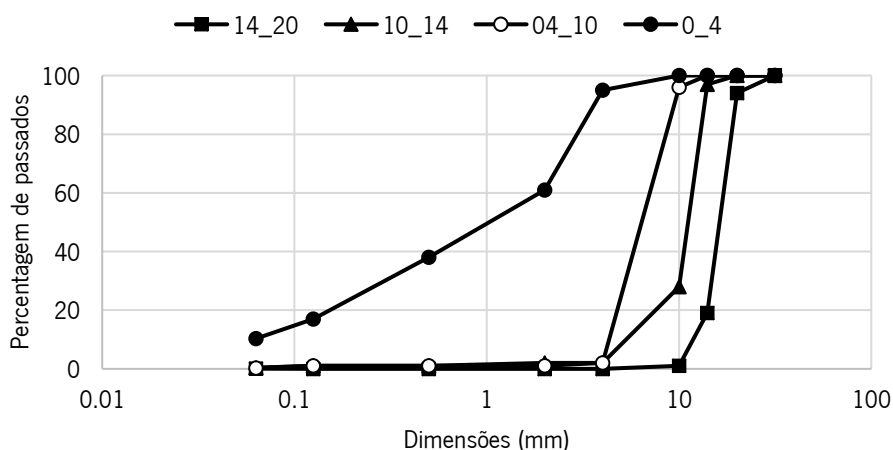


Figura 22. Granulometria dos agregados graníticos usados neste trabalho

4.1.2. Material Fresado

O MF foi previamente estudado por Abreu (2017), tendo sido obtido da escarificação (fresagem) de uma camada de desgaste de uma autoestrada portuguesa, sendo classificado na lista de resíduos com o código 17 03 02. A autora observou que, para otimizar o uso desse resíduo e aumentar a taxa de incorporação, uma vez que se trata de um material bastante heterogéneo, foi necessário dividi-lo em duas frações, uma fina que compreende as dimensões 0/6 mm e outra grossa que abrange dimensões 06/12 mm (Figuras 23 e 24), obtendo assim uma melhor homogeneização do material. Outra característica observada no material foi que a fração fina, por ter maior superfície específica, possuía maior percentagem de betume (6%) em comparação com a fração grossa (4%).

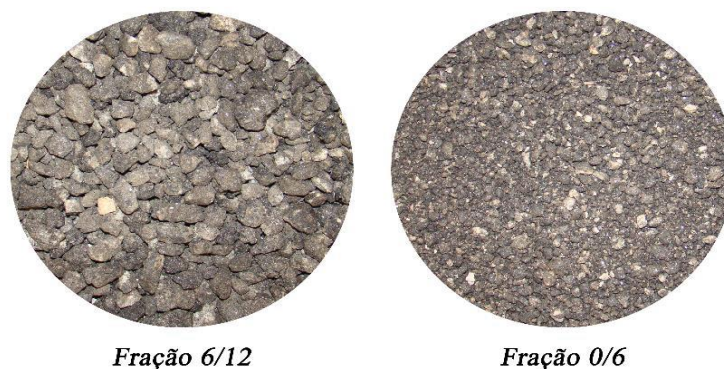


Figura 23. Separação das frações grossa (6/12) e fina (0/6) do material fresado (Abreu, 2017)

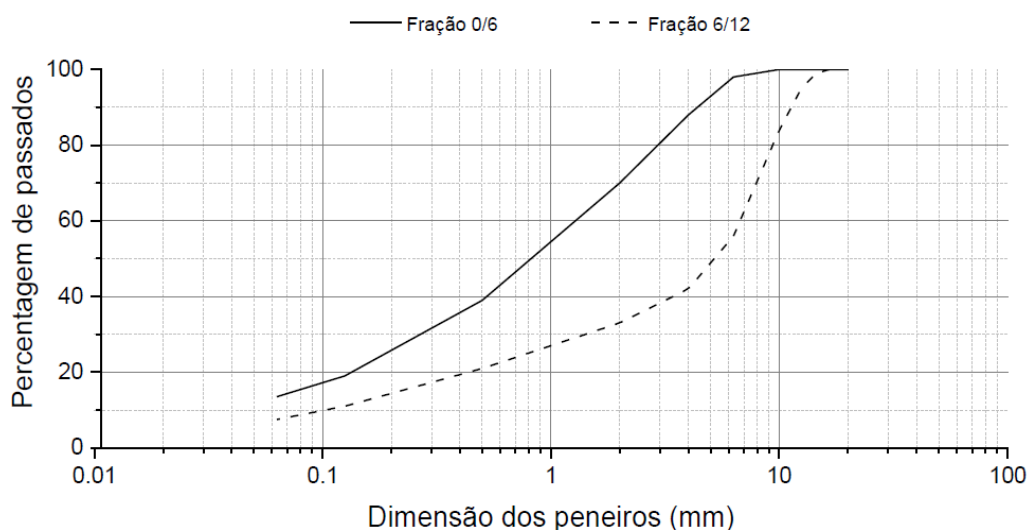


Figura 24. Granulometria do MF usado por Abreu (2017)

Na investigação realizada por Abreu (2017), o processo de produção da mistura em central foi caracterizado pela incorporação de 50% de MF. Assim, a fração grossa do MF que corresponde a 20% é

aquecida juntamente com os agregados novos e a fração fina do MF que representa 30% é introduzida à temperatura ambiente, diretamente no misturador, de modo que o betume que se encontra em maior percentagem nesta fração não seja perdido ou envelhecido no processo de aquecimento. Esse processo de incorporação de elevadas taxas de MF (50%) resultou da tecnologia de produção das misturas que a central betuminosa utilizada nesse estudo possuía.

4.1.3. Polietileno Reticulado

O polímero conhecido como PEX (Figura 25) é um polietileno reticulado que tem características termoendurecíveis, tendo sido previamente analisado mecanicamente por Costa (2010). No que diz respeito à sua origem, esse resíduo é oriundo de tubagens de água quente ou invólucro de fios, sendo classificado pela lista LER com o código 17 02 03.

A utilização deste resíduo no presente trabalho está relacionado com o facto de ser termoendurecível e por ser incapaz de fundir às temperaturas de fabrico de misturas betuminosas (geralmente entre 150 °C e 180 °C), segundo um estudo realizado por Costa (2010). A mesma autora refere que é importante que o resíduo tenha dimensões específicas (inferiores a 4 mm) para melhorar o comportamento da mistura.

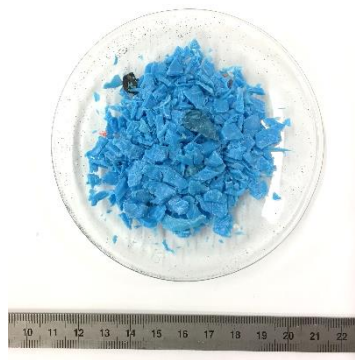


Figura 25. Polietileno reticulado (PEX) utilizado por Costa (2010)

Para obter as dimensões desejadas, a autora utilizou um processo de moagem do PEX, para assim diminuir o tamanho das partículas. Desta forma, o agregado reciclado pode ser o mais aproveitado possível, moldando-se à estrutura pétreia da mistura para torná-la o mais coesa possível. A Figura 26 exibe a granulometria do agregado reciclado, verificando-se que os agregados de PEX moído apresentam granulometria fina, podendo substituir agregados naturais de granulometria equivalente.

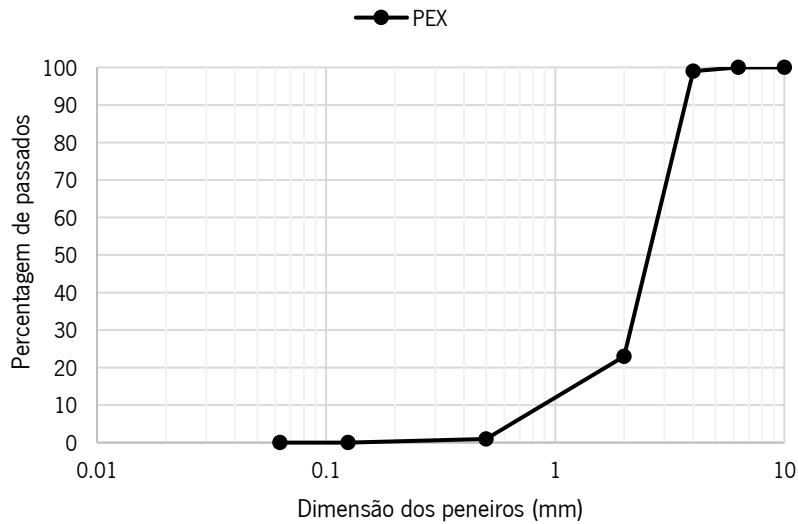


Figura 26. Granulometria do PEX utilizado por

Assim, no presente estudo utilizou-se um resíduo idêntico, em composição e granulometria, ao estudado no trabalho referido anteriormente.

4.1.4. Areia de fundição

As areias de fundição (A.F) são resíduos provenientes de indústrias metalúrgicas, como referido no Capítulo 3. Na indústria de fundição de componentes ferrosos, são usadas areias naturais para fazer moldes e núcleos desses materiais ferrosos, como ilustra a Figura 27(a). Essas areias são recicladas a cada nova peça produzida, e quando estão saturadas ou contaminadas são descartadas, gerando assim, o resíduo “areia de fundição”.

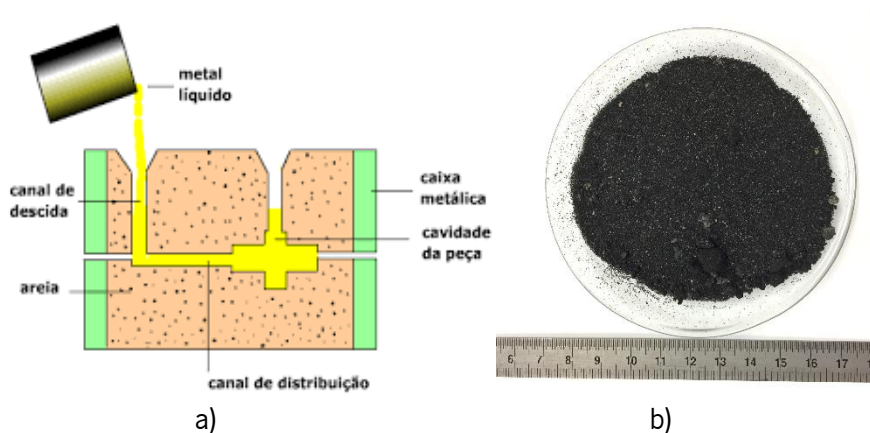


Figura 27. Exemplo de molde de fundição (a) (Ferraz, 2011); areia utilizada neste estudo (b)

Assim, a areia de fundição utilizada neste trabalho foi fornecida por uma empresa de fundição da região norte de Portugal, onde esse material era utilizado como molde para conceção de peças de aço não vazados. O resíduo estudado é classificado pela LER com o código 10 09 06. A areia também tem como características a cor escura (Figura 27 b) e grão de pequenas dimensões e uniformes, com potencial de substituir agregados naturais de granulometria fina, como exibido na Figura 28.

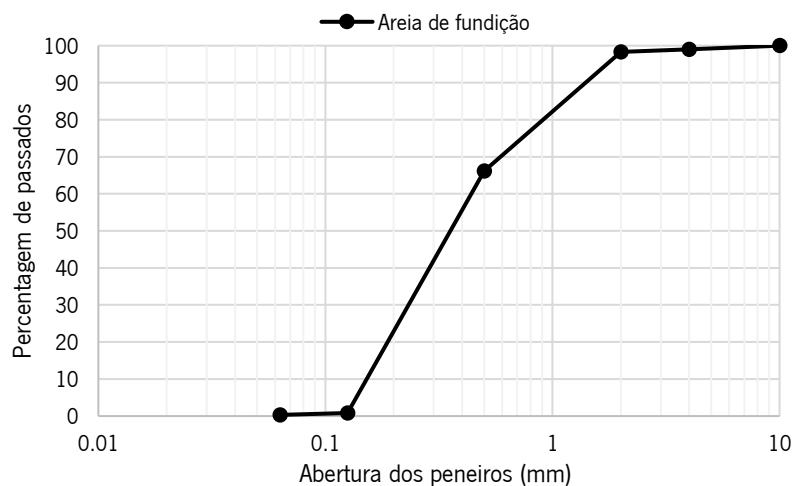


Figura 28. Granulometria da areia de fundição usada neste trabalho

4.1.5. Escória de aciaria

A escória de aciaria utilizada neste estudo foi obtida da Siderurgia Nacional. Este material é oriundo do processo de fundição da sucata, que em Portugal é realizado usando a tecnologia baseada no forno de arco elétrico. Como explicitado previamente no Capítulo 3, a escória é produzida pela injeção de ar aplicada no forno, sendo posteriormente separada do aço liquefeito e depositada em fossos para processamento. De acordo com Ferreira (2010), a Siderurgia Nacional portuguesa realiza o processamento da escória para a valorizar, o qual é dividido em três fases. A primeira fase é referente ao arrefecimento do material com água, como mostra a Figura 29. O resultado dessa primeira fase é a escória não processada que tem como classificação LER, o código 10 02 02. Na segunda fase é realizado o processamento da escória, onde são removidos e reaproveitados os componentes metálicos. Posteriormente, na última fase, a escória é dividida pela dimensão dos grãos por peneiração, ficando armazenada por um período de 3 meses num lugar a céu aberto e sujeita a intempéries, para que a escória seja estabilizada no que diz respeito a expansão volumétrica ocasionada pelo CaO e MgO.



Figura 29. Arrefecimento da escória de aciaria (Ferreira, 2010)

Em relação às dimensões desse resíduo, foram obtidos agregados de várias frações como 0/4, 4/10, 10/14 e 0/20 mm (Figura 30). A Figura 31 exibe a curva granulométrica de cada fração do agregado de escória utilizado.



Figura 30. Exemplos de algumas frações de escória utilizadas neste trabalho

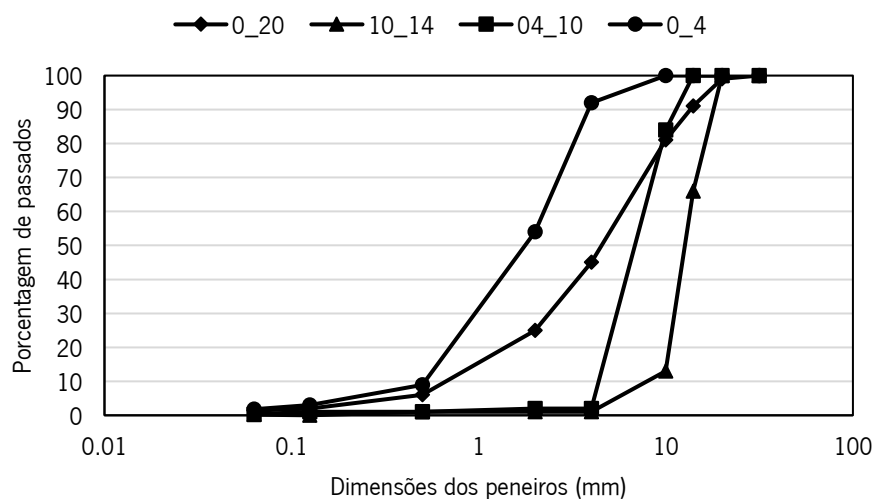


Figura 31. Granulometria dos agregados de escória utilizados neste trabalho

Quanto à composição química, realizada por fluorescência de raios X (FR-X), a Figura 32 mostra que esse material é composto essencialmente por Al_2O_3 (8,9%), SiO_2 (18,15), CaO (26,56) MgO (4,8) e Fe_2O_3 (32,93).

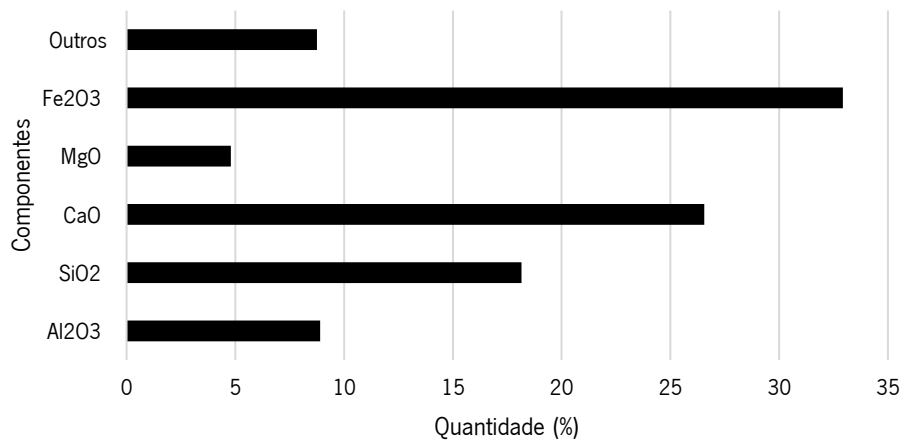


Figura 32. Composição química por FR-X da escória de aciaria

4.1.6. Lamas de corte de rochas ornamentais

As lamas foram obtidas de uma empresa do norte de Portugal, com o intuito de avaliar seu potencial de valorização como material para pavimentos. Esse resíduo é oriundo da fase de corte húmido de granito e mármore, sendo que no final do corte, as lamas são misturadas no mesmo decantador para tratamento, sendo caracterizadas como lamas de estação de tratamento de águas residuais industriais (ETARI). Esse material é classificado pela lista LER com o código 01 04 13 que o caracteriza como resíduo não perigoso.

No que concerne ao tamanho das partículas foi observado que esse resíduo tem uma curva granulométrica que se assemelha com o filer calcário. Assim, o resíduo oriundo do corte de rochas foi utilizado neste estudo para substituir o filer calcário. Como se pode observar nas Figuras 33 e 34, as curvas granulométricas desses materiais é muito semelhante.

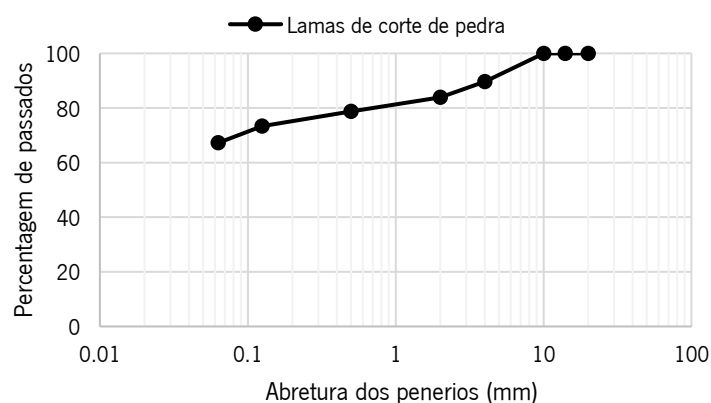


Figura 33. Granulometria da lama de corte de pedra utilizada nesse trabalho

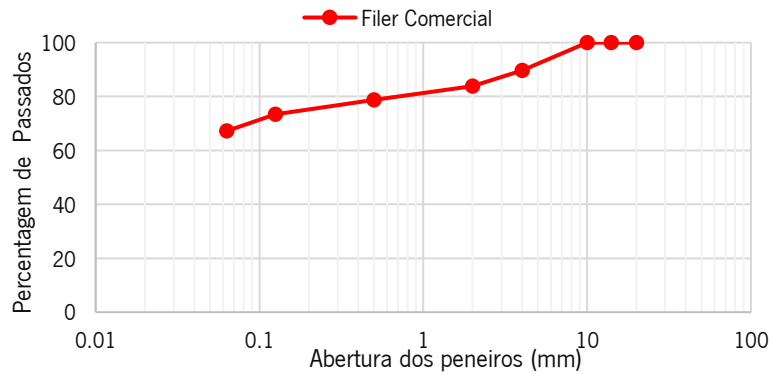


Figura 34. Curva granulométrica do filer calcário

A Figura 35 exibe a composição química das lamas. Com base nessa figura, observa-se que as lamas são ricas em S (15,2%), Ca (28,2%), Cl (1,67%), Fe (1,57%), Mg (4,04%), Al (1,27%) e Mn (1,28).

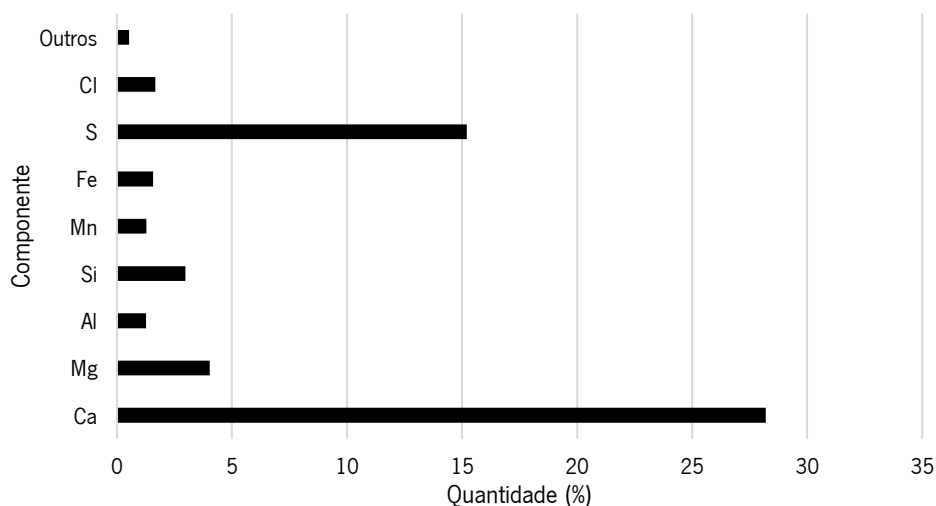


Figura 35. Composição química por FR-X da lama de corte de pedra.

4.1.7. Betume

Para a produção da mistura betuminosa convencional e para as misturas com alguns resíduos, nomeadamente, misturas com escórias, areias de fundição e lamas de corte de rochas, foi utilizado um betume 35/50 por se tratar do tipo de betume atualmente mais utilizado no país (Portugal). Já Abreu (2017) usou um betume 70/100, que é um betume mais mole para poder trabalhar com o MF tendo em consideração que no próprio MF existe quantidades de betume envelhecido (do tipo 10/20). Assim, com a utilização do ligante 70/100 para interagir com o betume envelhecido 10/20, a autora estimou que na mistura final com MF, o betume teria características semelhantes às de um 35/50. Já Costa (2010) em sua investigação utilizou um betume 50/70 para trabalhar com o PEX.

Para caracterizar o betume utilizado neste trabalho foram realizados dois tipos de ensaios: o ensaio de penetração e o de ponto de amolecimento, que serão descritos na Secção 4.2.1.

4.2. Metodologias laboratoriais utilizadas

Um dos objetivos deste trabalho consiste em procurar maximizar a incorporação de resíduos em dois tipos de misturas betuminosas, para camada de desgaste (AC14 Surf) e para camada de ligação/base (AC20 bin/base). O termo AC é uma abreviatura da palavra anglo-saxónica *asphalt concrete* e significa betão betuminoso. Para reduzir o número de variáveis em análise, neste estudo considerou-se que as misturas com escória, areia de fundição e lamas de corte e de pedra deveriam ser produzidas com uma percentagem de 5% de betume em massa, por ser um valor usualmente utilizado em pavimentação. É importante referir que em termos práticos será utilizada uma percentagem equivalente e que é ligeiramente mais baixa para a mistura com escória tendo em consideração que esse resíduo tem maior densidade (em comparação com misturas com agregados naturais) e, por consequência, a percentagem de betume, calculada como a razão entre a massa de betume e a massa da mistura, resulta num valor ligeiramente inferior para essa mistura com escória de aciaria.

Para caracterizar o desempenho das misturas betuminosas procedeu-se inicialmente ao estudo granulométrico e à produção das misturas betuminosas. Posteriormente foram realizados ensaios de sensibilidade à água e de resistência à deformação permanente. Os resultados destes ensaios permitiram conhecer com algum detalhe o comportamento mecânico das misturas desenvolvidas neste trabalho, nomeadamente, por comparação com misturas equivalentes com agregados naturais, já aplicadas de forma corrente em pavimentos rodoviários.

4.2.1. Caracterização do betume

4.1.7.1. Ensaio de penetração do betume

O ensaio de penetração a 25 °C é uma medida indireta da viscosidade do betume à temperatura ambiente (Silva, 2006, Torres, 2014), sendo o processo de ensaio normalizado na norma EN 1426. O ensaio consiste em deixar uma agulha com um peso de 100 gramas sobre o betume durante 5 segundos e verificar qual a profundidade a que esta penetrou (Figura 36). Neste ensaio, para cada amostra devem ser feitas três medições em pontos diferentes. Com esse resultado é possível determinar a classe de

penetração do betume, que é normalmente o parâmetro utilizado na Europa para a classificação dos betumes de pavimentação.



Figura 36. Equipamento de medição da penetração do betume

4.1.7.2 Determinação do ponto de amolecimento do betume pelo método de anel e bola

O ensaio vulgarmente designado de “Anel e Bola” (Figura 37) é um procedimento que possibilita a determinação do ponto de amolecimento do betume. Este permite determinar a temperatura máxima até à qual o betume mantém alguma estabilidade aquando da sua utilização em pavimentação (Torres, 2014), estando definido na norma EN 1427.

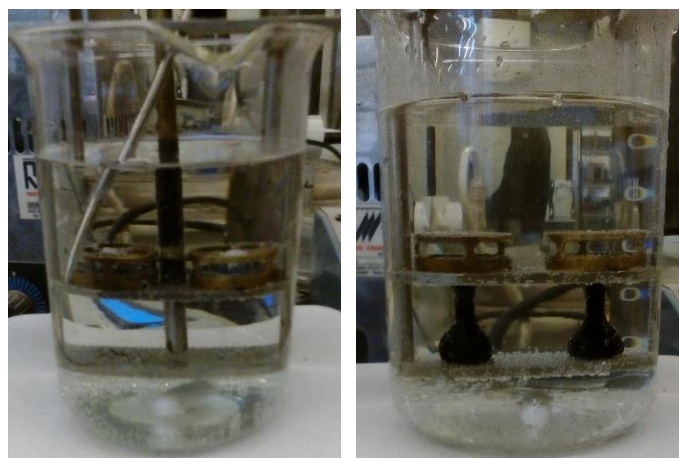


Figura 37. Equipamento de ensaio para determinação do ponto de amolecimento de betumes

Este ensaio consiste fundamentalmente em adicionar uma amostra de betume num anel, sobre o qual é colocada uma esfera metálica. O conjunto é depois mergulhado em água com um suporte adequado, sendo a água aquecida gradualmente até que o betume amoleça e toque na parte inferior do suporte por ação do peso da esfera. A temperatura registada nesse momento é o ponto de amolecimento do betume.

4.2.2. Ajuste granulométrico das misturas betuminosas para diferentes quantidades de incorporação de resíduos

De modo a compreender melhor o desempenho destas misturas com agregados reciclados optou-se por produzir misturas betuminosas convencionais de controlo (apenas com agregados naturais), com composição semelhante, para uma análise comparativa de desempenho. Nesse sentido, foi necessário proceder ao ajuste granulométrico dessas misturas convencionais de forma a sobrepor-se o mais possível com a curva granulométrica dos agregados reciclados.

Para formulação das misturas betuminosas a estudar foi necessário utilizar as análises granulométricas das várias frações de agregados reciclados, dos agregados naturais e do filer, efetuadas aquando da caracterização desses materiais. A quantidade de cada fração de material a incorporar foi determinada de modo a ajustar a granulometria final da mistura ao seu fuso granulométrico.

Como já foi referido, na presente investigação foram estudados dois tipos de misturas betuminosas, uma para camada de desgaste, do tipo AC 14 surf 35/50, e outra para camada de ligação ou base do tipo AC 20 bin/base 35/50, seguindo os fusos recomendados pelo caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a), como mostra a Figura 38. Esses fusos granulométricos são os parâmetros utilizados para determinar as percentagens de cada fração de agregado que vai originar a curva granulométrica da mistura a estudar, de forma que esta respeite os limites máximo e mínimo especificados para cada tipo de mistura betuminosa.

Estes fusos granulométricos foram os utilizados ao longo de todo o estudo laboratorial apresentado neste trabalho, independentemente dos diferentes ajustes efetuados para as várias percentagens de incorporação dos diferentes resíduos. É importante referir que as misturas produzidas com MF (Abreu, 2017) e com PEX (Costa, 2010), foram estudadas exclusivamente para a camada de desgaste (AC 14), considerando-se a falta de informação da utilização desses resíduos em camadas de base/ligação uma limitação desta investigação.

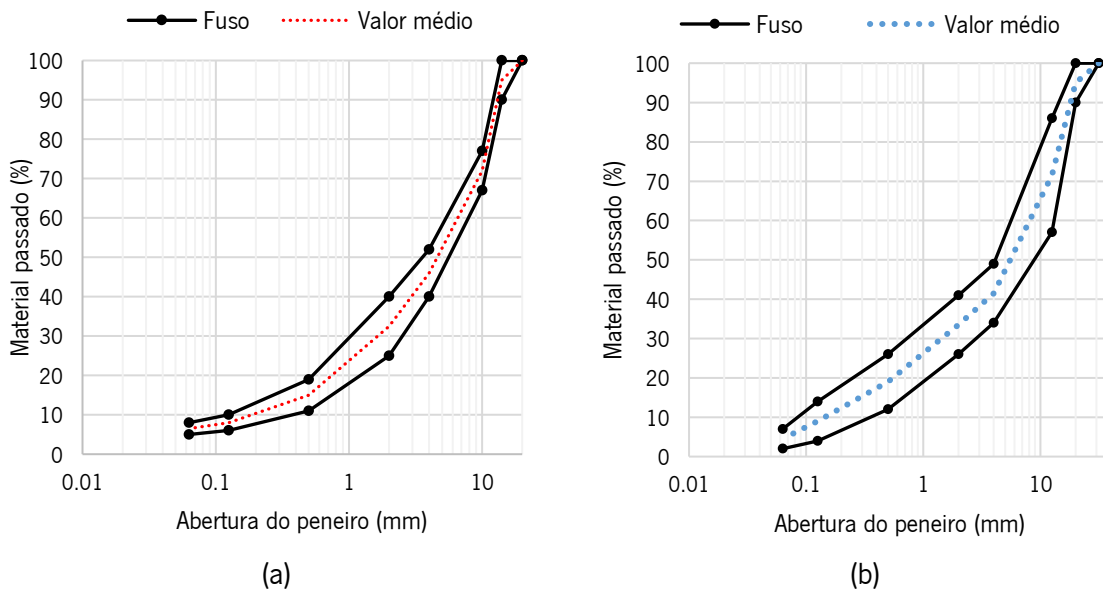


Figura 38. Fuso granulométrico especificado no Caderno de Encargos para as misturas em estudo: (a) AC 14 surf; (b) AC 20 bin/base

4.2.3. Produção das misturas betuminosas e preparação de provetes

Depois de se concluir os ajustes granulométricos, procedeu-se à produção das misturas betuminosas de controlo, bem como das misturas com incorporação de escórias, de areias de fundição e de lamas de corte de pedra, lembrando que os estudos da produção para o MF e PEX foram referidos nos trabalhos de Abreu (2017) e Costa (2010), respetivamente. Assim, neste trabalho foram produzidos 8 tipos de misturas betuminosas divididas em 2 grupos: misturas de desgaste (AC 14 Surf 35/50) - Figura 39 a) e misturas de ligação ou base (AC 20 bin/base 35/50) - Figura 39 b).

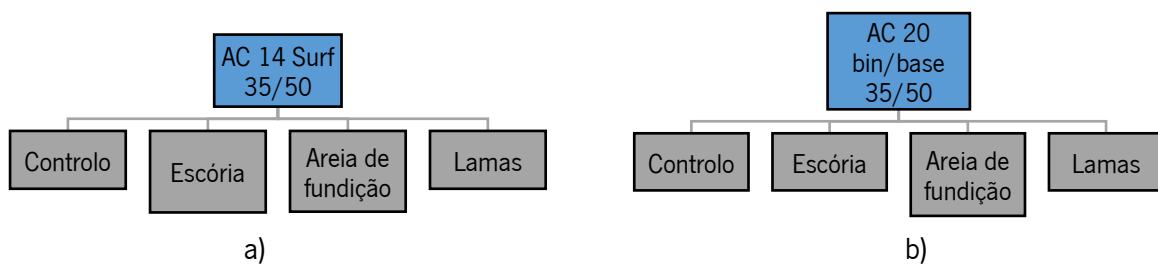


Figura 39. Misturas betuminosas produzidas (de controlo e com incorporação de resíduos); a) misturas de desgaste; b) misturas de ligação/base

Deste modo, a conceção das misturas betuminosas em laboratório foi realizada seguindo a norma EN 12697-35, que estabelece a temperatura da mistura que se deve ter em consideração, em função da classificação do betume utilizado, que se baseia na sua penetração a 25 °C. Como se utilizou um

betume do tipo 35/50, a temperatura utilizada para produção das diversas misturas neste trabalho foi de 165 °C.

Depois das misturas terem sido produzidas, foram compactados provetes cilíndricos (provetes Marshall) para determinação das suas características volumétricas e da sensibilidade à água das misturas. A compactação foi realizada tendo como referência que cada provete deverá ter uma altura próxima de 63,4 mm e um diâmetro de 101,6 mm. A compactação dos provetes é feita com um martelo ou compactador de impacto padronizado de acordo com a norma EN 12697-30 (Figura 40 a)), aplicando 75 pancadas em cada face do provete (com base no anexo nacional da norma EN 13108-1).

Posteriormente foram compactadas lajes com dimensões 30×30×4 cm³ para realizar o ensaio de pista. Nesse caso foi necessário utilizar um método de compactação com rolo (Figura 40 (b)), vulgarmente conhecido como *roller compactor*, de acordo com o que é estabelecido na norma EN 12697-33.

Nesta fase do trabalho foram compactados 6 provetes de cada mistura, sendo produzidos numa totalidade 48 provetes que foram utilizados para determinação da sensibilidade à água, que será abordada com mais detalhe na Secção 4.2.5, após determinação do volume de vazios de cada provete. Também foram compactadas 2 lajetas para cada mistura, sendo produzidas um total de 16 lajes para realizar o ensaio de pista que será explicitado na Secção 4.2.6.



Figura 40. Equipamentos de compactação. (a) compactador de Marshall; (b) roller compactor.

4.2.4. Caracterização volumétrica das misturas betuminosas

A baridade aparente (BA) dos provetes foi obtida usando o método B da norma EN 12697-6, tal como é indicado no Anexo Nacional da norma EN 13108-1 para misturas betuminosas. Neste ensaio, o provete é pesado seco e em seguida é imerso em água, onde fica por trinta minutos para que a água preencha os espaços em vazios nas superfícies do provete. Decorrido esse tempo, determina-se de novo a massa do provete submerso. Por fim, retira-se o provete da água e secam-se as suas superfícies com um pano, voltando a medir a massa do provete após esse processo. Neste método é necessário medir a temperatura da água onde o provete é submerso, porque o impulso que a água exerce sobre o provete depende da densidade da água, que por sua vez varia com a temperatura.

Para a determinação da baridade máxima teórica (BMT) de cada mistura é necessário recorrer ao uso de um picnómetro. Uma amostra da mistura betuminosa desagregada (não compactada) é colocada no picnómetro, medindo-se a sua massa. Em seguida enche-se o picnómetro parcialmente com água e submete-se a vácuo com um nível de pressão e durante o tempo estabelecido na norma EN 12697-5 (para garantir que todos os vazios da mistura serão preenchidos com água). Por fim o picnómetro é totalmente preenchido com água e pesa-se de novo este conjunto. A BMT é calculada com base na massa do picnómetro, do picnómetro totalmente preenchido apenas com água, do picnómetro com a amostra de mistura betuminosa (sem água) e do picnómetro com a amostra de mistura betuminosa e totalmente cheio com água. Neste ensaio tem de se controlar a temperatura da água pelos motivos anteriormente referidos, sendo aconselhável que a mesma esteja a cerca de 25 °C.

Com base na BMT de cada mistura betuminosa em estudo e na baridade aparente dos diversos provetes compactados com essa mistura, é possível calcular a porosidade ou volume de vazios (V_v) dos provetes compactados recorrendo à Equação 1. O volume de vazios da mistura betuminosa compactada é um parâmetro importante de formulação das misturas e de controlo de qualidade da sua aplicação em obra, sendo especificados intervalos para este parâmetro no caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a).

$$V_v = \frac{BMT - BA}{BMT} \quad (1)$$

4.2.5. Avaliação da sensibilidade à água das misturas betuminosas

O ensaio de sensibilidade à água foi utilizado como ensaio de controlo de desempenho das misturas betuminosas em estudo, dado que é um ensaio que permite avaliar o comportamento mecânico e a durabilidade das misturas quando submetidas a ações climáticas mais severas.

Para realizar o ensaio de sensibilidade à água é necessário utilizar os seis provetes compactados com o compactador de impacto Marshall. Esses provetes são divididos em dois grupos (de três provetes) com características volumétricas semelhantes. Um desses grupos é armazenado à temperatura ambiente sem condicionamento, enquanto o segundo grupo é condicionado em água (como explicita a norma EN 12697-12). Esse condicionamento consiste na saturação dos provetes em água, primeiramente em vácuo para facilitar o acesso da água aos poros do provete, de modo a simular as piores condições a que a mistura pode ser submetida em serviço. Em seguida os provetes são imersos em água a 40 °C durante um intervalo de 68 a 72 horas, concluindo assim a fase de condicionamento. No final deste período colocam-se os seis provetes à temperatura a que vão ser ensaiados, ou seja, 15 °C. Por fim, todos os provetes são submetidos a um ensaio de tração indireta, de acordo com a norma EN 12697-23, conforme ilustra a Figura 41.



Figura 41. Equipamento utilizado para realizar o ensaio de tração indireta para posterior avaliação da sensibilidade à água

Após realização do ensaio aos vários provetes, determina-se a resistência à tração indireta média do grupo de provetes condicionados em água (ITSw) e do grupo de provetes secos (ITSd). O índice de tração indireta (ITSR) é a razão entre a resistência à tração indireta dos provetes condicionados e secos, sendo o principal parâmetro que permite avaliar quanto a mistura em estudo é sensível à água. De acordo com a prática corrente recomenda-se que o valor de ITSR tenha valores superiores a 70%, e idealmente superiores a 80%.

4.2.6. Avaliação da resistência à deformação permanente das misturas betuminosas

O ensaio utilizado para avaliar a resistência à deformação permanente foi o ensaio de pista ou o *Wheel Tracking Test* (WTT), como ilustra a Figura 42. Esse ensaio consiste em fazer passar repetidamente uma roda sobre a mistura betuminosa a uma temperatura de serviço elevada, enquanto se mede a evolução da profundidade da rodeira em função do número de passagens. Este simula a passagem dos rodados dos veículos de modo a ser possível prever o comportamento futuro das misturas betuminosas em condições atmosféricas mais quentes, quando as misturas têm tendência a deformar-se.

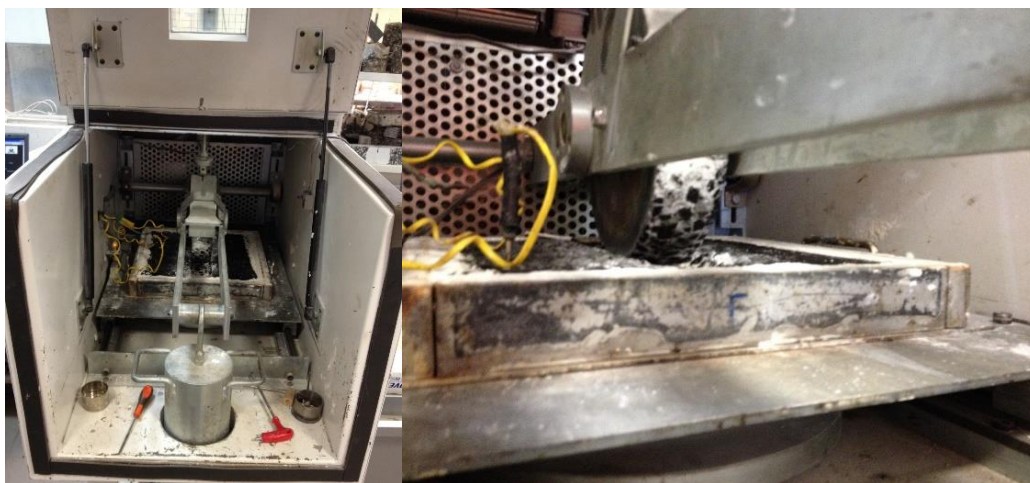


Figura 42. Ensaio de pista para avaliação da resistência à deformação permanente

O ensaio de pista (WTT) foi realizado de acordo com a norma EN 12697-22, tendo em consideração que a temperatura de ensaio é de 60 °C, para uma carga de 700 N com uma frequência de 0,44 Hz e com 10 000 ciclos de aplicação de carga.

Quanto aos parâmetros a analisar neste ensaio, o principal resultado a ter em atenção é a taxa de deformação ao ar (WTS_{AIR}), que indica qual o aumento de deformação a cada mil ciclos entre os 5 e 10 mil ciclos (após a fase de pós-compactação da mistura). As misturas com elevada resistência à

deformação permanente apresentam normalmente valores de WTS_{AIR} inferiores a $0,1 \text{ mm}/10^3$ ciclos. A profundidade proporcional da rodeira (PRD_{AIR}) e a profundidade do cavado da rodeira (RD_{AIR}) são outros parâmetros de controlo obtidos neste ensaio, embora tenham menor significado (Abreu, 2012).

4.2.7. Avaliação do módulo de rigidez e da resistência à fadiga das misturas betuminosas

O módulo de rigidez é uma das propriedades das misturas betuminosas utilizadas no dimensionamento de pavimentos, o que demonstra a sua importância para o seu comportamento estrutural. Esta propriedade dependente da temperatura a que a mistura se encontra, da frequência de carregamento e das características dos materiais usados nas misturas (Torres, 2014). No presente estudo, este ensaio foi utilizado para caracterizar as misturas aplicadas no trecho experimental.

A forma como o módulo de rigidez influencia o desempenho estrutural do pavimento pode ser bastante complexa, porque o aumento de rigidez aumenta a capacidade resistente da estrutura ao diminuir o nível de extensão instalada, mas também pode reduzir a sua flexibilidade, diminuindo a resistência ao fendilhamento por fadiga (Abreu, 2017, Fernandes, 2018, Torres, 2014).

De modo a avaliar o módulo de rigidez das misturas betuminosas em estudo, foi feito o ensaio de 6 vigas prismáticas, das misturas aplicadas no trecho (Figura 43), numa configuração de ensaio de flexão repetida em quatro pontos (Figura 44), a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, com dois pontos de apoio nas extremidades e dois pontos de aplicação de carga na zona intermédia, para um reduzido nível de extensão ($100 \text{ } \mu\epsilon$) no qual o comportamento das misturas é linear. A temperatura de ensaio foi definida de acordo com as recomendações da norma EN 13108-20. Em cada ensaio são variadas as frequências (0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5, 8 e 10 Hz) de acordo com a norma EN 12697-26, que define todos os procedimentos de ensaio para determinar o módulo de rigidez.



Figura 43. Vigas utilizadas para ensaio de módulo de rigidez e de resistência à fadiga ($38 \times 5 \times 6,3 \text{ cm}$)



Figura 44. Equipamento usado para realização dos ensaios de módulo de rigidez e de resistência à fadiga

O ensaio de avaliação de resistência ao fendilhamento por fadiga foi realizado de acordo com a norma EN 12697-24. A temperatura de ensaio é de 20 °C, de acordo com a recomendação da norma EN 13108-1, embora a frequência com que a carga cíclica sinusoidal foi aplicada ao provete tenha sido de 10 Hz. As vigas utilizadas neste ensaio são as mesmas do ensaio de módulo de rigidez, e os ensaios são realizados no mesmo equipamento (Figura 44). A configuração do ensaio também é equivalente, embora o ensaio de fadiga aplique níveis de extensão mais elevados, definidos no regime de comportamento não linear da mistura, para ir causando um dano progressivo às vigas que acabe por originar a sua rotura por fadiga ao fim de um determinado número de ciclos (Abreu, 2012, Torres, 2014).

O ensaio de resistência à fadiga tem como intuito verificar ao fim de quantos ciclos a mistura atinge a ruína. Neste caso, a ruína é definida pelo número de ciclos correspondente a uma redução do valor de módulo de rigidez da viga para metade do seu valor inicial, uma vez que o ensaio é realizado em extensão controlada. (Abreu, 2017, Palha *et al.*, 2014, Torres, 2014). Com a realização do ensaio a vários provetes, para diferentes níveis de extensão, foi possível determinar as leis de fadiga das misturas betuminosas em estudo.

4.3. Avaliação dos lixiviados das misturas betuminosas em estudo

Alguns dos materiais utilizados neste foram submetidos a ensaios de lixiviação, onde se pretende analisar algumas propriedades ambientais dos agregados através de ensaios de lixiviação. Os materiais em análise foram o MF, PEX, escórias de aciaria, areia de fundição e as lamas de corte de rochas (por serem os resíduos a incorporar em misturas betuminosas estudados nesta investigação) e o agregado granítico. Também foram ensaiadas as misturas de desgaste (AC14 Surf) com incorporações dos resíduos e com agregados naturais, por serem aquelas que podem ter um maior impacto ambiental devido à percolação

da água da chuva na superfície das estradas. Os agregados naturais e a mistura betuminosa correspondente foram utilizados como comparação/controlo em relação às amostras com resíduos.

Ao determinar os distintos parâmetros que podem causar impacte ambiental por contaminação físico-química, deve verificar-se o cumprimento dos valores estipulado na legislação (DL 183/2009). Tal qual permitirá definir a classe do aterro em que pode ser depositado em função das características dos resíduos e seu lixiviados, como também aferir o efeito da incorporação dos resíduos na mistura betuminosa igualmente para efeito de deposição quando o mesmo chegar ao seu fim de vida.

Os ensaios foram feitos por lixiviação em laboratório, usando os recursos existentes no Centro para à Valorização de Resíduos (CVR), e seguindo os princípios indicados na norma EN 12457-4. O objetivo dessa norma consiste em caracterizar os lixiviados de componentes inorgânicos dos resíduos industriais, a partir dos quais se obtêm os eluatos. Esse processo ocorre através da redução do tamanho das partículas às quais será adicionado o lixivante numa razão líquido para sólido (L/S) de 10 L/kg, que fica em agitação por 24 horas a uma rotação de 7,5 rpm para libertação total do eluato. Com isso, pode classificar-se o parâmetro ambiental do material em relação ao tipo de aterro em que ele poderá se depositado. Como referido anteriormente na Secção 2.2.4, a partir da solubilidade dos contaminantes estabelecidos no Decreto-Lei 183/2009, define-se os parâmetros de lixiviados que o resíduo pode possuir para utilização em aterro inerte (Tabelas 2 e 3 do DL) e determina-se para que tipo de aterro esse resíduo pode ser enviado.

Deste modo, é fundamental analisar os lixiviados dos resíduos que se pretendem usar como material para incorporar em pavimentos rodoviários, neste caso para verificar se cumprem os requisitos para deposição em aterros para resíduos inertes (situação normativa que equivaleria à incorporação que se pretende fazer dos resíduos em pavimentos). Segundo o DL 183/2009 os resíduos admissíveis em aterros para resíduos inertes devem cumprir os valores limite indicados nas Tabelas 2 e 3. Porém, por questões de exequibilidade técnica e por tratar-se de resíduos granulares, foram realizados apenas os ensaios de lixiviados utilizando os parâmetros da Tabela nº 2 do DL 183/2009 (Tabela 4 do presente documento).

4.4. Realização do trecho experimental

No decorrer deste trabalho foi possível executar um trecho experimental em parceria com uma empresa portuguesa de construção civil. A empresa em causa mostrou interesse em trabalhar com a escória de aciaria que foi utilizada neste trabalho de investigação. O intuito da empresa era poder incorporar o máximo teor desses resíduos para substituir agregados convencionais, sem que a mistura betuminosa final perdesse qualidade. Desse modo, desde o início da investigação foi almejado implementar um trecho experimental para consolidar e validar a utilização do resíduo anteriormente mencionado, bem como avaliar as diferenças exibidas pela mistura betuminosa quando produzida em laboratório ou na central betuminosa.

O trecho foi realizado nas instalações da própria empresa, com as dimensões de 300 metros de comprimento por 6 metros de largura, sendo dividido em duas vias de 3 metros, podendo dizer que se assemelha com a de uma estrada convencional (Figura 45). Para a conceção do trecho, os materiais utilizados foram as escórias de aciaria e agregados convencionais, que foram previamente descritos na Secção 4.1.1 e 4.1.5, e um betume Galp 35/50 com características idênticas às do utilizado na componente laboratorial deste trabalho e que foi descrito na Secção 4.1.7. Assim foram realizados 4 tipos e misturas, uma mistura superficial com escória e outra com agregado convencional (AC 14 Surf) e, uma mistura de base/ligação com escória e outra com agregado convencional (AC 20 Bin/base) de modo a comparar o comportamento entre as misturas convencionais e as misturas com incorporação resíduo (escória).

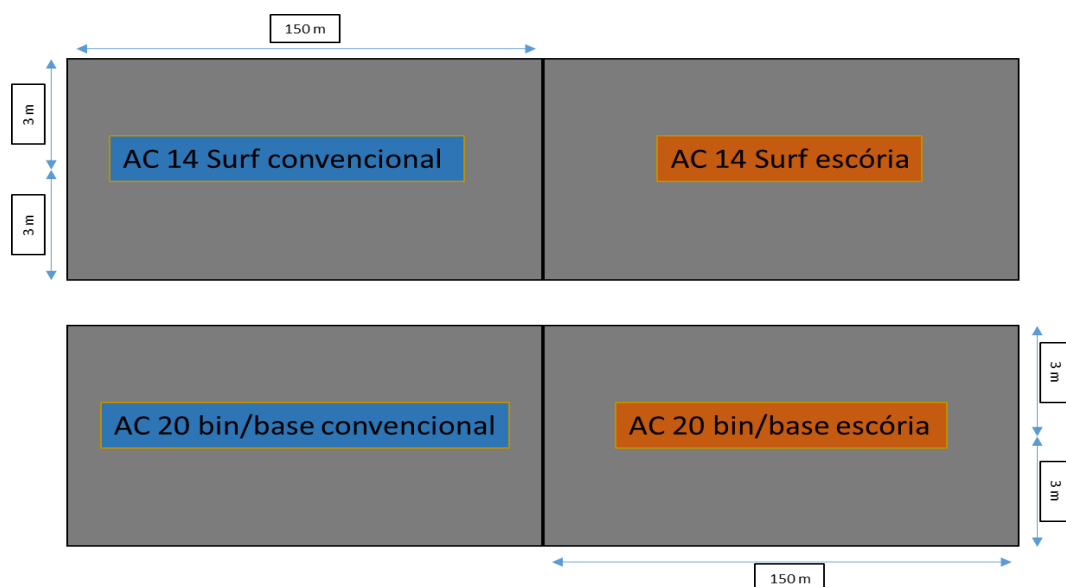


Figura 45. Esquema de conceção do trecho experimental

É importante referir que para a produção das misturas betuminosas a aplicar no trecho, foi utilizada uma central descontínua (Figura 46).



Figura 46. Central betuminosa descontínua utilizada no trecho

Este tipo de instalação é formado por um conjunto de unidades individuais com funções específicas. Segundo Branco *et al.* (2008) e Estradas de Portugal (2014b), as centrais são normalmente constituídas por: unidades de alimentação dos agregados a frio, silo de armazenamento e dosagem de filler, tambor-secador para aquecer os agregados entre 150 °C a 200 °C (para remover a humidade e aquecê-los a uma temperatura adequada para serem misturados com o betume), depósitos e sistema de dosagem de betume, misturadora, filtro para recolha de pó, silos de armazenamento da mistura quente e unidade de controlo automático para toda produção, como é demonstrado no esquema da Figura 47.

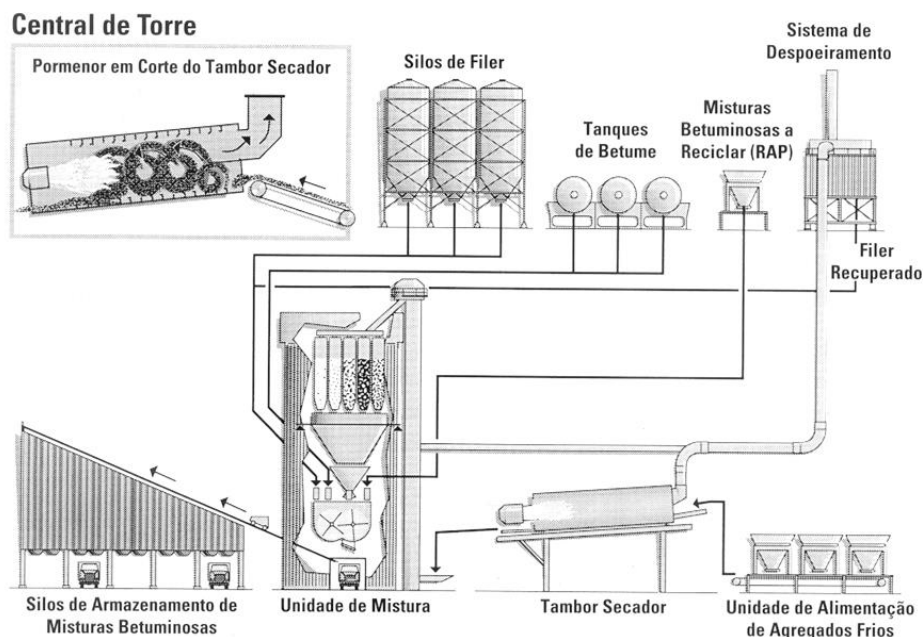


Figura 47. Processo de produção de misturas betuminosas em central descontínua (de torre) com possibilidade de incorporação de material fresado (EAPA, 1998)

A construção do trecho foi realizada como estabelecido no Caderno de Encargos Tipo-Obra (Capítulo 15.03) referente aos métodos construtivos de pavimentação (Estradas de Portugal, 2014b). O processo de produção da mistura para o trecho na central betuminosa descontinua é iniciado com a saída dos agregados dos silos de armazenamento a frio, que é conduzido por um tapete rolante até o tambor-secador com a proporção das diferentes frações de material previamente definida. No final dessa etapa o material será seco e aquecido. De seguida, o agregado sai do tambor-secador e é conduzido à torre da central, onde é crivado para o separar em diferentes frações aquecidas, para depois serem pesadas e adicionadas ao betume e ao filer calcário no misturador. Aí, todo o material é misturado até ficar homogêneo. Segundo Branco *et al.* (2008), o processo de mistura tem duração de 30 a 45 segundos, seguindo-se a descarga da mistura para o silo aquecido ou diretamente para o camião (como se verificou neste caso) para transportar ao local de aplicação.

As misturas produzidas foram transportadas para o local do trecho em camiões basculantes, cobertos por uma lona para evitar a perda de temperatura, onde foram aplicadas e compactadas. O processo inicia-se com a aplicação de uma rega de colagem, que consiste em aplicar o betume por aspersão de modo a promover a adesão da mistura à camada inferior.

Ao chegar ao local da obra, o camião transferiu a mistura betuminosa na pavimentadora (Figura 48), que a espalhou ao longo do trecho nas dimensões estipuladas para cada tipo de mistura (como referido anteriormente, foram produzidas 4 misturas: 2 misturas AC20 bin/base, sendo uma com escória e uma mistura convencional e por cima dessas misturas foram colocadas 2 misturas AC14 Surf, sendo uma mistura com escória e a outra mistura convencional). É importante referir que as misturas AC14 foram aplicadas uma semana depois da construção da camada de ligação com as misturas AC20, em função da disponibilidade da equipa de pavimentação da empresa.



Figura 48. Pavimentadora espalhando mistura no trecho experimental

A pavimentadora também realiza uma pré-compactação com o intuito de nivelar o pavimento, porém para alcançar a espessura e densidade estabelecida, são utilizados dois tipos de compactadores: cilindro de pneus e cilindro de rolo (Figura 49). A compactação seguiu o que é estabelecido no caderno de encargos Estradas de Portugal (2014b), iniciou-se com o cilindro de rolo a vibrar e depois utilizou o cilindro de pneus com alta pressão, terminando novamente com o com o cilindro de rolo sem vibração. O caderno de encargos da Estradas de Portugal (2014b) recomenda que o “cilindramento” precisa ser realizado até a ausência da marca dos rolos da camada que estar a ser compactada. O trecho foi dado como finalizado no final da operação de compactação.



Figura 49. Compactação de pavimento no trecho experimental

Para avaliar o comportamento mecânico da mistura betuminosa produzida para o trecho, foram recolhidas amostras de mistura no local da obra que foram levadas para o laboratório, com as quais se preparou um conjunto de provetes para ensaios mecânicos. Adicionalmente, foram recolhidas 2 lajes de cada estrutura do pavimento para realizar o ensaio de resistência à deformação permanente, bem como para a extração de provetes que seriam depois usados para realizar os ensaios de sensibilidade à água, módulo de rigidez e resistência à fadiga previamente descritos (Secções 4.2.5, 4.2.6 e 4.2.7).

5. Resultados dos estudos de composição e avaliação do desempenho das misturas betuminosas produzidas em laboratório

Neste capítulo apresentam-se os resultados obtidos na caracterização dos materiais utilizados no presente estudo, tendo por base os métodos indicados no Capítulo 4. Conforme os resultados são apresentados, vão sendo comparados com outros que foram encontrados na literatura e que resultaram de trabalhos realizados por outros investigadores.

Conforme já foi referido, é importante lembrar que o desempenho mecânico das misturas com material fresado e com PEX não foi avaliado no presente estudo. Essa caracterização foi realizada por Abreu (2017) que estudou o MF e por Costa (2010) que investigou o PEX. Assim, o comportamento mecânico das misturas produzidas neste trabalho foi comparado com o destas misturas sempre que considerado relevante, conforme apresentado nas Secções 5.3 e 5.4.

5.1. Caracterização do betume

Como referido previamente no Capítulo 4, utilizou-se um betume 35/50 por se tratar do tipo de betume atualmente mais utilizado no país. Para uma caracterização do ligante foram realizados os ensaios de penetração de betumes (EN 1426), de ponto de amolecimento pelo método de Anel e Bola (EN 1427). Os resultados destes ensaios apresentam-se nas Tabela 12 e 13.

Tabela 12. Resultados de penetração do betume

Amostra	Penetração ($\times 0,1$ mm)	Média ($\times 0,1$ mm)
1	36,4	
2	35,9	36,4
3	36,9	

Tabela 13. Resultados do ponto de amolecimento do betume

Amostra	Ponto de amolecimento pelo método de Anel e Bola ($^{\circ}$ C)
1	48,0
2	48,4

O betume utilizado neste trabalho apresenta valores de penetração e ponto de amolecimento muito próximos dos limites estabelecidos na norma EN 12591 para a classificação atribuída (35/50), o que

poderá implicar uma menor flexibilidade à temperatura ambiente e uma maior instabilidade a temperaturas superiores a 50 °C.

5.2. Composição das misturas betuminosas

5.2.1. Mistura convencional

No que concerne à composição da mistura convencional aplicada nesta investigação, que também teve a função de mistura de controlo, foram estabelecidas duas tipologias de misturas, uma AC14 Surf 35/50 e uma AC20 bin/base 35/50 por serem frequentemente utilizadas em Portugal. Assim, recorreu-se ao Caderno de Encargos da Estradas de Portugal (2014a) e as misturas foram confeccionadas com base nos fusos granulométricos apresentados no Capítulo 4. Na Tabela 14 apresentam-se as quantidades, em percentagem, de agregados utilizados para estas misturas e nas Figuras 50 e 51 apresentam-se as curvas granulométricas usadas.

Tabela 14. Quantidades de agregado a usar para as misturas de controlo

Fração	AC 14 surf 35/50	AC 20 bin/base 35/50
Brita 14/20	–	15%
Brita 10/14	40%	17%
Brita 4/10	22%	23%
Pó 0/4	35%	44%
Filer comercial	3%	1%

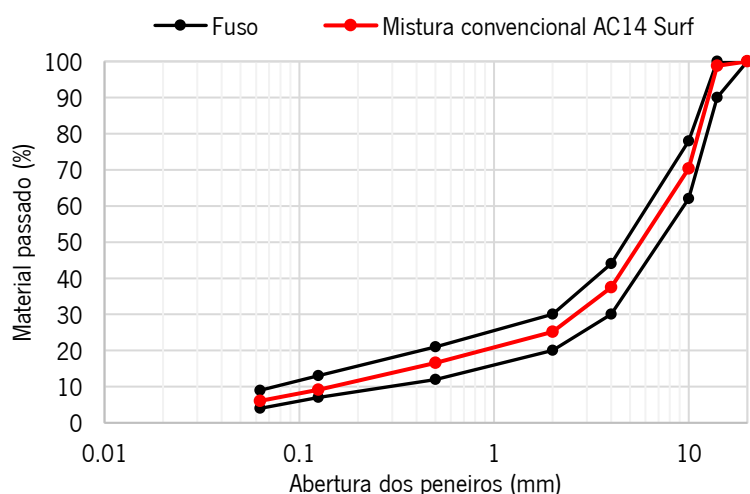


Figura 50. Curva granulométrica da mistura AC14 de controlo

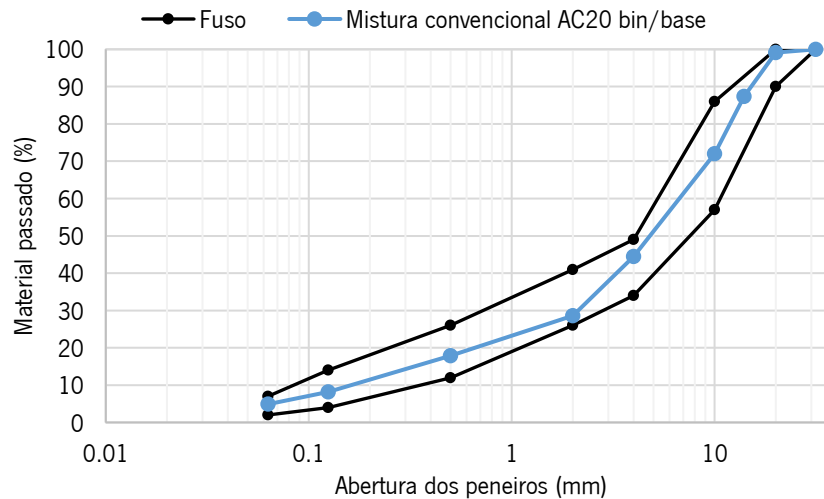


Figura 51. Curva granulométrica mistura AC20 de controlo

Com base nas Figuras 50 e 51, observa-se que as misturas convencionais de controlo obedecem aos respetivos fusos que são estabelecidos pela Estradas de Portugal (2014a). Depois de estudada a composição granulométrica de cada mistura procedeu-se à sua produção e compactação em laboratório, de acordo com os procedimentos apresentados no Capítulo 4.

Para a mistura de controlo foram produzidos 12 provetes cilíndricos e 4 lajetas, sendo 6 provetes para a mistura convencional AC14 e mais 6 provetes para a mistura AC20, que foram compactados em moldes Marshall. No que diz respeito às lajetas, foram produzidas 2 para cada mistura para se poder avaliar a repetibilidade dos resultados.

Com os materiais de controlo produzidos, estes foram caracterizados volumetricamente, como descrito na Secção 4.2.4. Assim, na Tabela 15 apresentam-se os resultados volumétricos dessas misturas.

Tabela 15. Resultados de análise volumétrica das misturas de controlo

Mistura	BMT (kg/m ³)	BA (método B) (kg/m ³)	Vv (%)
AC 14	2443	2324	5%
AC 20	2456	2389	2,7%

Na tabela 15 observam-se que os resultados das análises volumétricas das MC14 e MC20 estão próximos dos limites que o caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a) estabelece e que são desejados para misturas AC14 (MC14), ou seja, entre 3 e 5%, e AC 20 (MC20), entre 3 e 6%.

Os resultados da análise volumétrica das misturas de controlo assemelham-se com alguns resultados observados na literatura, Abreu et al. (2015) obteve uma mistura AC14 de controlo com 5% de betume e Vv de 3,6%. Zaumanis et al. (2016), ao estudar uma mistura betuminosa convencional AC14 de controlo, obteve volume de vazios de 5.9%. Num estudo com uma mistura AC20 similar, Silva et al. (2009) observou que o Vv da mistura foi de 1.7% ficando abaixo do que é especificado no caderno de encargos, o que pode dever-se às condições de compactação e de controlo de temperaturas em laboratório.

5.2.2. Mistura com areia de fundição

A produção das misturas com areia de fundição seguiu a mesma metodologia e parâmetros que as misturas de controlo. Assim, as misturas com areia de fundição foram formuladas usando as percentagens dos agregados adequadas para obter a curva granulométrica que cumpre o fuso do caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a), tendo como objetivo primordial o de incorporar a maior quantidade possível de areia. Assim, como mostra a Tabela 16, as quantidades dos agregados utilizados para a mistura AC14 com areia de fundição (MAF14) resultaram na incorporação de 5% de areia de fundição, enquanto para a mistura AC20 com areia de fundição (MAF20) foi possível incorporar até 12% deste resíduo.

Tabela 16. Quantidades de agregado a usar para as misturas com areia fundição

Fração	AC 14 Areia F.	AC 20 Areia F
Brita 14/20	-	24%
Brita 6/14	41%	14%
Brita 4/6	19%	23%
Pó 0/4	32%	25%
Areia Fund.	5%	12%
Filer comercial	3%	2%

Com as Figuras 52 e 53 pode observar-se que ambas as misturas cumprem os limites estabelecidos pelos fusos granulométricos do Caderno de Encargos. Com a obtenção da composição da mistura, de acordo com o fuso granulométrico, foram produzidas as duas misturas seguindo a metodologia estabelecida na Secção 4.2.3.

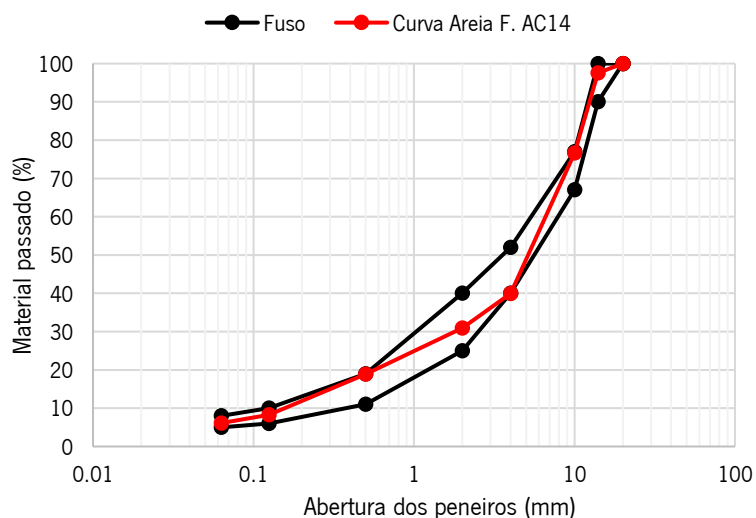


Figura 52. Fuso granulométrico da mistura AC14 com 5% de areia de fundição

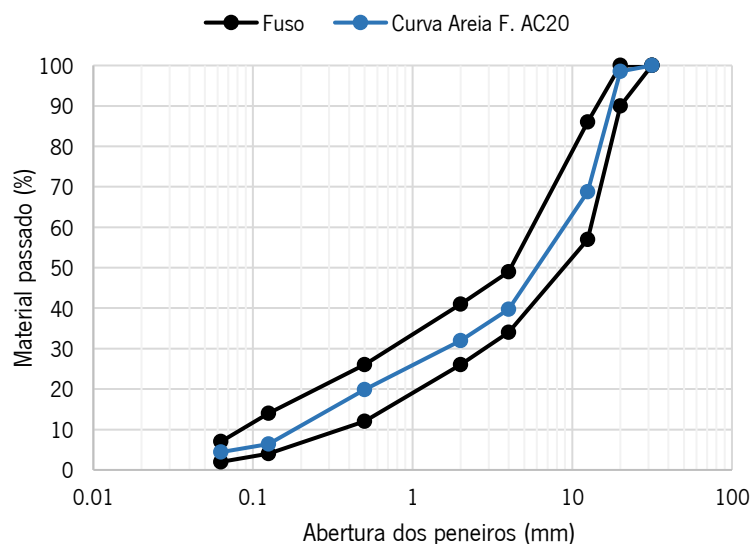


Figura 53. Fuso granulométrico da mistura AC20 com 12% de areia de fundição

Depois da produção das misturas com areia, foram realizadas as análises volumétricas e os resultados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17. Resultados de análise volumétrica das misturas com areia de fundição

Mistura com areia F.	BMT (kg/m ³)	BA (método B) (kg/m ³)	Vv (%)
AC 14	2464,5	2403	2,5
AC 20	2472	2374	4

Com base na Tabela 17, pode concluir-se que a mistura AC14 com areia de fundição tem uma porosidade ligeiramente abaixo do que é recomendado pelo caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a). No estudo de Tikalsky (2004) foram incorporadas 10 % de A.F numa camada superficial e foram

obtidos valores relativamente próximos (Vv de 1.7%). Um baixo volume de vazios pode influenciar o desempenho em outros ensaios mecânicos, nomeadamente no ensaio de sensibilidade a água, como explicita Branco *et al.* (2008)

5.2.3. Mistura com escória

Para as misturas com agregado de escória foram realizadas misturas para camada de desgaste e de base (AC14 e AC 20 respetivamente). Ao estudar a granulometria dos agregados de escória com a curva granulométrica da mistura de controlo, foi estudada a possibilidade de incorporar a máxima quantidade de escória sem que prejudicasse o desempenho mecânico. Assim, foi observado que seria possível incorporar até 75% de escória (Tabela 18), cumprindo os requisitos do CE da Estradas de Portugal (2014a) no que diz respeito aos fusos granulométricos, como se apresenta nas Figuras 54 e 55.

Tabela 18. Quantidades de agregado a usar nas misturas com escória

Fração	AC 14 Escória	AC 20 Escória
Escória 0/20	-	62%
Escória 10/14	29%	13%
Escória 4/10	31%	-
Escória 0/4	15%	-
Brita 14/20	-	6%
Pó 0/4	20.5%	17%
Filer comercial	4.5%	2%

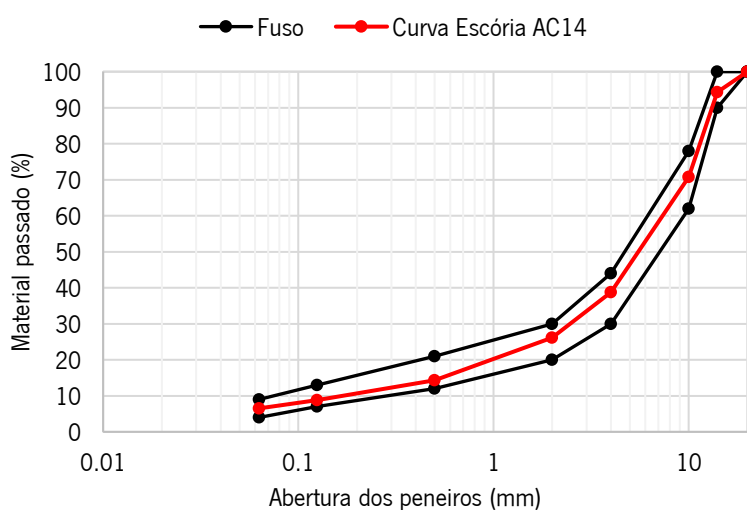


Figura 54. Curva granulométrica da mistura AC14 com 75% de escória.

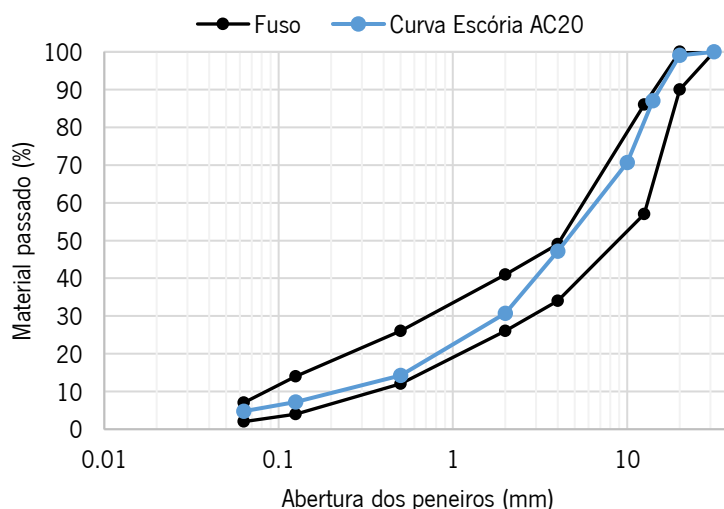


Figura 55. Curva granulométrica da mistura AC20 com 75% de escória

Na Tabela 19 são apresentados os resultados das análises volumétricas, onde se pode observar que as misturas com escória possuem baridades mais elevadas que as misturas de controlo, isso ocorre por que a escória é mais densa que os agregados convencionais. Esse facto é confirmado por Wu *et al.* (2007) que obteve valores de BMT e BA relativamente próximos com incorporação de escória em quantidade semelhante (74% de escória), obtendo assim 3300kg/m³ e 2610 kg/m³ para uma mistura AC14. Outro fator que se observa é que a mistura AC14 com escória (ME14) (Tabela 19) possui um elevado volume de vazios em comparação com MC14 (ver Tabela 15), ficando também acima do que é estipulado pelo caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a).

Tabela 19. Resultados de análise volumétrica das misturas com escória

Mistura (75% de escória)	BMT (kg/m ³)	BA (método B) (kg/m ³)	Vv (%)
AC 14	2898	2640	7.8
AC 20	2891	2751	5

Já em relação à mistura AC20 com escória (ME20) o valor de Vv obtido respeita o caderno de encargos, em relação ao parâmetro de densidades. Sorlini *et al.* (2012) avaliou a densidade de uma mistura de base (AC20) com 40% de escória obtendo uma baridade aparente de 2648 com um volume de vazios de 6%.

De modo geral, nota-se que a densidade da escória tem uma influência significativa nos valores de baridade obtidos, dificultando também o cumprimento dos limites máximos de volume de vazios, nomeadamente para a mistura de desgaste. Contudo, é importante avaliar mais aprofundadamente o seu desempenho quanto à sensibilidade a água e deformação permanente.

5.2.3. Misturas com lammas de corte de rochas ornamentais

A utilização de lammas foi igualmente estudada para serem incorporadas numa mistura de base e outra de desgaste (AC20 e AC14). Nesta etapa fez-se um ajuste granulométrico dos agregados, para determinação das quantidades máximas a incorporar. Assim, na Tabela 20 mostram-se as quantidades de material usados para cada mistura, que deram origem às curvas granulométricas apresentadas nas Figuras 56 e 57 juntamente com os respetivos fusos estabelecidos no caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a).

Tabela 20. Quantidades de agregado a usar para as misturas com lammas de corte de pedra

Fração	AC 14 Lammas	AC 20 Lammas
Brita 14/20	-	24%
Brita 6/14	39%	14%
Brita 4/6	18%	19%
Pó 0/4	39%	39%
Lammas	3%	3%
Filer comercial	1%	1%

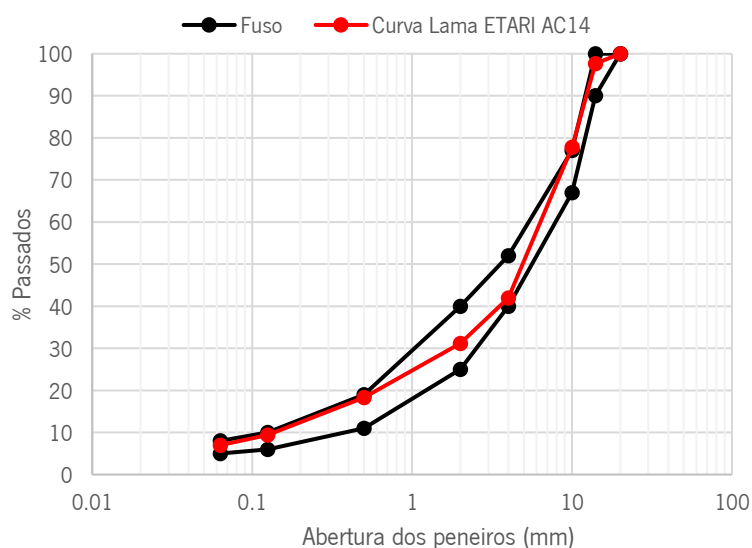


Figura 56. Curva granulométrica da mistura AC14 com lammas de corte de pedra

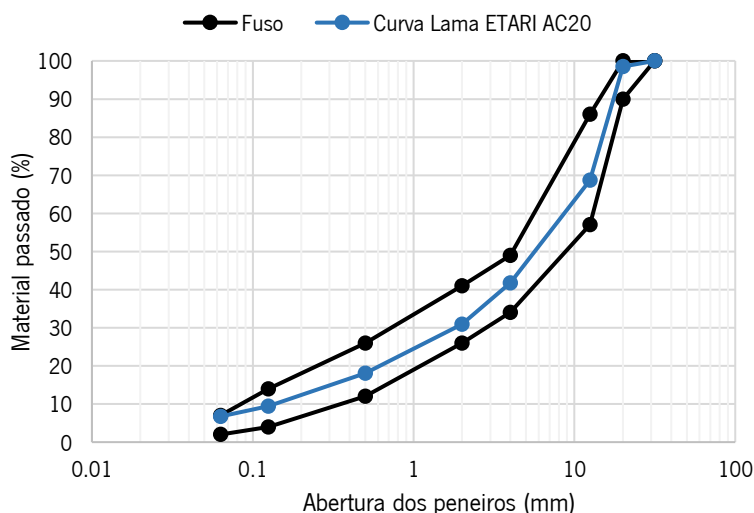


Figura 57. Curva granulométrica da mistura AC20 com lamas de corte de pedra

Através das Figuras 56 e 57, pode-se verificar que ambas cumprem os limites estabelecidos pelos fusos granulométricos. É importante referir que as Lamas de ETARI de corte de pedra substituíram boa parte do filer comercial das misturas. Assim, dando continuidade na investigação, foi realizada a caracterização volumétrica de cada mistura, conforme os resultados apresentados na Tabela 21.

Tabela 21. Resultados de análise volumétrica das misturas com lamas de corte de pedra

Mistura com Lamas	BMT (kg/m ³)	BA (método B) (kg/m ³)	Vv (%)
AC 14	2280	2413	5.7
AC 20	2425	2419	1.6

De acordo com a Tabela 21 observa-se que a mistura AC20 com lamas (ML20) tem um volume de vazios abaixo do que é recomendado pelo caderno de encargos (Estradas de Portugal, 2014a), assim, é possível que esse volume de vazios interfira em alguma propriedade mecânica. Já a mistura AC14 com lama (ML14) está dentro do que é recomendado.

5.3. Avaliação da sensibilidade à água das misturas betuminosas

Após serem caracterizados volumetricamente, os provetes cilíndricos produzidos neste estudo foram usados para determinar a sensibilidade à água de cada mistura. Para isso, foi necessário separar os provetes de cada mistura em dois grupos com densidades e alturas médias idênticas, previamente ao processo de condicionamento apresentado na Secção 4.2.5. Após esse condicionamento, os provetes foram sujeitos ao ensaio de tração indireta, cujos resultados médios obtidos para cada mistura se

apresentam na Tabela 22, nomeadamente, a resistência dos provetes secos (ITSd) e dos provetes condicionados em água (ITSw), bem como o índice de resistência conservada (ITSR) e a porosidade (Vv).

O ensaio de sensibilidade à água foi realizado para caracterizar as misturas com resíduos, e as misturas convencionais de acordo com os procedimentos apresentados no Capítulo 4.

Este ensaio permite tirar conclusões sobre o comportamento dos materiais quando são submetidos à ação da água, de maneira que pode avaliar-se quais são as misturas que possuem melhor comportamento quando sujeitos a ações do tráfego na presença de água. A Tabela 22 apresenta os resultados de ITSw, ITSd, ITSR e Vv e as Figuras 58 e 59 exibem a relação de ITSR com a porosidade (Vv).

Tabela 22. Sensibilidade à água e volume de vazios das misturas estudadas

Mistura	ITSwet (kPa)	ITSdry (kPa)	ITSR (%)	Vv (%)
MC14	2471.9	3217.6	77	4
MC20	1973.8	3074	63	3
ML14	1600.4	2053.2	78	5.7
ML20	1505.2	2018.2	75	1.4
MAF14	1894.6	2135.6	88	2.5
MAF20	1161.4	2148.8	54	4
ME14	2535.1	2630.7	96	7.8
ME20	2808.5	2064.4	74	5
MP14*	850.5	1650.2	53	3
MMF14**	2078	3198	85	2.9

(*) resultado obtido por Costa (2010); (**) resultado obtido por Abreu (2017)

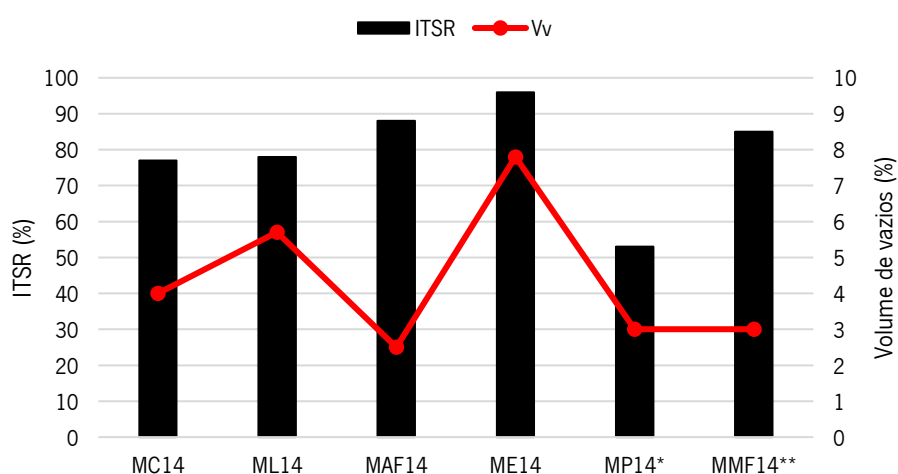


Figura 58. Comparação entre os valores de ITSR e de porosidade (Vv) para as misturas com resíduos e convencional AC 14; (*) resultado obtido por Costa (2010); (**) resultado obtido por Abreu (2017)

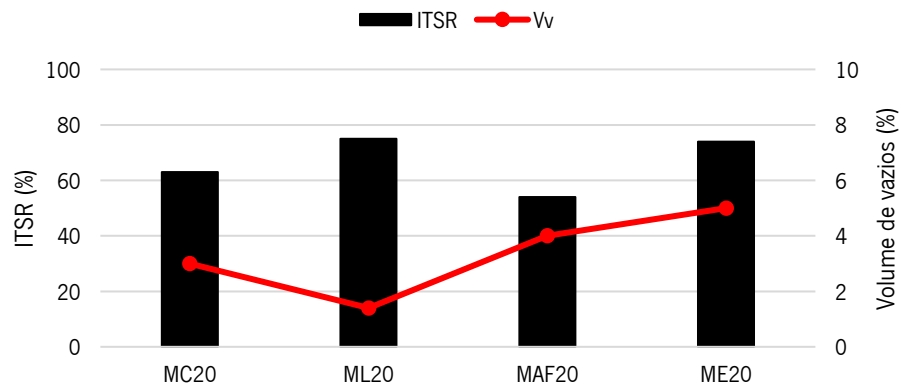


Figura 59. Comparação entre os valores de ITSR e de porosidade (Vv) para as misturas com resíduos e convencional AC 20

De maneira geral, pode-se concluir que as misturas de desgaste obtiveram melhores resultados de ITSR do que as misturas de base. No que diz respeito às misturas de controlo (MC14 e MC20) a MC14 apresenta um valor de ITSR mais elevado do que a MC20. Já a mistura MP14 mostra-se mais sensível a ação da água (Costa, 2010). Na mistura MF14 usada por Abreu (2017) o resultado de ITSR é aceitável.

No que concerne às misturas com Areia, os resultados de ITSR da mistura MAF14 estudada foram satisfatórios, com a exceção da mistura MAF20 cujo resultado foi significativamente mais baixo. Apesar de não existirem ainda valores mínimos especificados em Caderno de Encargos para esta propriedade, é prática corrente considerar que valores de ITSR superiores a 70 % pressupõem um adequado comportamento das respetivas misturas.

Na literatura observou-se no estudo realizado por Tikalsky (2004) que, para misturas de desgaste com 15% de areia e com 5,1% de ligante betuminoso, foram obtidos resultados de ITSR de 82,5%. Nos estudos realizados por Nascimento *et al.* (2017) observa-se que o ITSR para uma mistura de base com 5% de areia foi de 83%. Já na investigação realizada por Abdulsattar e Mohammed (2018), que incorporou areia de fundição em várias quantidades (5%,15%, 20% e 25%), foram obtidos valores de ITSR acima de 70%.

Para as misturas com lamas de ETARI de corte de pedra, resultantes do corte de rochas ornamentais, obtiveram-se resultados aceitáveis para ambas misturas, contudo verificou-se que a mistura ML20 possui um menor volume de vazios, que poderá condicionar a mistura em outros ensaios. Na investigação realizada por Akbulut e Güreer (2007) ao realizar o ensaio Marshall, observou-se também, um volume de vazios reduzido (entre 1.5% a 4%), em todas suas amostras que continham 5% de teor de betume, o que ocorre por ser um material fino que preenche os espaços vazios das misturas.

Para as misturas com escória ME14 e ME20 foi observado que neste ensaio elas não são muito sensíveis à presença de água, apesar do elevado Vv dos agregados, de modo que esse elevado volume de vazios poderá resultar de uma maior rugosidade e porosidade dos agregados. Eventualmente, a ligação entre o betume e esses agregados poderá ter sido melhorada devido à maior penetração do betume no interior dos poros da escória, justificando assim os resultados superiores obtidos. Nesse sentido, foi observado anteriormente, por ensaios de absorção de água e polimento acelerado, que o agregado de escória possui uma superfície irregular, rugosa e bastante porosa o que poderá influenciar alguns dos resultados.

De acordo com Pasetto e Baldo (2012), os resultados de ITSR do seu estudo para uma mistura de desgaste com 26% de escória de forno de arco elétrico foram de 89%. Já Masoudi *et al.* (2017) obteve resultados de ITSR de 87% para sua mistura. Na investigação proposta por Chen e Wei (2016) foi verificado que misturas com escórias oriundas de conversores de oxigênio também possuíram resultados de ITSR semelhantes, entre os 86 % e os 90 %.

Segundo Ahmedzade e Sengoz (2009) os resultados de ITSR das misturas com escória podem ser influenciados pelos agregados de tamanho mais grosseiros e pela densidade da escória, que torna a mistura mais resistente à compressão. Assim, é possível confirmar que as escórias se apresentam com grande potencial para substituir os agregados convencionais de um pavimento.

Analisando os resultados obtidos pode concluir-se que a maioria das misturas de desgaste (AC14) apresentam valores de ITSR relativamente elevados e que cumprem globalmente os valores considerados adequados no domínio da pavimentação rodoviária, com exceção da mistura MP14 que se mostrou a mais sensível à água. Já para as misturas de base (AC20) verificou-se que as únicas misturas que têm maior resistência à água são as ML20 e ME20.

5.4. Resistência à deformação permanente das misturas betuminosas

O ensaio de pista foi realizado com base nos procedimentos apresentados na Secção 4.2.6 para caracterização das misturas com resíduos e das misturas convencionais correspondentes (controlo), nomeadamente, quanto à sua resistência à deformação permanente. Nas Figuras 60 e 61 pode observar-se a evolução da deformação das misturas estudadas no ensaio de pista, que dá origem à formação da rodeira, enquanto os principais parâmetros obtidos nesse ensaio são apresentados na Tabela 23.

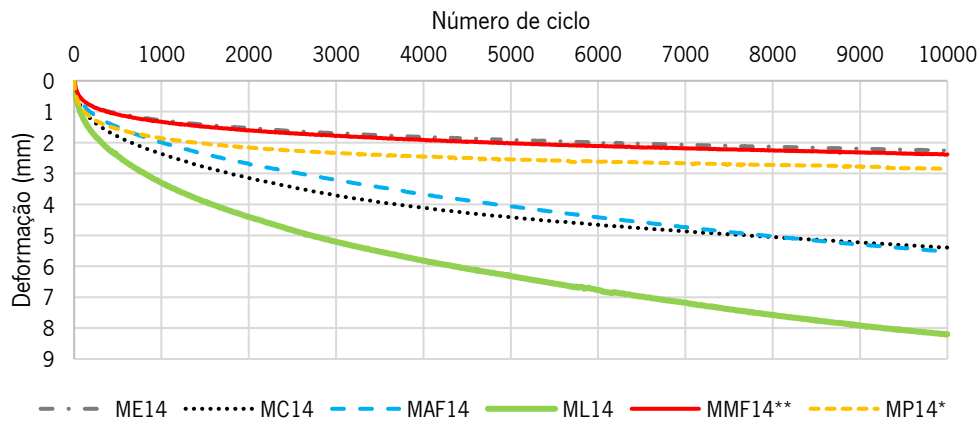


Figura 60. Evolução da deformação das misturas de desgaste estudadas no ensaio de pista; (*) mistura estudada por Costa (2010); (**) mistura estudada por Abreu (2017).

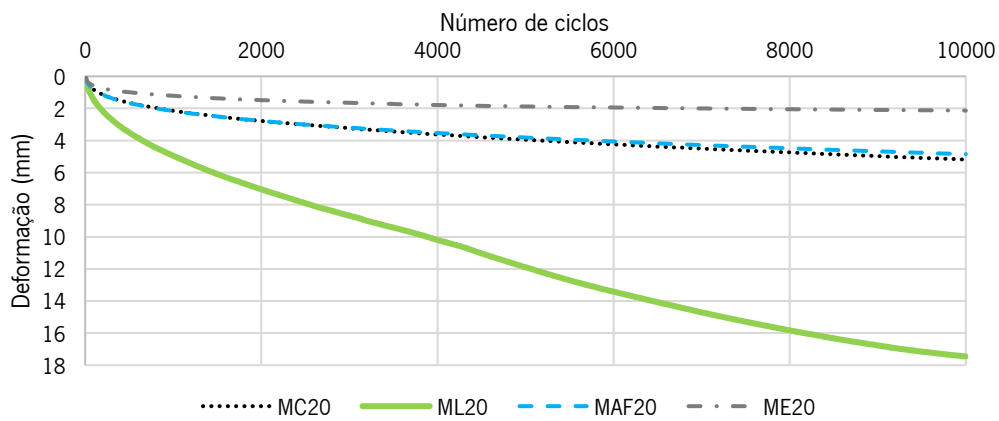


Figura 61. Evolução da deformação das misturas de base estudadas no ensaio de pista.

Tabela 23. Resultados de deformação permanente para as misturas com resíduos e convencionais

Mistura betuminosa	WTS _{AIR} (mm/10 ³ ciclos)	PRD _{AIR} (%)	RD _{AIR} (mm)
AC 14 Surf 35/50	MC14	0,20	5,40
	ME14	0,07	2,26
	MAF14	0,29	13,84
	ML14	0,37	20,1
	MP14*	0,07	5,42
	MMF14**	0,06	1,94
AC 20 Bin/base 35/50	MC20	0,24	5,20
	ME20	0,05	0,71
	MAF20	0,21	11,9
	ML20	1,1	42,84

(*) mistura estudada por Costa (2010); (**) mistura estudada por Abreu (2017)

Com os resultados obtidos para as misturas de desgaste pode constatar-se que a mistura ME 14 é menos suscetível à deformação em comparação com as restantes misturas, o que pode ser explicado pelo facto de a escória ser um agregado mais rugoso do que o agregado natural, resultando num maior imbricamento entre as partículas e numa maior estabilidade da mistura. A mistura MMF14 também possui uma deformação pequena sendo muito parecida com a ME14, isso ocorre por causa da dureza do betume presente no MF, que influencia a resposta da mistura à deformação permanente, como explicita Abreu (2017) no seu trabalho. No que diz respeito à mistura MP14, que também teve bons resultados, Costa (2010) atribui esse comportamento ao facto de o PEX tornar a mistura mais rígida. Contudo, observa-se que a mistura com lamas (ML14) é bastante suscetível à deformação.

No que diz respeito às misturas de base, observou-se novamente que a escória (ME20) têm uma maior resistência à deformação e a mistura ML20 foi novamente a mais frágil neste ensaio.

Os resultados que são apresentados na Tabela 23 demonstram de forma evidente que a mistura ME14 é muito menos suscetível à deformação em comparação com as restantes misturas (com outros resíduos e as convencionais correspondentes). De facto, ambas as misturas com escória tiveram taxas de deformação (WTS_{AIR}) inferiores a $0,1 \text{ mm}/10^3$ ciclos, valor este muito inferior ao das misturas convencionais. A forma irregular e rugosa da escória terá contribuído para este excelente desempenho das misturas ME14 e ME20 a temperaturas mais elevadas. Na Figura 62 é possível notar as deformações sofridas nas lajes da mistura MC14 (a) ME14 (b) e ML14 (c). Já na Figura 63 são exibidas as deformações mistura MC20 (a) ME20 (b) e ML20 (c).

Na literatura, os resultados de deformação de escória assemelham-se com os obtidos nesse trabalho. Assim, as investigações realizadas por Freitas e da Motta (2008), Masoudi *et al.* (2017) e Nguyen *et al.* (2018) mostram que as misturas com escória são mais resistentes à deformação, pois a forma irregular da escória torna as misturas menos suscetível à deformação em comparação com misturas convencionais. Na investigação realizada por Chen e Wei (2016) com escória obtida a partir de um forno com conversor de oxigénio, também foi observado que as misturas produzidas com essas escórias obtiveram menores deformações em comparação as misturas convencionais. Ao investigar a incorporação de escória em misturas temperadas, Martinho *et al.* (2018b) também observaram que as misturas que contém escórias são mais resistentes à deformação do que as convencionais. Desta forma, pode concluir-se que as escórias são mais resistentes que os agregados convencionais mesmo em diferentes tipos de misturas, comprovando assim, ser um ótimo substituto do agregado convencional.



(a)

(b)

(c)

Figura 62. Rodeiras das misturas de desgaste após o ensaio de pista: (a) mistura MC14; (b) mistura ME14; (c) mistura ML14.



(a)

(b)

(c)

Figura 63. - Rodeiras das misturas de ligação/base após realização do ensaio de pista: (a) mistura MC20; (b) mistura ME20; (c) mistura ML20.

Kamaruddin *et al.* (2010) estudaram misturas com areias de fundição e verificaram que as que possuíam maior teor de óxido de alumínio e maior rugosidade eram mais resistentes à deformação. Rodríguez-Fernández *et al.* (2019) obtiveram uma mistura com boa resistência à deformação combinando escória, areia de fundição e MF. As areias serviram para preencher regiões porosas do agregado de escória e com a rigidez do betume no MF a mistura mostrou-se muito resistente à deformação.

5.5. Caracterização dos lixiviados dos materiais em estudo

Conforme se apresentou na Secção 4.3, para as misturas de desgaste estudadas neste trabalho foi realizada uma avaliação ambiental com recurso a ensaios de lixiviação para determinar se existe algum risco adicional de serem libertados componentes indesejados para o ambiente por ação da água da chuva que pode cair sobre o pavimento. Assim, numa primeira fase estes ensaios foram realizados aos agregados graníticos e aos resíduos para se estabelecer uma comparação direta entre o agregado alternativo que se pretende incorporar nas misturas betuminosas e o agregado que é tradicionalmente utilizado, sem preocupações ambientais especiais. A seguir foi também avaliada a lixiviação das misturas betuminosas produzidas com os diferentes tipos de agregados para perceber se existe alguma retenção de metais pesados no interior das misturas após o envolvimento dos agregados com a película de betume. Uma vez mais, foram realizados ensaios à mistura com resíduos e à mistura convencional para comparar os resultados. Assim, a Tabela 24 contém os resultados de lixiviados dos agregados.

Tabela 24. Valores dos lixiviados dos agregados referentes à Tabela 2 do DL n°183/2009

Parâmetro	Valores limite para aterro de inertes)	Agregado convencional (mg/kg)	Agregado Escória (mg/kg)	Agregado Lamas (mg/kg)	Agregado Areia F. (mg/kg)	Agregado PEX (mg/kg)	Agregado MF (mg/kg)
Ph	-	9.7	10.4	10	8.4	9.5	9.9
As	0.5	0.02	0.03	0.052	0.0143	<0,01	0.03
Ba	20	0.02	1.9	0.19	0.176	0.04	0.022
Cd	0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0,04	<0,04	<0,04
Cr	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0,5	<0,5	<0,5
Cu	2	<0.25	<0.25	0.026	<0,25	<0,25	0.41
Hg	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0,01	<0,01	<0,01
Mo	0.5	<0.02	0.05	0.039	0.112	<0,02	<0,02
Ni	0.4	<0.3	<0.3	<0.2	<0,3	<0,3	<0,3
Pb	0.5	<0.3	<0.03	0.052	<0,3	<0,3	<0,3
Sb	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0,01	<0,01	<0,01
Se	0.1	<0.01	0.02	<0.01	<0,01	<0,01	0.0228
Zn	4	0.58	0.47	0.3	0.17	0.24	0.13
Cloreto	800	15	<10	596	182	25	25
Fluoreto	10	<0.5	<0.05	3.1	50	3.9	<0,5
Sulfato	1000	<100	<100	770	610	<100	<100
I Fenol	1	<0.1	<0.1	3.32	0.3	0.2	<0,1
COD	500	20	60	1910	120	40	60
SDT	4000	500	1400	5070	1900	500	480

Nota: as células assinaladas "<" significam que os valores não foram detetados pelo equipamento

Com os resultados dos lixiviados dos agregados pode-se perceber que as lamas de corte de pedra não respeitam os limites estabelecidos no DL n° 183/2009, uma vez que o seu índice de fenóis, o COD e o SDT estão acima do que é permitido. Outro resíduo que não se enquadra no tipo de aterro de inerte é a areia de fundição, que tem os fluoretos acima do que é estipulado. Assim, esse resíduo não pode ser depositado em aterro de inertes. Para o agregado convencional e para os restantes resíduos utilizados notou-se que não há lixiviação de eluatos acima do que é permitido pelo DL n°183/2009 no que respeita a deposição em aterro para inertes. Posteriormente foi realizado o estudo de lixiviados das misturas betuminosas para aplicação em camada de desgaste que incorporam esses resíduos, cujos resultados se apresentam na Tabela 25.

Tabela 25. Valores de lixiviados das misturas betuminosas com resíduos referentes à Tabela 2 do DL n°183/2009

Parâmetro	Valores limite para aterro de inertes	MC14	ME14	ML14	MA14	MP14	MMF14
		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
Ph		10.6	10	10.7	8.5	9.9	9.8
As	0.5	0.02	0.02	0.04	0.02	0.03	0.02
Ba	20	0.04	0.41	0.02	0.76	0.01	0.04
Cd	0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
Cr	0.5	<0.05	<0.5	<0.05	<0.5	<0.5	<0.5
Cu	2	<0.25	<0.25	0.36	<0.25	0.33	0.42
Hg	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Mo	0.5	<0.02	<0.02	0.04	<0.02	<0.02	<0,02
Ni	0.4	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0,3
Pb	0.5	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0,3
Sb	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Se	0.1	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.03	0.04
Zn	4	0.44	0.33	0.31	0.41	0.42	0.54
Cloreto	800	10	<10	<10	<10	15	<10
Fluoreto	10	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Sulfato	1000	<100	<100	<100	<100	<100	<100
I Fenol	1	<0.1	<0.1	0.3	0.5	<0.1	<0.1
COD	500	40	80	60	140	50	40
SDT	4000	960	1100	1500	1500	580	540

Nota: as células assinaladas "<" significam que os valores não foram detetados pelo equipamento

Comparando os resultados apresentados na Tabela 25 com os resultados da Tabela 24, compreende-se que, ao serem incorporados em misturas betuminosas, os agregados que anteriormente não cumpriam o valor padrão da Tabela 2 do DL n°183/2009 (lamas e areias) passaram a cumprir esses requisitos

legais, uma vez que os valores de índice de fenol, COD e SDT para a lama de corte de pedra e os fluoretos para a areia de fundição foram significativamente reduzidos. Deste modo, foi comprovado que o betume permite encapsular esses contaminantes ambientais, e que a utilização desses agregados alternativos oriundos da indústria, que seriam descartados em aterros, podem representar um novo paradigma na construção, alinhado com o conceito de economia circular, que permite diminuir os impactes ambientais da extração de agregados naturais e da deposição desses resíduos em aterros.

Apesar disso, convém referir que no que concerne aos resultados do índice de fenol da mistura ML é importante salientar que, tendo os agregados sido aquecidos a 165°C, é possível que uma parte deles tenham sido evaporados ao entrar em contacto com os agregados durante a produção da mistura.

Com base no que foi analisado nos resultados de lixiviação e comparando com alguns casos na literatura, observou-se que, dependendo da origem, a quantidade de fluoretos, sulfatos, cobre (Cu) e outros metais presentes nas areias de fundição variam muito. No trabalho realizado por Penkaitis e Sigolo (2012), ao analisar o lixiviado das areias observou que um dos grupos de amostras continham valores elevados de alumínio (Al), fluoretos e sódio, já no segundo grupo de amostras foi detetado acima do padrão fluoreto e sódio. Na investigação realizada por Siddique *et al.* (2010) constatou-se, também, diferenças nos valores de lixiviados das areias. Contudo, em algumas amostras foram observadas quantidades de Chumbo (Pb), Selénio (Se), Alumínio e Ferro (Fe), cujas concentrações diferem significativamente para cada areia avaliada.

No que diz respeito aos lixiviados da escória de aciaria, observa-se que os elementos lixiviáveis ficam abaixo do que a norma exige, tanto no agregado como na mistura. No trabalho realizado por Sorlini *et al.* (2012), observa-se que as escórias respeitam todos os parâmetros da legislação italiana. O mesmo ocorre com os lixiviados de escória estudados por Ferreira *et al.* (2016), respeitando os limites exigidos pela legislação portuguesa.

Relativamente às lamas de ETARI, a literatura mostra que os valores dos lixiviados são variáveis, pois dependem de vários fatores, como o tipo de rocha, tipo de tratamento, utilização de solventes para o corte e outros. Num estudo realizado por Manca *et al.* (2015), obtiveram-se diferentes concentrações de lixiviados para diferentes amostras de lamas. Uma das amostras tinha concentração elevada de sulfatos (SO₄), enquanto outra apresentava elevada concentração de nitratos (NO₃).

Para o material fresado Brantley e Townsend (1999), Brandt e De Groot (2001) e Legret *et al.* (2005) realizaram uma série de ensaios de lixiviação e as principais substâncias químicas observadas foram compostos orgânicos voláteis (VOCs), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e metais pesados. Os resultados indicaram que as amostras de MF investigadas não eram um resíduo perigoso e não lixiviam produtos químicos em quantidades superiores aos padrões definidos na legislação.

É importante referir que esses valores de lixiviados só indicam o tipo de aterro em que os resíduos podem ser depositados, contudo não os isenta de toxicidade. De acordo com Lizasoain-Arteaga *et al.* (2019) mesmo que detetado em quantidades pequenas, os lixiviados como metais pesados podem causar impactos por facilmente se ligarem quimicamente a outros compostos devido à sua afinidade eletrónica.

5.6. Caracterização das misturas aplicadas no trecho experimental

O trecho experimental foi realizado com o intuito de verificar a possibilidade de utilizar a escória de aciaria como substituto parcial do agregado convencional. Como referido na Secção 4.4, a construção do trecho decorreu nas instalações da empresa interessada que se situa no norte de Portugal e todo o processo de formulação da mistura também está descrito nessa secção.

Para validar com os resultados obtidos em laboratório foram realizados ensaios de fadiga e módulo, deformação permanente e sensibilidade a água em provetes retirados do local da obra e em provetes compactados em laboratório com amostras de misturas recolhidas no trecho experimental no momento da sua aplicação.

5.6.1. Resultados de sensibilidade à água das misturas obtidas no trecho

Como referido anteriormente as misturas trabalhadas no trecho foram uma AC 14 convencional designada por MCT14 (mistura convencional trecho AC 14) e uma mistura AC14 com incorporação de escória que será designada por MET14 (mistura escória trecho AC14), sendo essas misturas de camada de desgaste. Também foi produzida uma mistura de base/ligação AC20 convencional que será designada por MCT20 (mistura convencional AC 20) e por fim uma mistura de base/ligação com escória (MET20). Relativamente à composição granulométrica das misturas, é importante referir que elas seguem o mesmo padrão das misturas previamente apresentadas nas Secções 5.2.1 e 5.2.3.

Nas Tabelas 26 e 27 são apresentados, respetivamente, os resultados volumétricos das misturas que foram compactadas em laboratório e das misturas compactadas no próprio trecho. Ao avaliar os resultados fica evidente que há uma diferença significativa nos parâmetros de Baridade Aparente (BA) e no volume de vazios (Vv) para as distintas compactações. A transposição do estudo laboratorial para a central de produção de misturas betuminosas envolve fatores de difícil controlo, como por exemplo, a temperatura de todo processo de fabrico da mistura, bem como as questões relacionadas com o transporte e com a compactação em obra, que não têm uma correspondência direta aos procedimentos laboratoriais. Da mesma forma, as frações de agregados que se consegue introduzir na mistura na central não são as mesmas que se utilizam em laboratório, sendo necessário reajustar a fórmula de produção da mistura aquando da sua produção em central.

Tabela 26. Características volumétricas dos provetes compactados em laboratório para o ensaio ITSR

Característica	MCT20	MET20	MCT14,	MET14
BA (B) (kg/m ³)	2432	2862	2419	2877
BMT (kg/m ³)	2548	3128	2497,7	3062,5
Vv	4,6%	8,5%	3,1%	6,1%

Tabela 27. Características volumétricas dos provetes extraídos do trecho por carotagem para o ensaio de ITSR

Característica	MCT20	MET20	MCT14.	MET14
BA (B) (kg/m ³)	2399	2799	2246	2679
BMT (kg/m ³)	2548	3128	2497,7	3062,5
Vv	5,9%	10,5%	10%	12,5%

Em laboratório, a temperatura é muito controlada, quer na fase de mistura, quer na fase de compactação, o que garante uma adequada trabalhabilidade da mistura durante todo o processo. Para além disso, o equipamento que compacta esse material é igualmente controlado para aplicar cargas uniformes em todo provete. No entanto, no trecho experimental não é possível garantir que a temperatura da mistura é mantida em toda a extensão e há uma maior probabilidade de haver uma maior perda de calor no transporte da mesma até o local de aplicação. Assim, a mistura pode ficar mais rígida e difícil de compactar devido ao aumento da viscosidade do betume, originando maiores volumes de vazios.

Posteriormente à caracterização volumétrica das misturas, foi realizado o ensaio de sensibilidade à água, conforme descrito na Secção 4.2.5. Assim, nas Tabelas 28 e 29 são expostos os resultados de ITS e ITSR, referentes à sensibilidade à água das misturas compactadas em laboratório e no trecho. Com isso, observou-se que, na Tabela 28, a única mistura mais suscetível à ação da água foi a MCT20 com um

valor de ITSR menor que 70%. As outras misturas apresentaram um melhor comportamento, com valores de ITSR superiores. Na Tabela 29, que contém os resultados dos provetes cortados no trecho, notou-se genericamente uma menor resistência à ação da água, que pode ser justificada pelos valores mais elevados de porosidade desses provetes, tal como apresentado na Tabela 27.

Tabela 28. Resultados de sensibilidade a água de misturas compactadas em laboratório

Característica	MCT20L	MET20L	MCT14L	MET14L
ITSd (kN)	31,73	30,93	35,82	32,88
ITSw (kN)	19,93	23,26	33,07	30,43
ITSR	65%	75%	92%	93%

Tabela 29. Resultados de sensibilidade a água de misturas compactadas no trecho

Característica	MCT20	MET20	MCT14.	MET14
ITSd (kN)	17,32	18,60	12,30	14,63
ITSw (kN)	10,58	14,36	6,50	9,84
ITSR	61%	77%	53%	67%

Pode observar-se na Tabela 29 que os valores de ITSd e ITSw diminuíram significativamente. Isso mostra que as misturas compactadas no trecho são mais suscetíveis à ação da água. Para perceber melhor a relação entre a porosidade (volume de vazios) e a sensibilidade à água, estes dois parâmetros são apresentados em conjunto nas Figuras 64 e 65, respetivamente, para os provetes compactados em laboratório e no trecho experimental.

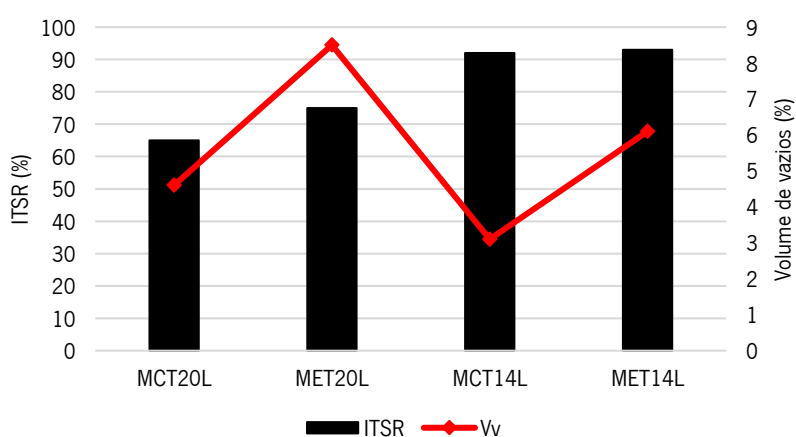


Figura 64. Relação ITSR vs Volume de vazios de misturas compactadas em laboratório

Na Figura 65 é possível verificar que o resultado de ITSR dos provetes extraídos do trecho foram influenciados pelo elevado volume de vazios, como se observa pelos resultados das misturas MET14 e a

MCT14 cujos valores de Vv atingiram os 12,5% e 10%, condicionando significativamente o valor de ITSR. A mistura MET20 foi uma exceção pois apresentou um ligeiro aumento no ITSR, mesmo com um aumento no Vv. Apesar disso, a diferença entre os resultados de Vv obtidos para os provetes dessa mistura compactados em obra e no laboratório é muito pequena, o que pode justificar parte desse comportamento excepcional por comparação com as restantes misturas compactadas em obra.

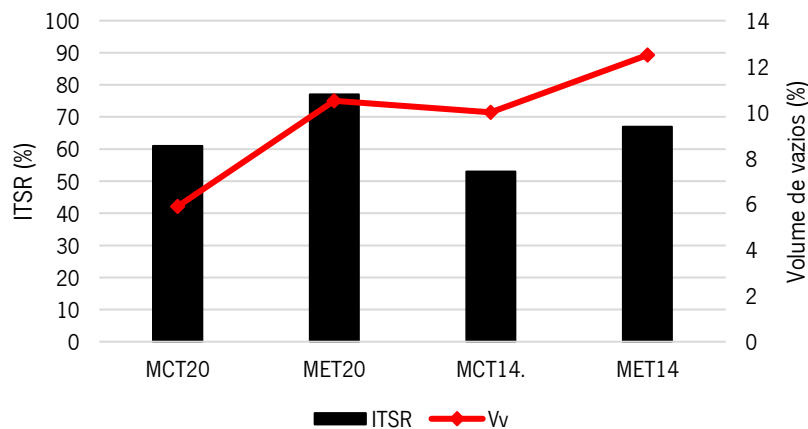


Figura 65. Relação ITSR vs Volume de vazios de misturas compactadas no trecho

De acordo com Martinho *et al.* (2018a) alguns autores esclarecem que os valores de sensibilidade à água são muito variáveis podendo ter misturas equivalentes com excelentes resultados e outras não tão favoráveis. O mesmo autor explica que um dos fatores que pode contribuir é que o agregado de escória possa absorver mais água do que os agregados convencionais. Além disso, por ser um material mais poroso e com superfícies irregulares é necessário adicionar uma maior quantidade de betume para melhorar a aderência com o agregado, justificando assim os valores elevados dos resultados.

5.6.2. Resultados de resistência à deformação permanente das misturas obtidas no trecho

Dando seguimento aos ensaios de avaliação mecânica das misturas aplicadas no trecho, a resistência à deformação permanente foi avaliada de acordo com os parâmetros e a metodologia explicada na Secção 4.2.5. Para realizar o ensaio de WTT foram extraídas do trecho lajetas de cada mistura, sendo que este estudo foi conduzido com o objetivo de examinar o desempenho das diferentes misturas com os diferentes materiais, bem como, avaliar a relação das misturas em diferentes condições de compactação (laboratório ou trecho).

Assim, na Tabela 30 são apresentados os resultados do ensaio de WTT para as misturas de desgaste (AC 14). Como é possível verificar nessa tabela, não houve uma diferença significativa entre as misturas compactadas em laboratório e as compactadas no trecho. Porém, verificou-se que as misturas com escória continuam a ser mais resistentes a deformação permanente em comparação com misturas convencionais. A Figura 66 ilustra a evolução da deformação das misturas de desgaste em função no número de ciclos, ao longo do ensaio.

Tabela 30. Resultados de deformação permanente para as misturas de desgaste aplicadas no trecho

Parâmetros	Mistura compactada no trecho		Mistura compactada no laboratório	
	MCT14.	MET14	MCT14.	MET14
WTS _{AIR} (mm/10 ³ ciclos)	0.21	0.10	0.23	0.07
PRD _{AIR} (%)	15.68	7.28	13.15	6.34
RD _{AIR} (mm)	6.62	3.08	5.30	2.54

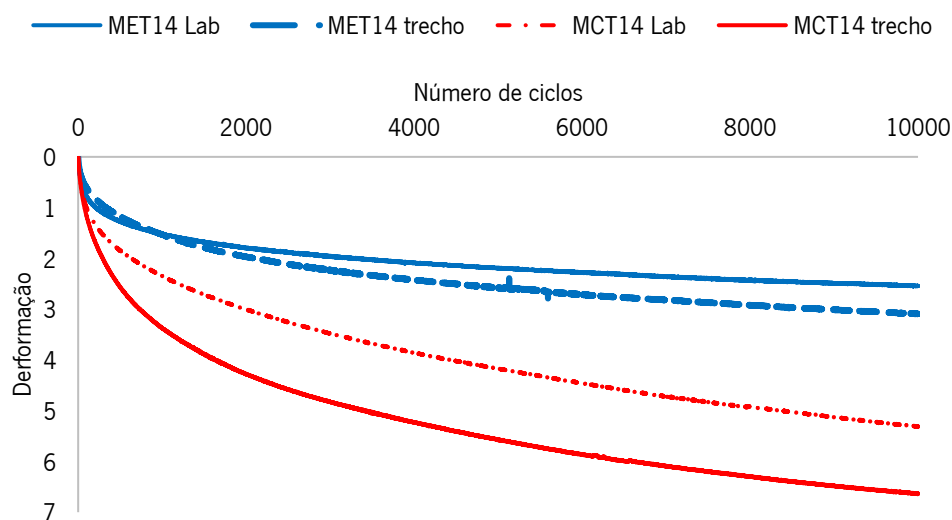


Figura 66. Evolução da deformação no ensaio de pista das misturas de desgaste aplicadas no trecho experimental

Em relação às misturas de base/ligação (AC 20) apenas foram realizados ensaios sobre as misturas compactados no trecho, pois a amostra de mistura recolhida no dia da aplicação em obra não foi suficiente para poder compactar as lajetas deste ensaio no laboratório. Assim, observou-se que a mistura com escória (MET20) foi mais resistente à deformação permanente do que a mistura convencional (MCT20). Apesar disso, a diferença de desempenho entre as duas misturas foi reduzida, conforme se verifica pela análise da Tabela 31 e da Figura 67.

Tabela 31 Resultados de deformação permanente para as misturas de base/ligação aplicadas no trecho

Parâmetros	Misturas compactadas no trecho	
	MCT20	MET20
WTS _{AIR} (mm/10 ³ ciclos)	0.11	0.08
PRD _{AIR} (%)	6.34	4.95
RD _{AIR} (mm)	3.48	2.73

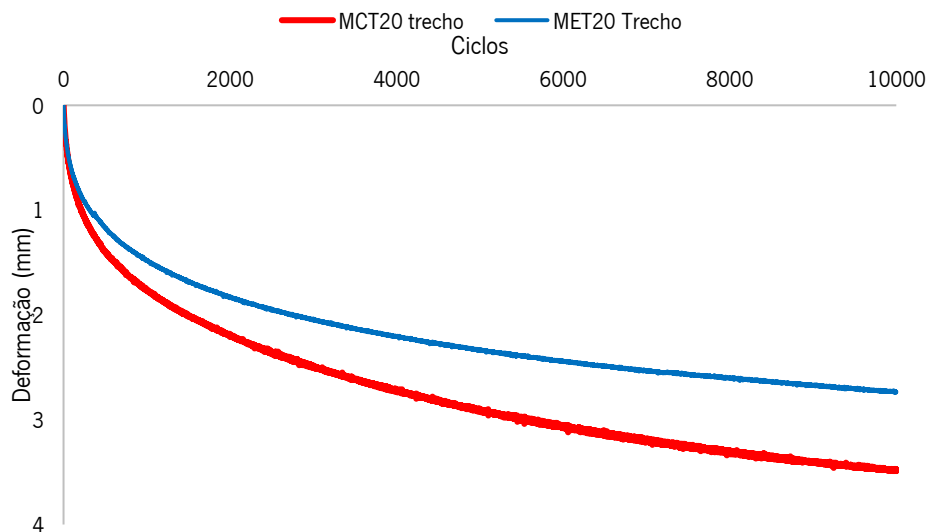


Figura 67. Evolução da deformação no ensaio de pista com as misturas de base/ligação aplicadas no trecho experimental

Em resumo, verificou-se que as misturas com escória têm um comportamento superior ao das misturas convencionais no que diz respeito à resistência à deformação permanente, o que se deve essencialmente à maior rugosidade e porosidade dos agregados de escória que permitem uma melhor ligação ao ligante, conferindo assim mais estabilidade à mistura.

5.6.3. Resultados de módulo de rigidez das misturas obtidas no trecho

Como descrito na Secção 4.2.7, de forma a ter mais conhecimento das misturas trabalhadas no trecho experimental, foi efetuado o ensaio de módulo de rigidez à temperatura de 20°C, variando as frequências de aplicação da carga. Dessa forma, os resultados obtidos permitem analisar o comportamento viscoelástico dos materiais betuminosos utilizados no trecho. Nas Figuras 68 e 69, apresentam-se os principais resultados obtidos neste ensaio (evolução do módulo de rigidez e ângulo de fase com a frequência) à temperatura de 20 °C, salientando-se em seguida os valores do módulo a 8 Hz (Figura 70)

por corresponder às condições de ensaio referidas na norma EN 13108-20, onde se definem as condições para a realização dos ensaios de tipo de misturas betuminosas.

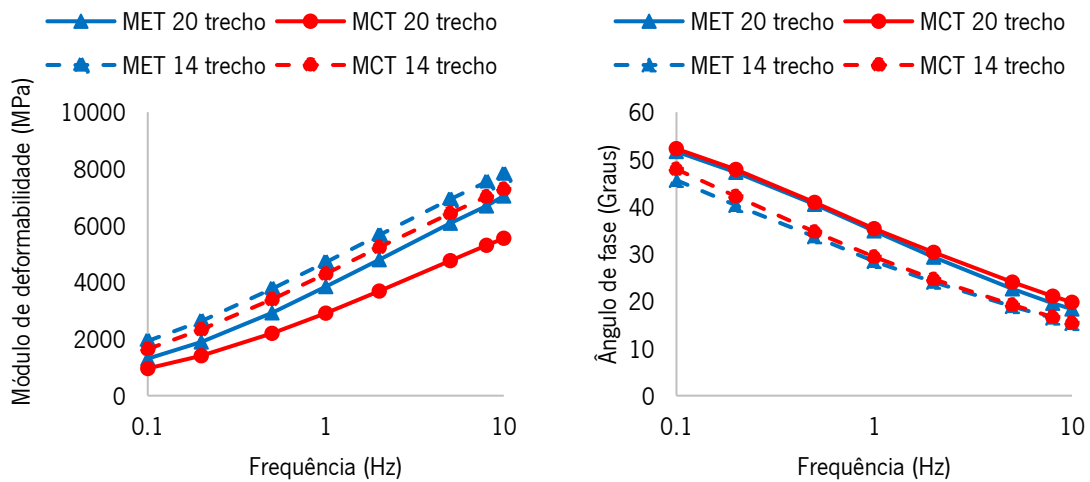


Figura 68. Resultados de módulo de rigidez e ângulo de fase das misturas compactadas no trecho

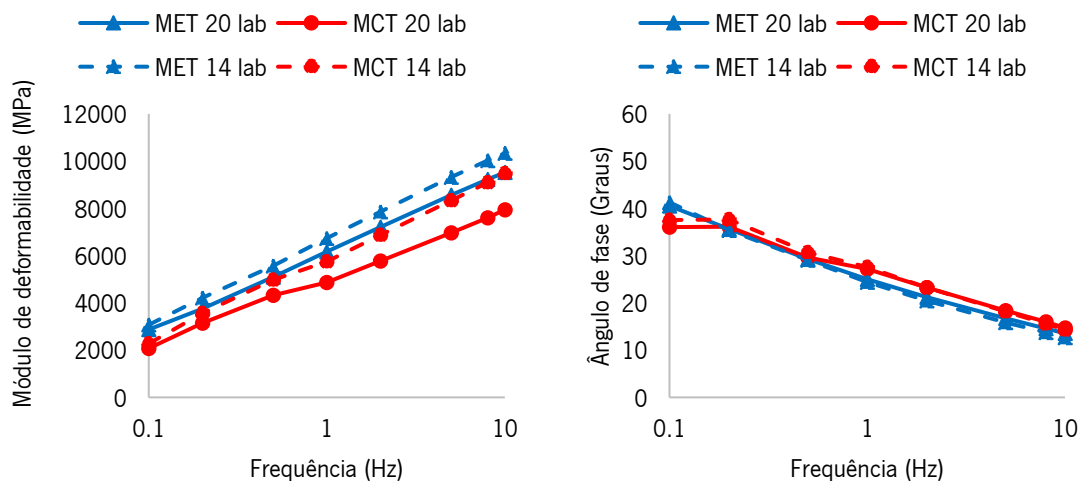


Figura 69. Resultados de módulo de rigidez e ângulo de fase das misturas compactas em laboratório

Com base nestes resultados é possível concluir que a incorporação de escória tem pouca influência na variação do módulo de rigidez e ângulo de fase das misturas betuminosas, causando apenas um ligeiro aumento do módulo em relação à mistura convencional. Também é visível que o módulo de rigidez das misturas a utilizar em camada de ligação/base é um pouco inferior ao das misturas a utilizar em camada de desgaste. Essa situação não é habitual, mas convém lembrar que neste trabalho ambas as misturas foram produzidas com a mesma percentagem de betume, o que pode ajudar a explicar os resultados de módulo ligeiramente inferiores das misturas de base (como têm menos superfície específica, a espessura

do filme de betume poderá ser maior, reduzindo o contacto entre os agregados e, conseqüentemente, o módulo de rigidez).

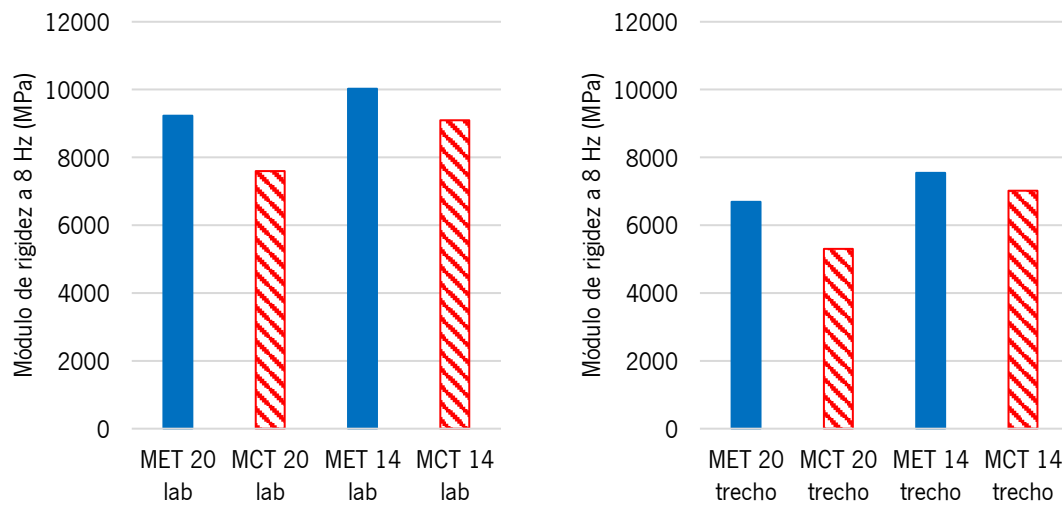


Figura 70. Módulos de rigidez das misturas estudadas nas condições de ensaio referidas na norma EN 13108-20 (frequência de 8 Hz e temperatura de 20 °C).

5.6.4. Resultados de resistência ao fendilhamento por fadiga das misturas obtidas no trecho

No que diz respeito à análise da resistência à fadiga das misturas produzidas em central para a construção do trecho, na Figura 71 apresentam-se os resultados para as misturas AC14 compactadas em laboratório e no trecho e na Figura 72 as misturas AC20 obtidas em condições idênticas.

Na Figura 71 apresenta-se o principal resultado obtido nesse ensaio, realizado à temperatura de 20 °C, que consiste na determinação das leis de fadiga das várias misturas betuminosas em estudo. Com este ensaio constatou-se que as misturas com escória (MET14) têm menor vida a fadiga, em comparação as misturas convencionais (MCT14). Adicionalmente, observou-se que a MCT14 Lab é a que possui a maior vida a fadiga, enquanto a MET14 trecho possui a menor.

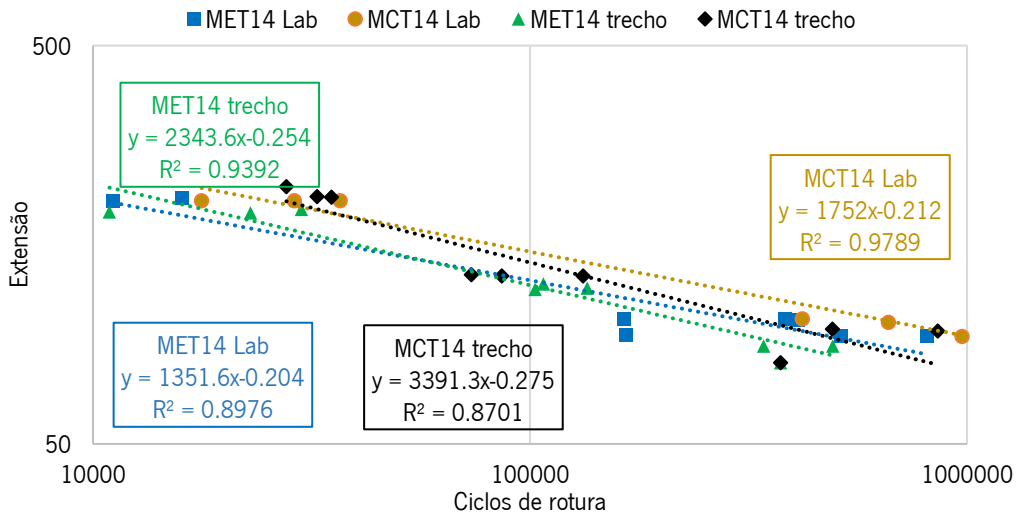


Figura 71. Lei de fadiga das misturas AC14

Na Figura 72 são exibidos os resultados de fadiga das misturas AC20, onde se notou novamente que as misturas convencionais têm maior vida a fadiga do que as misturas com escória.

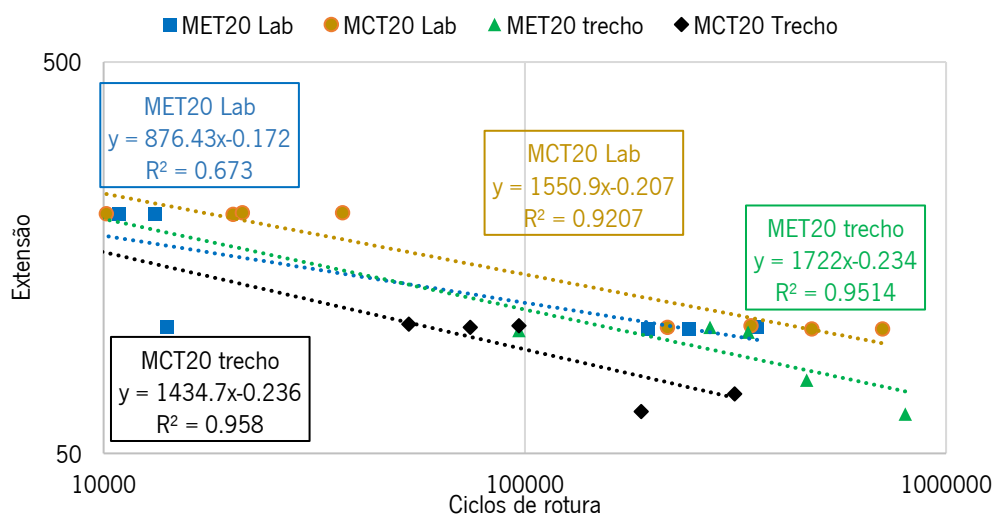


Figura 72. Lei de fadiga das misturas AC20.

Com base nos resultados apresentados nas Figuras 71 e 72, é possível determinar a resistência a fadiga das misturas pelo número de ciclos até a rotura decorrente da aplicação de uma extensão de tração de 100×10^{-6} , conhecido como N_{100} e a extensão de tração que origina a uma resistência à fadiga de 1×10^6 ciclos conhecida como ϵ_6 (Abreu, 2017, Fernandes, 2018). Na Tabela 32 apresentam-se parâmetros de N_{100} e de ϵ_6 obtidos para estas misturas.

Tabela 32. Propriedades das leis de fadiga das misturas aplicadas no trecho experimental

Misturas	Parâmetros da Costa (2010) Lei de Fadiga			N_{100}	ϵ_6
	a	b	R^2		
MET14 Lab	1351,644568	-0,204	0,898	3,44E+05	80,41
MCT14 Lab	1751,953	-0,212	0,979	7,17E+05	93,17
MET14 trecho	2343,614	-0,254	0,939	2,42E+05	69,67
MCT14 trecho	3391,332	-0,275	0,870	3,65E+05	75,75
MET20 Lab	876,430	-0,172	0,673	1,93+03	81,69
MCT20 Lab	1550,949	-0,207	0,921	4,02+03	89,00
MET20 trecho	1721,985	-0,234	0,951	5,08+03	67,57
MCT20 Trecho	1434,745	-0,236	0,958	4,30+03	55,20

Os resultados desses parâmetros confirmam que as misturas convencionais tiveram um desempenho superior ao das misturas com escória. Pode-se notar, também que as misturas AC 14 foram mais resistentes à fadiga do que as misturas AC20. Além disso, de uma forma global constatou-se que a resistência à fadiga das várias misturas betuminosas estudadas não é muito elevada. Isso porque, ao comparar com as misturas convencionais estudadas quer por Abreu (2017), quer por Fernandes (2018), verificou-se que os parâmetros de N_{100} e de ϵ_6 dessas misturas são superiores aos apresentados na Tabela 32 deste trabalho. Nos resultados de resistência à fadiga realizados por Fakhri e Ahmadi (2017) a sua mistura convencional obteve uma menor resistência a fadiga comparada com a mistura com escória. No entanto, esses autores utilizaram uma percentagem de betume superior (5.8%), o que influenciou de forma significativa a resistência à fadiga. Kavussi e Qazizadeh (2014), ao avaliar a vida à fadiga de misturas com várias percentagens de incorporação (25, 50, 75 e 100%) de escórias de aciaria, observaram que essas misturas têm melhor resistência a fadiga em comparação com as misturas convencionais, contudo o betume utilizado por esses autores é um betume mais mole (de acordo com ensaio de penetração realizado).

Com os resultados de fadiga obtidos e por comparação com alguns trabalhos encontrados na literatura foi refletido que a utilização de um betume base com um valor de penetração reduzido (Secção 5.1) pode estar a influenciar o desempenho à fadiga das misturas, que por serem mais rígidas (menos flexíveis) podem sofrer fendilhamento de forma mais rápida. A ligeira redução da resistência à fadiga ao utilizar a escória pode estar a acontecer devido a uma situação diferente, que resultará essencialmente da maior porosidade desse material. Essa porosidade resulta numa maior absorção de betume, ficando menos betume livre para formar o mástique, reduzindo a elasticidade da mistura quando sujeita a carregamentos repetidos, tornando-a assim menos flexível e resistente ao fendilhamento.

6. Avaliação do impacte ambiental das misturas betuminosas estudadas

Como elucidado na Secção 2.3 deste trabalho, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta e uma técnica que ajuda a quantificar e identificar os impactes ambientais associados a um processo industrial, produto, ou atividades, sendo esses impactes quantificados através de um balanço de materiais e energia utilizada ao longo da cadeia produtiva. Neste capítulo, será apresentada com detalhe cada etapa elucidada anteriormente, apresentando todo o enquadramento do estudo e justificando os sistemas de cortes e fronteiras utilizadas. Neste capítulo também será apresentada a análise de inventário, o tipo de *software* utilizado e as metodologias de impactes escolhidas.

A ACV realizada para este trabalho seguiu os princípios e estrutura da norma ISO 14040 (2004) que é dividida em quatro etapas: a definição de objetivos e do âmbito, criação do inventário e sua análise, avaliação do impacte ambiental e a interpretação dos resultados. Conforme se apresenta na Figura 73, inicialmente procedeu-se à definição dos objetivos e do âmbito para a ACV aplicada e, de seguida, foram realizadas as recolhas de dados para criar o inventário de ciclo de vida. Para a recolha de dados inicialmente realizou-se inicialmente um questionário para a empresa que colaborou neste trabalho, onde foram solicitados dados de consumo de recursos, materiais, emissões entre outros. Além dos questionários, foram recolhidos dados na base de dados do *Software* GaBi e também, foi necessário recorrer a artigos científicos e dados de institutos governamentais para complementar algumas informações.

A partir das informações recolhidas, foi criado o ICV (Inventário de Ciclo de Vida). Nesta fase, os dados recolhidos foram tratados para poder quantificar e definir as fronteiras e os *inputs* e *outputs* de cada processo ou sistema. Com o inventário finalizado iniciou-se a avaliação dos impactes ambientais de cada categoria com a metodologia *midpoint*, ou seja, um método orientado para o dano ambiental que é causado para cada mistura apresentada nos capítulos anteriores deste trabalho, nomeadamente, a mistura convencional (MC), mistura com escória (ME), mistura com material fresado (MMF), mistura com lamas de corte de pedras ornamentais (ML), mistura com polietileno reticulado (MP) e mistura com areia de fundição (MAF).

Por fim foi realizada a compilação de todos os resultados obtidos, com os quais, segundo a ISO 14040 (2004), é importante realizar uma análise de sensibilidade entre diferentes cenários para constatar a validade do estudo.

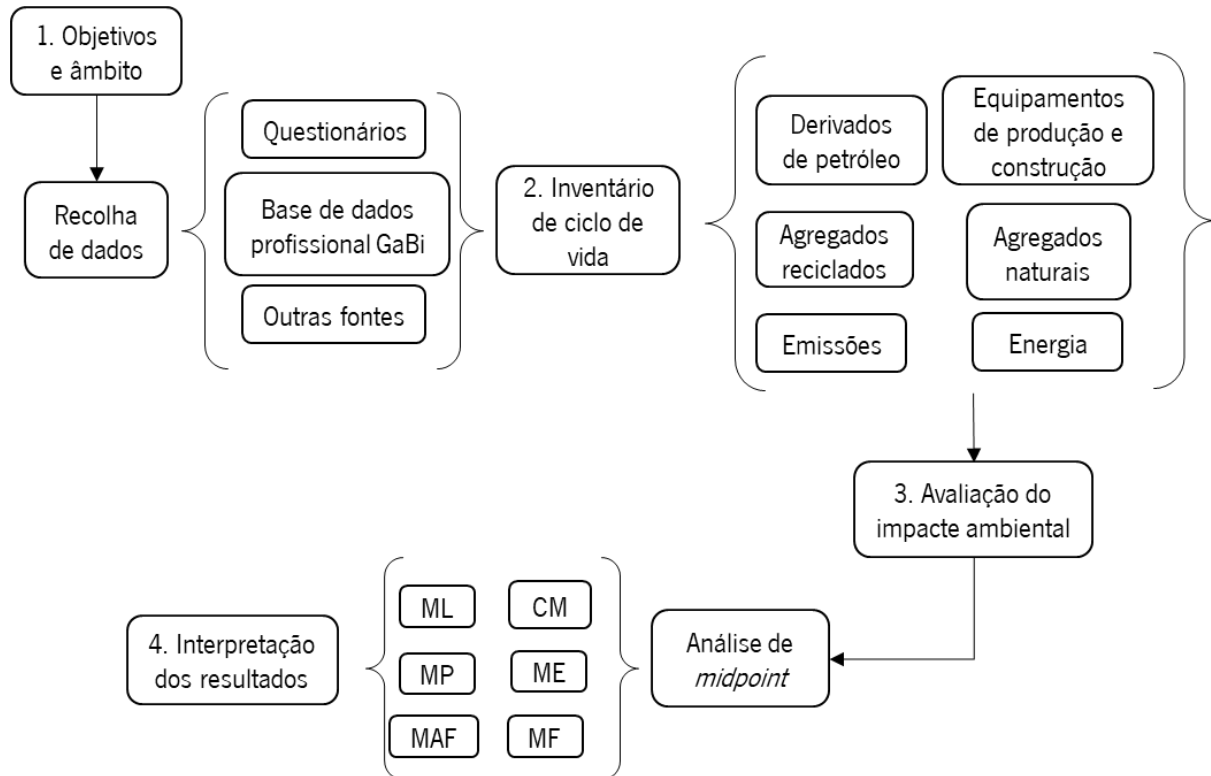


Figura 73. Etapas da ACV realizada neste trabalho.

6.1. Definição do objetivo e âmbito do estudo de ACV

Para a conceção do objetivo e âmbito deste trabalho foram aplicadas orientações baseadas na norma ISO 14040 (ISO, 2004). Essas orientações devem ser descritas em qualquer estudo de ACV de maneira a clarificar o entendimento do mesmo. A norma ISO 14040 (2004) recomenda que se explique a razão da realização do estudo de ACV, mostrando assim, as aplicações pretendidas, os pressupostos do método e as limitações do estudo e dos impactos considerados e o público-alvo. Também é importante definir com exatidão qual é a unidade funcional e o fluxo de referência, os dados necessários para criar o ICV, o tipo de estrutura de modelação de ICV, os limites e fronteiras temporais e espaciais do sistema e as necessidades de revisão crítica.

Com base no que foi descrito anteriormente, o principal objetivo desta ACV foi a realização de uma avaliação do “berço ao túmulo” de maneira a comparar o desempenho ambiental de pavimentos betuminosos com incorporação de diferentes resíduos, para verificar qual é a melhor alternativa do ponto

de vista ambiental. Este estudo pretende quantificar os impactes ambientais da utilização dos diferentes resíduos, com o pressuposto de que as misturas com material reciclado tenham menores impactes ambientais. Para obtenção de tais resultados foi escolhido o *software* GaBi, por ser um software com uma base de dados adequada, frequentemente utilizado para ACVs industriais. Este software foi disponibilizado pelo CVR. a avaliação deste estudo foi fundamental para validar os resultados obtidos na parte laboratorial desta tese de doutoramento, sendo o público-alvo a comunidade académica e a empresa que forneceu os materiais, as informações para a ACV e que construiu o trecho experimental referido na Secção 4.4.

No que concerne às limitações desta avaliação estão as fronteiras geográficas, pois esse estudo abrange dados que se aplicam em boa parte a Portugal, nomeadamente, a obtenção e distribuição de energia elétrica, a refinação de matéria-prima, os fatores climáticos e as emissões de produção de misturas betuminosas. Assim, a replicação deste estudo em outras áreas geográficas deverá ser realizada com cautela. Relativamente aos equipamentos, tecnologias e meios de transporte, não foram considerados os impactes referentes a cada equipamento, mas sim o total do consumo energético em cada processo como será explicado na Secção 6.2.1. Na estrutura do pavimento só se avaliaram as camadas betuminosas, com misturas do tipo AC 14 e AC 20, não tendo sido considerados os impactes e processos de preparação e decapagem do solo, terraplanagem, construção e aplicação das camadas granulares, por se considerar que as quantidades envolvidas não seriam diferentes entre as várias alternativas em estudo. Apesar disso, pode considerar-se que esta é uma limitação do estudo. Outra limitação relacionada com a estrutura é o facto de esta apenas ter sido dimensionada para três níveis de tráfego, não sendo possível generalizar o estudo para níveis de tráfego diferentes dos considerados.

A normalização foi feita para relacionar as pontuações de impacte com as atividades sociais da União Europeia. É importante referir que alguns dos fatores de normalização de categorias de impacte não foram aplicados por diferenças de unidades com a metodologia utilizada.

A metodologia de impacte considerada neste estudo foi a metodologia *ReCiPe* em impactes de *midpoint* (H). Esta metodologia “fornece uma receita para calcular os indicadores de categoria de impacte do ciclo de vida”, é recomendada para regiões geográficas de clima temperados (continental e oceânico).

Como já foi referido, a estrutura do pavimento é escolhida em função do tráfego. Assim, foram estipuladas três estruturas, uma para resistir às ações de um nível de tráfego intermédio (T4) que será

a estrutura de referência usada neste trabalho, uma para resistir a um nível de tráfego baixo (T6) e uma para um nível de tráfego elevado (T1), sendo estes considerados cenários alternativos. É importante referir que para o dimensionamento do pavimento betuminoso é realizado tendo por base as cargas dos veículos pesados (massa igual ou superior a 3,5 toneladas), cujas categorias são classificadas, de acordo com o Manual de Conceção de Pavimentos para a Rede Rodoviária Nacional (MACOPAV) da antiga JAE (1995), em oito tipologias de tráfego médio diário anual de veículos pesados (TMDAp), como apresentado na Tabela 33. A escolha do cenário T4 como estrutura padrão deve-se ao facto de ser uma estrutura intermédia que representa um número elevado de estradas nacionais da rede rodoviária nacional.

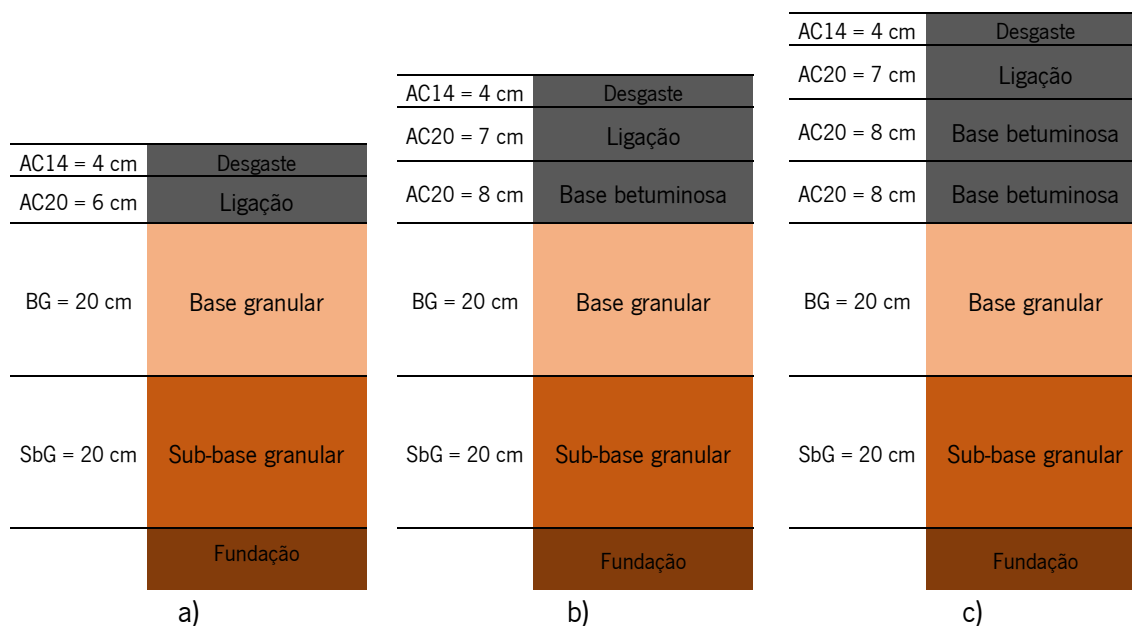
Tabela 33. Classes de tráfego consideradas no MACOPAV (JAE, 1995)

Classe	TMDA
T7	<50
T6	50 – 150
T5	150 – 300
T4	300 – 500
T3	500 – 800
T2	800 – 1200
T1	1200 – 2000
T0	>2000

O dimensionamento da estrutura para cada tipo tráfego foi realizado de acordo com o MACOPAV (JAE, 1995), e usando também as recomendações do Caderno de Encargos Estradas de Portugal (2014b). Assim, as dimensões das camadas betuminosas para a estrutura de tráfego T6 foram 4 cm de espessura para a camada de desgaste (AC14) e 6 cm para a camada de ligação (AC 20); para a estrutura T4 obteve-se uma camada de desgaste (AC 14) com 4 cm de espessura e duas camadas de ligação e base (AC 20, com 7 e 8 cm de espessura, respetivamente; por fim, a estrutura T1 conteve uma camada de desgaste (AC 14) de 4 cm e três camadas de ligação e base (AC 20) sendo uma com 7 cm e duas com 8 cm de espessura, como ilustra a Figura 74.

Em relação à unidade funcional e ao fluxo de referência deste estudo, estes foram definidos numa sessão de “*brainstorm*” com especialistas na área de ACV e na área de pavimentos. Assim, a unidade funcional definida foi o impacte da incorporação de resíduos nas camadas ligadas de uma via rodoviária do tipo estrada nacional, com 7 metros de largura, divididos em duas vias de 3,5 metros cada, e com 1 quilómetro de comprimento, na região de Braga, em Portugal. No dimensionamento considerou-se um período de vida de 21 anos para um tráfego T4. Com isso, o fluxo de referência foi definido como

“pavimento betuminoso” que abrange todos os cenários, independentemente do resíduo incorporado, facilitando assim a comparação entre o impacto final de todos os fluxos de referência.



Legenda: AC – “Asphalt Concrete” (Betão betuminoso); BG – Base Granular; SbG – Sub-base Granular

Figura 74. Estruturas de pavimentos usadas nos diferentes cenários da ACV: a) Tráfego T6; b) Tráfego T4; c) Tráfego T1

Como já foi referido, neste trabalho aplicou-se o sistema de fronteiras e fluxos “do berço ao túmulo” que abrange a extração de matéria-prima, refinação, produção, utilização e fim de vida para o pavimento. Essa técnica divide o ciclo de vida em várias etapas ou fases o que ajuda a contabilizar os impactos por cada etapa de processo citado anteriormente. Neste estudo as fronteiras foram divididas em 5 fases onde: (I) é caracterizada pela obtenção de recursos e produção dos pavimentos betuminosos; (II) é a fase de construção dos pavimentos betuminosos; (III) é a fase de uso; (IV) é a fase de reabilitação; (V) é o fim de vida. A representação da estrutura de fronteiras do modelo aplicado neste estudo é apresentada na Figura 75. Essa representação esquemática das fronteiras e suas fases forma a base para a análise de inventário e o estudo da avaliação do ciclo de vida.

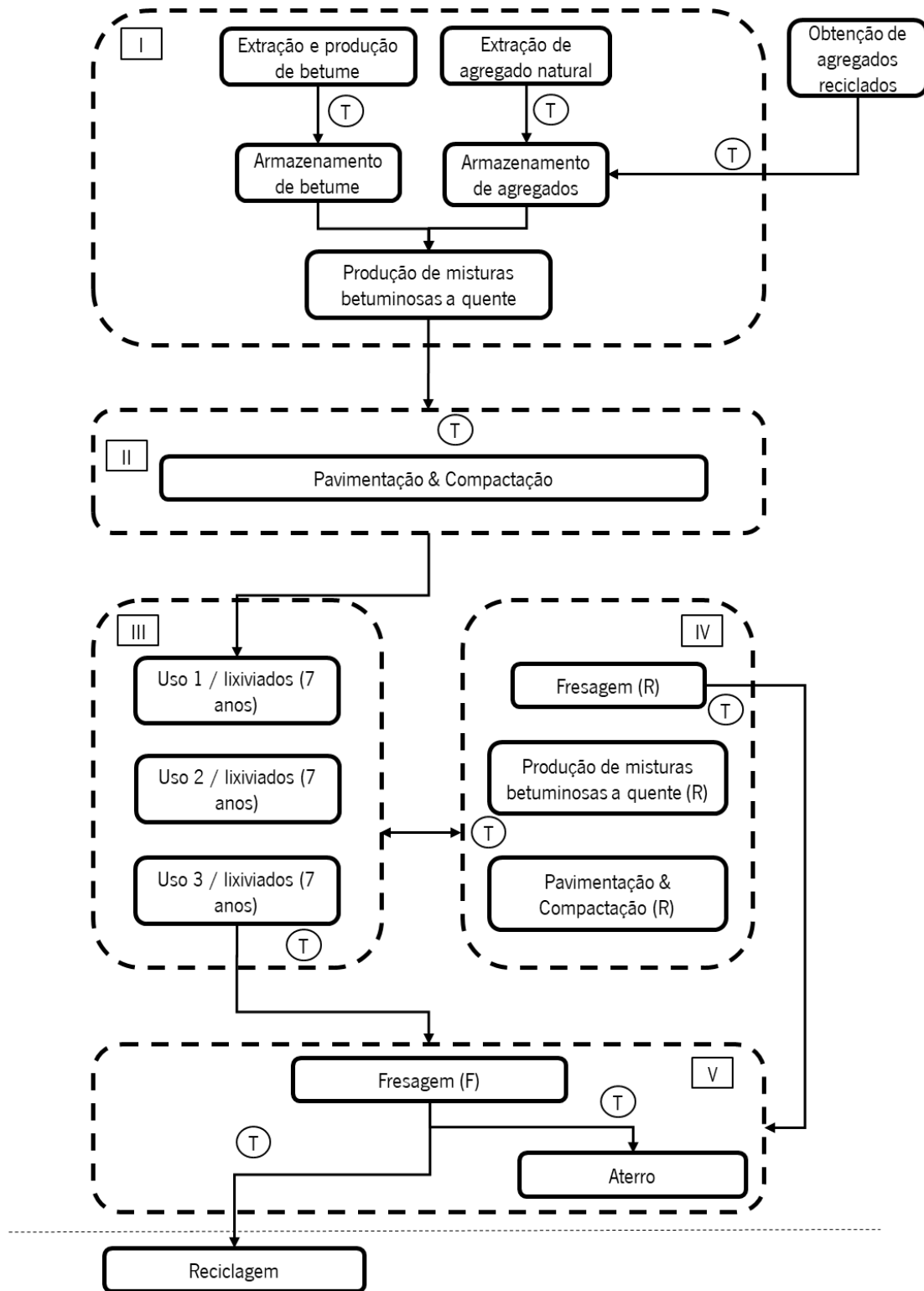


Figura 75 Fluxo do Modelo do Sistema fronteiras.

Na fase ou processo (I) são ponderados os *inputs* e *outputs* essenciais para este estudo de ACV que compreende as atividades de extração do betume e dos agregados naturais. Não foram considerados os processos da origem dos agregados reciclados tendo em vista que entraram no estudo como um crédito, pelo simples facto de não serem depositados em aterros e por substituírem os agregados convencionais

sendo considerados neste trabalho como estando fora da fronteira. Dentro da fronteira, encontram-se os armazenamentos desses materiais nas instalações da empresa, pois tanto os agregados como o betume produzem impactos ambientais nesta fase. Exemplos desses impactos são a produção de lixiviados oriundos dos agregados e o consumo energético para aquecer o betume até o momento de produzir a mistura. É importante referir que o impacto do transporte de obtenção da matéria-prima para produzir o pavimento, está incluído nesta fronteira de maneira global, não sendo um processo individual.

A fase (II) é caracterizada pelo processo de produção e aplicação das misturas betuminosas no pavimento na rodovia, onde foram contabilizados os impactos relacionados com as emissões dos equipamentos necessários para a construção, as emissões da mistura e do transporte da mistura até o local da obra.

A fase de uso ou o processo (III) só abrange o efeito climático relacionado a precipitação sobre o pavimento, com o intuito de verificar os impactos causados pelos lixiviados dos materiais de pavimentação aplicados na camada de desgaste, tal como foi apresentado na Seção 5.5. Essa fase foi dividida em três etapas, pois seu horizonte temporal foi estipulado durante 7 anos de vida útil para cada uso que é interrompido pela realização de uma reabilitação da camada de desgaste. Assim a fase (IV), que corresponde à reabilitação, é aplicada no fim do “uso 1” e “uso 2”, compreendendo a fresagem e substituição da camada de desgaste (AC 14).

É importante referir que na fase (IV), o processo “Produção de misturas betuminosas a quente (R)” abrange também a obtenção de matéria-prima e o seu armazenamento até ao momento de construir a camada AC 14. O processo “fresagem (R)” está relacionado com a remoção da camada AC14 no final dos 7 anos, onde foi considerado que 50% do material removido será reciclado e 50% encaminhado para aterro. Essa decisão visa considerar um cenário mais exigente a nível ambiental, onde uma parte do pavimento é passível de reciclagem e outra não, o que vem ao encontro de algumas práticas na atualidade (Balaguera *et al.*, 2018, Guðmundsdóttir, 2018, Zheng *et al.*, 2019).

A fase (V) contempla o fim de vida do pavimento. Sendo assim, foi considerada a remoção total das camadas betuminosas do pavimento por fresagem, onde 50% desse material seria depositado em aterro e 50% seria enviado para a reciclagem. Neste caso, o processo de reciclagem ficou fora da fronteira por não existirem dados suficientes para considerar a reciclagem em central de todos os resíduos em estudo e cuja incorporação nas misturas foi considerada nos diferentes cenários. Contudo, no final do ciclo é dado um crédito à mistura enviada para o processo de reciclagem.

6.2. Análise do inventário de ciclo de vida

Como explicado anteriormente no Capítulo 2 a análise de inventário é fundamentada na compilação de todos os dados recolhidos dos processos da ACV. Os “*inputs*” e de “*outputs*” constituem o modelo de cálculo para o balanço de massa. Assim, a análise de inventário inclui os parâmetros básicos de emissão, recursos e energia para as diferentes fases (Stripple, 2001).

Os dados do inventário deste estudo foram recolhidos de acordo com as cinco fases do ciclo de vida, tendo como modelo a Figura 78. O nível de detalhe do inventário é maior nas fases (I), (II) e (IV) tendo em vista que são as fases que mais consomem recursos naturais. Assim, nesta secção serão descritos os processos de obtenção dos dados, a constituição dos “*inputs*” e “*outputs*” que modelam o inventário e será analisada a qualidade dos dados.

6.2.1. Origens e recolha de dados

Como referido no Capítulo 2, a recolha de dados para a ACV pode ser realizada diretamente na fonte através de medições, ou através de pesquisa em bases de dados ou artigos científicos e literatura relevantes.

Neste estudo, a obtenção dos dados englobou essas três fontes. Inicialmente foi produzido um questionário (Anexo B) para a empresa construtora do trecho, solicitando informações sobre o consumo de matérias-primas e emissões referentes à produção de misturas betuminosas a quente, e sobre os equipamentos utilizados e seus respetivos consumos energéticos.

É importante referir que alguns dados que não foram fornecidos pela empresa foram adquiridos na base de dados do *software* GaBi na sua versão *professional* que contém dados com credibilidade. Também foi necessário recorrer a alguns artigos científicos e relatórios que ajudaram a obter dados relevantes para este estudo.

A obtenção de dados para este estudo é dividida em dois grandes grupos: recursos e emissões, onde os recursos abrangem a obtenção de betume, agregados, combustível e energia, já as emissões são referentes aos processos utilizados em cada fase (I, II, III, IV e V) como ilustrado na Figura 75.

No que concerne à obtenção do betume, os dados de extração, refinação e distribuição foram recolhidos da base de dados do GaBi selecionando a fronteira geográfica de Portugal. Ao recolher essas informações foi verificado que o petróleo para produção de betume pode ser extraído da Venezuela, Brasil, Moçambique, Angola e Timor-Leste, mas, a refinação do petróleo para betume é realizado em Portugal. Para os combustíveis, as origens são as mesmas do betume, mas a refinação pode ser realizada em Portugal ou Espanha. No que diz respeito aos dados de consumo desses recursos, as quantidades de betume necessárias para cada mistura foram definidas em função do estudo laboratorial apresentado nos Capítulos 4 e 5. Em relação ao combustível utilizado em todo o processo, os valores de consumo foram estipulados e calculados com base em artigos científicos, relatórios e de acordo com dados dos equipamentos utilizados, como será explicado em maior detalhe na Secção 6.2.2

Os dados da energia foram obtidos de dois modos. Para modelar na ACV os dados referentes à produção e distribuição de energia foram recolhidos pela base de dados do GaBi com fronteira geográfica para Portugal. Dessa forma, foi aferido que a energia é obtida através de um “mix energético” que abrange diversas fontes, tanto renováveis como hídrica e eólica, e fontes não renováveis como carvão e gás natural. Os dados de consumo foram obtidos através do questionário para a empresa.

Os dados sobre extração e produção dos agregados naturais foram obtidos da base de dados do GaBi, onde as origens dos agregados estão geograficamente em Portugal. O mesmo se aplica aos agregados reciclados, apesar de os valores referentes ao tratamento desses materiais terem sido colocados fora da fronteira, como explicados na Secção 6.1. No que se refere aos *inputs* dos agregados, esses foram modelados de acordo as características volumétricas das misturas apresentadas na Secção 5.2.

A obtenção de dados de emissões abrange as emissões para atmosfera como os gases com efeito de estufa, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), os compostos orgânicos voláteis (COVs) e as emissões para a terra e água como os lixiviados. Estas são originárias de diversas fontes e os dados referentes às extrações e processamentos dos recursos naturais utilizados neste trabalho foram obtidos pela base de dados do GaBi, enquanto os da produção da mistura foram recolhidos através do questionário respondido pela empresa. As emissões dos equipamentos foram quantificadas através de valores obtidos na literatura que correspondessem à realidade do estudo. Os lixiviados foram obtidos através dos ensaios de lixiviação apresentados na Secção 5.5.

Como referido no objetivo e âmbito (Secção 6.1) os subprocessos como transporte não foram contabilizados individualmente e sim de maneira global dentro da fronteira pertencente. O referido facto ocorreu devido a falta de dados mais reais sobre o tipo de transporte e suas características, como por exemplo, consumo, emissões e capacidades de carga. Dessa forma, os dados sobre os transportes foram obtidos da base de dados utilizando um transporte genérico.

6.2.2. Compilação e modelação dos dados de ICV

Esta etapa da construção do inventário contém as informações sobre os dados recolhidos, as unidades utilizadas, as premissas sobre como foi modelado e a interpretação dos dados. A recolha e a aplicação dos dados são explicadas nesta secção de acordo com as fases da ACV deste estudo (Figura 75). É importante referir que os dados aqui apresentados aplicam-se à estrutura do pavimento T4, que se apresentam mais detalhadamente no Anexo C. Os dados referentes às estruturas dos cenários alternativos (T6 e T1) podem ser encontrados nos anexos D e E, respetivamente.

Antes de iniciar o estudo da produção da mistura betuminosa na fase (I) foi fundamental ter conhecimento da quantidade de material necessário e as dimensões da estrada para poder modelar a estrutura do pavimento. Assim, como referido na Secção 6.1 e com base na unidade funcional e estrutura do pavimento (Figura 74 b), foi calculado o volume total bruto para cada camada betuminosa, multiplicando o valor da espessura pelo comprimento e largura. Com o volume de cada camada, determinou-se a massa da mistura multiplicando-o pela baridade aparente (B.A), cujos valores de cada mistura foram apresentados na Secção 5.2. Como referido anteriormente, uma mistura betuminosa tem genericamente uma composição em que 95% da sua massa é constituída por agregados e 5% é referente à massa do betume. Assim, as quantidades de cada material foram obtidas multiplicando a massa total da mistura foi por esses fatores (0,95 para agregados e 0,05 para betume). Para as misturas com resíduos, repete-se todo esse procedimento, tendo em conta as percentagens de incorporação de cada resíduo apresentadas na Tabela 34 para as diferentes misturas. A Tabela 35 mostra os dados e quantidade de material necessária para cada mistura, referentes à fase (I). Os dados de *inputs* de agregados e betumes foram calculados através do estudo realizado no laboratório e no trecho experimental, enquanto os dados de *outputs* da produção de mistura correspondem ao somatório apresentado na parte inferior da Tabela 35.

Tabela 34. Percentagem de incorporação dos resíduos nas misturas betuminosas

Misturas/resíduos	Escória	Areia de fundição	Lamas de rochas	Polímero (PEX)	Material fresado
AC 14	75	5	3	3,6	50
AC 20	75	12	3	3,6	50

Tabela 35. Quantidade de material usado para modelar o cenário T4

Material/cenários	MC	ME	MAF	ML	MP	MMF
Agregados naturais (kg)	3001212	861591	2691135	2963166	2890347	1533454
Agregados de escória (kg)	0	2584772	0	0	0	0
Agregados de areia Fundição (kg)	0	0	316128	0	0	0
Agregados de lamas (kg)	0	0	0	91644	0	0
Agregado PEX (kg)	0	0	0	0	0	107938
Agregados M.F (kg)	0	0	0	0	1533454	0
Betume (kg)	157958	181387	158277	160780	157804	79445
Total (kg)	3159170	3627750	3165540	3215590	3156090	3146353

No que concerne aos dados sobre a distância percorrida pelos transportes, para aquisição dos materiais, estes foram fornecidos pela empresa. A mesma explicitou que os agregados e betume estão em média situados a distância de 50 quilómetros de raio. Como referido anteriormente, não foi possível obter informações sobre o tipo de transporte utilizado em cada operação. Assim, foi utilizado um modelo genérico fornecido pela base de dados do GaBi.

Os dados de entradas dos lixiviados dos agregados referentes ao armazenamento foram calculados com base nos dados do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), aplicando o boletim climatológico referente ao ano de 2017/2018 onde foi observado que para a região de Portugal continental o índice de precipitação é de 302,4 litros de água por metro quadrado. Para a região de Braga, o IMPA estipulou uma média mensal de 37 litros de água por metro quadrado (IPMA, 2018). Tendo em conta que os agregados armazenados ocupam uma área descoberta de 525 metros quadrados, foi estimada uma percolação da água da chuva de 19425 litros, à qual foram aplicados os valores de lixiviados obtidos na Secção 5.5. Os lixiviados foram estipulados na proporção de 10 litros de água para cada quilograma de agregado, valendo a pena salientar que esses dados foram estipulados para o pior cenário possível e não condizem com os valores reais (como foi explicitado nas limitações do estudo).

O armazenamento do betume é realizado numa cisterna aquecida a gás natural, tendo sido admitido que estaria em funcionamento durante dois dias antes de ser consumido na produção das misturas betuminosas. Segundo informações da empresa o consumo isolado deste equipamento é desconhecido.

No entanto, foram encontrados alguns modelos e seus respectivos consumos na literatura, tendo sido estimado em 40 kWh (Cisterluso, 2019).

Segundo os dados da empresa, os valores de *inputs* e *outputs* referentes ao consumo de energia (gás e eletricidade) são referentes à produção de misturas betuminosas realizada em apenas uma central betuminosa (ver Secção 4.4), na qual a energia para fabricar a mistura é oriunda da queima do gás e só os componentes eletrónicos funcionam com eletricidade convencional como mostra a Tabela 36. É importante referir que esses valores foram considerados para todas tipologias de misturas, pois como descrito pela empresa no questionário (Anexo B) não foram identificadas diferenças no consumo energético para as diferentes misturas (AC 14 e AC 20 com e sem resíduos). No que concerne às emissões, algumas foram fornecidas pela empresa (através do questionário) e outras foram obtidas através de uma revisão da literatura, nomeadamente nos trabalhos realizados por IARC (2014), Stripple (2001) e Wang e Gangaram (2014), conforme se apresenta na Tabela 37.

Tabela 36. Consumo de energia para produção das misturas betuminosas

<i>Inputs</i> de consumo de energia	Unidade	Quantidade
Gás	kWh/ kg	0.142
Elétrica	kWh/ kg	9.0E-4

Tabela 37. Emissões referentes à fase de produção da mistura

Emissões	Unidade	Quantidades
Particulados	kg/T	3.5E-4
NOx	kg/T	2.60315E-08
COVs	kg/T	3.42772E-08
CO	kg/T	9.96312E-08
SO ₂	kg/T	1.75691E-10
H ₂ S	kg/T	2.92818E-11
CO ₂	kg/T	4.46E-2
N ₂ O	kg/T	1.15E-11
HAPs	kg/T	1.2396E-4

A fase (II) é caracterizada pela construção do pavimento que se inicia com o transporte da mistura até ao local de aplicação que foi estimado pela empresa situar-se num raio de 25 quilómetros da central, sendo o processo de aplicação da mistura semelhante ao descrito na Secção 4.4. Foram considerados como dados de inputs a quantidade de mistura betuminosa a ser aplicada e compactada e o consumo dos combustíveis dos equipamentos, que foram quantificados por hora de trabalho, como mostra a

Tabela 38. Os dados de equipamentos utilizados para essa modelação foram obtidos com base na literatura (Araújo *et al.*, 2014, Guðmundsdóttir, 2018, Stripple, 2001, Wang e Gangaram, 2014).

É importante referir que o tempo para construir o pavimento foi determinado de acordo com a velocidade da pavimentadora, pois os outros equipamentos são condicionados ao seu funcionamento. Sendo assim, a velocidade considerada foi de 480 m/h e o tempo foi calculado utilizando a velocidade da pavimentadora e o espaço percorrido pelo equipamento para aplicar cada camada betuminosa. No total foram necessárias mais de 12 horas de trabalho para pavimentar toda a estrutura do cenário T4 (ver Figura 74 b).

Os valores de emissões atmosféricas também foram obtidos através de informações recolhidas na literatura a fim de manter a coerência entre os resultados (Araújo *et al.*, 2014, Guðmundsdóttir, 2018, IARC, 2014, Stripple, 2001, Wang e Gangaram, 2014). As emissões atmosféricas foram calculadas relacionando o consumo total por hora de aplicação da mistura betuminosa, de acordo com a Tabela 39.

Tabela 38. Dados de equipamentos utilizados na fase (II)

Equipamento	Potência (kWh)	Largura da aplicação (m)	Velocidade da aplicação (m/h)	Tempo de trabalho	Consumo total (kWh)
Pavimentadora	106	3,5	480		
Compactador de pneus	96,5	2,0	400	12,5	3556,25
Compactador de rolo	82	1,7	400		

Tabela 39. Resultado de ICV para emissões na fase (II) por tonelada de mistura aplicada

Emissões	Quantidades (kg)
SO _x	4,56E-04
NO _x	8,58E-03
CO ₂	9,50E-01
CO	1,02E-03
N ₂ O	8,44E-06
H ₂ S	2,92818E-11
CH ₄	5,98E-07
HAPs	1E-5

A fase de uso (fase III) abrange unicamente os lixiviados produzidos na camada superficial por um período de 7 anos, a área de lixiviação foi a mesma da superfície do pavimento (7000 metros quadrados), assim, utilizando os mesmos dados climatológicos do IPMA, com precipitação mensal de 37 litros por metro quadrado (IPMA, 2018), foi estimada uma percolação da água da chuva aproximada de 259000 litros

de água por mês. Os valores de lixiviados das misturas betuminosas são apresentados na Tabela 26, que são calculados na proporção de 10 litros por quilograma de mistura. É importante ressaltar que esses valores são estipulados para um pior cenário possível, não correspondendo a valores realistas de libertação de substâncias presentes nas misturas betuminosas de desgaste uma vez que, por um lado, o material está compactado e dessa forma a área de contacto das partículas com a água é diminuída e, por outro lado, no ensaio de lixiviação o material é agitado dentro de água, facilitando a lixiviação das substâncias indesejadas, resultando assim valores de lixiviação superiores à realidade em obra.

A reabilitação do pavimento (fase IV) é iniciada com a remoção da camada superficial (AC 14) ao fim de 7 anos do primeiro uso (Figura 75). A remoção é realizada por máquina de fresagem e como elucidado na Secção 6.1, considerou-se que 50% do material é reciclado e 50% é depositado em aterro. Os equipamentos de transporte utilizados para tal deslocação são camiões genéricos da base de dados. Posteriormente é produzida uma nova mistura para repor a camada removida e aplicada novamente. Esse processo é similar a fase I e II sendo que esta fase (IV) unifica os dados de *input* para a reabilitação numa só fronteira, como é apresentado nas Tabelas 40 e 41.

O consumo energético e emissões atmosféricas da fase IV é o mesmo da fase I, tendo em conta que os processos para fabricar das misturas são iguais, só muda a quantidade de materiais. Os *outputs* referentes às emissões atmosféricas dos equipamentos são apresentadas na Tabela 42.

Tabela 40. Inputs de materiais (agregados e betume) utilizados na fase IV (reabilitação)

Material	MC	ME	MAF	ML	MP	MMF
Agregados naturais (kg)	618184	175560	607238	622602	322564	608494
Agregados de escória (kg)	0	526680	0	0	0	0
Agregados de areia fund. (kg)	0	0	31960	0	0	0
Agregados de lamas (kg)	0	0	0	19256	0	0
Agregados de M.F (kg)	0	0	0	0	0	322564
Agregados de PEX (kg)	0	0	0	0	22724	0
Betume (kg)	32536	36960	33642	33782	33222	16988

Tabela 41. Dados de equipamentos utilizados na fase IV

Equipamento	Potência (kWh)	Largura da aplicação (m)	Velocidade de aplicação (m/h)	Tempo de trabalho	Consumo total (kWh)
Pavimentadora	106	3.5	480		
Compactador de pneus	96.5	1.2	400	4.1	1166
Compactador de rolo	82	1.16	400		
Fresadora	247	1	910	7.7	1902

Tabela 42. Resultados de ICV das emissões para fase IV por tonelada de mistura aplicada

Emissões	Pavimentadora, compactado de pneus e cilindro	Fresadora
SO _x	1,50E-04	2,44E-04
NO _x	2,81E-03	4,59E-03
CO ₂	3,12E-01	5,08E-01
CO	3,36E-04	5,48E-04
N ₂ O	2,77E-06	4,52E-06
CH ₄	1,96E-07	3,20E-07

Os dados de consumo e emissões dos equipamentos foram obtidos através de uma pesquisa na literatura (Araújo *et al.*, 2014, Guðmundsdóttir, 2018, IARC, 2014, Stripple, 2001, Wang e Gangaram, 2014).

O fim de vida (fase V) deste estudo é definido pela remoção total das camadas betuminosas do pavimento, assim como elucidado na Secção 6.1. Uma vez mais, ao realizar a remoção foi modelado no *software* que 50% do material retirado é encaminhado para reciclagem e 50% é depositado em aterro. Em relação ao consumo energético da fresagem do pavimento foi considerado o mesmo equipamento da Tabela 41 (247KWh), o que muda é o tempo para remover todo pavimento. No que diz respeito ao transporte para aterro e local de reciclagem foi considerado que estes estariam situados num raio de 25 quilómetros (Guðmundsdóttir, 2018, Wang e Gangaram, 2014).

6.2.3. Qualidade dos dados de ICV

Em relação à qualidade dos dados, foi utilizada a metodologia de classificação de Wenzel *et al.* (2000) que classifica os dados de acordo com a origem, como mostra a Tabela 43. Com base nessa tabela, pode-se concluir que os dados recolhidos têm qualidade diversificada, porém com predominância de qualidade média como mostra a Tabela 44.

Tabela 43. Classificação da qualidade dos dados segundo Wenzel *et al.* (2000)

Categorias de qualidade dos dados	Descrição das categorias
Muito alta	Medido diretamente no local do processo específico ou dimensionado a partir da medição.
Alta	Derivado de medições em um processo específico por meio de modelação.
Medio	Processo de base de dados de ICV ou dados da literatura específica para o processo real.
Baixa	Processo de base de dados de ICVI genérico ou dados da literatura.
Muito Baixa	Julgamento por perito ou praticante de LCA.

Tabela 44. Avaliação da qualidade dos dados utilizados e calculados no ICV, com base na metodologia de Wenzel *et al.* (2000)

Materiais	Qualidade dos dados					Tipo de dado	Fonte	Forma de acesso
	Muito alto	Alto	Medio	Baixo	Muito baixo			
Betume		x				Quantidade	Calculada	Unidade funcional
Agregado convencional		x				Quantidade	Calculada	Unidade funcional
Agregado reciclado		x				Quantidade	Calculada	Unidade funcional
Construção								
Produção de produção			x			Extração, processamento e emissões	ICV GaBi	Software GaBi
Produção de agregados convencional			x			Extração, processamento e emissões	ICV GaBi	Software GaBi
Produção de agregados reciclados			x			Extração, processamento e emissões	ICV GaBi	Software GaBi
Produção de mistura betuminosa	x					Consumos e emissões	Empresa, artigos e relatórios científicos	Questionário
Construção do pavimento				x		Consumos e emissões	Artigos e relatórios científicos	Investigação online
Uso								
Lixiviados					x	Quantidade	Calculada	Investigação online
Fim de vida			x			Consumos e emissões	ICV GaBi	Software GaBi
Transporte			x			Distância, quantidade e emissões	Quantificadas pela empresa e ICV GaBi	Questionário e software GaBi

6.3. Avaliação dos impactes ambientais das misturas estudadas

A avaliação do impacto ambiental tem como principal função procurar caracterizar quantitativa e qualitativamente os efeitos negativos das etapas definidas no âmbito da ACV (Figura 73) com base nos dados apresentados no inventário.

Como descrito anteriormente, foi escolhida a metodologia *ReCiPe midpoint (H)* para quantificar os impactes ambientais deste estudo, tendo sido selecionadas para avaliação as categorias de impactes ambientais referentes a mudanças climáticas, depleção de ozono, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, toxicidade humana (cancerígena), formação de material particulado, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha, uso de terra, depleção de recursos minerais e depleção de recursos fósseis. Na Tabela 45 são apresentadas as categorias de impacto, as unidades e efeito de cada impacto. Informações sucintas de cada categoria de impacto serão fornecidas na Secção 6.3.1.

Tabela 45. Categorias de impactes utilizadas neste estudo e respetivas unidades segundo o método ReCiPe (Goedkoop M., 2009)

Categoria de impacto	Unidade do indicador	Efeito
Mudanças climáticas	kg de CO2 eq.	Potencial de aquecimento global
Depleção de Ozono	kg de CFC-11 ³ eq	Potencial de depleção do ozono
Acidificação terrestre	kg de SO2 eq.	Potencial de acidificação terrestre
Eutrofização de água doce	kg de P eq.	Potencial de eutrofização de água doce
Eutrofização marinha	kg de N eq.	Potencial de eutrofização marinha
Toxicidade humana (cancerígena)	kg de 1,4-DB eq.	Potencial de toxicidade humana
Formação de material particulado	kg PM2.5 eq.	Potencial de formação de partículas
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	Potencial de ecotoxicidade terrestre
Ecotoxicidade de água doce	kg 1,4-DB eq	Potencial de ecotoxicidade de água doce
Ecotoxicidade marinha	kg 1,4-DB eq	Potencial de ecotoxicidade marinha
Uso de terra	Área cultivável (m ² × ano)	Potencial de transformação natural da terra
Depleção de recursos minerais	kg de Fe eq.	Potencial de depleção mineral
Depleção de recursos fósseis	kg de petróleo eq.	Potencial de depleção de fósseis

6.3.1. Categorias de impacto avaliadas

Os impactos ambientais das alterações climáticas causam vários efeitos ambientais negativos que afetam tanto a saúde humana quanto a saúde do ecossistema. Os modelos de alteração climática geralmente são desenvolvidos para avaliar o potencial de aquecimento global (PAG) que utiliza valores de conversão do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas, conhecido também como IPCC (de origem anglo-saxônica *Intergovernmental Panel on Climate Change*). O método ReCiPe utiliza esses dados para calcular o valor de CO₂ equivalente, que abrange uma série de gases e elementos que contribuem para o PAG e, por conseguinte, para as alterações climáticas. Na Tabela 46 são apresentados alguns elementos que potencializam o aquecimento global (Goedkoop M., 2009, IPCC, 2019).

Tabela 46. Gases do PAG em relação a CO₂ equivalente (Lipor, 2009)

Elementos efeitos estufa	kg de CO ₂ equivalente
Hexafluoreto de enxofre (SF ₆)	22200
Hidrocarbonetos perfluorados (PFC)	5700-12000
Hidrocarbonetos fluorados (HFC)	120-12000
N ₂ O (Óxido nitroso)	296
CH ₄ (Metano)	23
CO ₂	1

O fator de caracterização da depleção da camada de ozônio é calculado pelo método ReCiPe usando como unidade de emissão o kg de CFC-11 equivalente, que é responsável pela perda da camada de ozônio (O₃) estratosférico por emissões de substâncias antropogênicas que o reduzem. Estes produtos químicos contêm átomos de cloro em clorofluorcarbonetos (CFC) ou de Brômio em compostos halogenados que, por causa da sua longa vida atmosférica, acabam por “sequestrar” átomos de O₃. Assim, esses gases levam a uma lenta depleção da camada de ozônio estratosférico em torno do globo.

A falta da camada de ozônio afeta a saúde humana, pois pode aumentar o risco de cancro da pele, causar envelhecimento prematuro, supressão do sistema imunológico e pode danificar a vida vegetal terrestre e os ecossistemas aquáticos (Fahey, 2002, Goedkoop M., 2009).

A acidificação terrestre é causada por deposição de substâncias inorgânicas na atmosfera, como sulfatos, nitratos e fosfatos, que causam mudança na acidez do solo devido o ciclo de enxofre, nitrogênio e do fósforo na natureza. O efeito desse impacto consiste em empobrecer o solo e prejudicar ecossistemas

florestais, pois cada planta tem um teor ótimo de acidez, que se entrar em desequilíbrio pode ser nocivo para a vegetação (de Vries e de Boer, 2010, Goedkoop M., 2009, Ishimatsu *et al.*, 2004). Segundo o método ReCiPe (Goedkoop M., 2009), o cálculo da acidez faz-se pelo valor de kg SO₂ equivalente.

A eutrofização é caracterizada pelo crescimento de nutrientes que limitam o desenvolvimento de biomassa aquática, ou seja, os fitoplânctons (algas). Essa limitação origina que apenas um tipo de nutriente determine o crescimento das algas e crie excesso de outros nutrientes ocasionando um desequilíbrio. O crescimento de algas é governado por muitos fatores e substâncias, entre estas, as principais são constituintes de fósforo (P) e nitrogênio (N). Um aumento da quantidade de P e N pode elevar consideravelmente o crescimento de fitoplânctons, que por sua vez podem causar efeitos ambientais adversos. No método ReCiPe, para corpos aquáticos como rios e lagos que contêm água potável o valor de eutrofização é calculado por kg de P equivalente, pois o fósforo é o elemento limitante, já para águas marítimas o valor de eutrofização é calculado por kg de N equivalente (Baumann e Tillman, 2004, de Vries e de Boer, 2010, Goedkoop M., 2009, Larrey-Lassalle *et al.*, 2017).

A caracterização da toxicidade humana fornece comparações relativas de um grande número de substâncias químicas, como exemplo metais pesados que podem ter o potencial de contribuir para o cancro ou outros efeitos negativos para a saúde humana (Borriona *et al.*, 2012). O fator de caracterização da toxicidade humana com efeitos cancerígenos é quantificado pela emissão atmosférica de kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente (Goedkoop M., 2009).

No método de avaliação do ReCiPe, são consideradas três categorias de ecotoxicidade, sendo elas a ecotoxicidade terrestre, ambiente aquático potável e marinho (Goedkoop M., 2009). A ecotoxicidade terrestre é influenciada pelas emissões de pesticidas no solo agrícola, bem como o uso de compostos com metais pesados e halogéneos tanto em solo industrial ou agrícola. A ecotoxicidade marinha é influenciada pelas emissões de metais pesados, halogéneos e ácido sulfúrico, emitidos principalmente para o ar e que são absorvidos nos oceanos. Contudo a contaminação oceânica pode ocorrer por transporte de materiais através dos rios ou cursos de águas contaminados (Borriona *et al.*, 2012, Legret *et al.*, 2005). Os fatores de caracterização são expressos usando a unidade de referência, kg de 1,4 diclorobenzeno equivalente emitidos para a atmosfera (BRE, 2008, Goedkoop M., 2009).

A emissão de matéria particulada com diâmetro de 2,5 µm (PM 2,5) representa uma mistura complexa de substâncias inorgânicas oriundas de combustão, mineração e outras atividades que emitem material

particulado. Por exemplo NO_3 , NO_2 , CO e SO_2 (PM 2,5) causam problemas de saúde no pulmão quando inalado e causa os *smogs* (Benini *et al.*, 2014, Goedkoop M., 2009). Segundo Yang *et al.* (2019) ao entrar no sistema respiratório esse tipo de emissão pode passar para a corrente sanguínea transferindo substâncias tóxicas. Verdin *et al.* (2019) identificaram alguns elementos metálicos como Al, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn. Os mesmos autores encontraram também compostos orgânicos como o Benzeno, tolueno, p-xileno, naftaleno, fenantreno, alquil-benzeno, benzo [a] pireno, benzo [g, h, i] perileno, que são extremamente tóxicos para a saúde humana, bem como para o ecossistema. O método ReCiPe quantifica este impacto em kg de PM 2,5 equivalente.

A categoria de impacto do uso da terra reflete os danos causados aos ecossistemas, devido aos efeitos da ocupação e transformação da terra (agricultável, industrial e urbana). Associando o uso da terra com a perda da biodiversidade, o impacto é calculado por dois mecanismos: a ocupação de uma área de terra durante um certo tempo e a transformação de uma determinada área de terra (Goedkoop M., 2009, Othoniel *et al.*, 2019). O método ReCiPe calcula esse impacto usando a área ocupada (m^2) vezes o período de ocupação (anos) (Goedkoop M., 2009).

A categoria de impacto de depleção mineral está relacionada com o consumo de todo o material mineral virgem, como exemplo, extração de agregados para construção civil, minérios metálicos e minerais. O consumo em excesso desses materiais que não são renováveis, gera escassez podendo prejudicar o ambiente e a economia, como também, diminuindo estes recursos para gerações futuras (BRE, 2008, Schimpf, 2017). Pelo método ReCiPe, este indicador abrange exclusivamente a utilização de recursos, sem avaliar outros impactos ambientais que possam estar associados à exploração de minas, pedreiras, ou em relação à escassez de recursos. Assim, esse impacto é quantificado em kg de Fe equivalente.

No que diz respeito à depleção de recursos fósseis, este indicador de categoria de impacto está relacionado ao uso de combustíveis fósseis. Os combustíveis fósseis fornecem uma valiosa fonte de energia e de matéria-prima, como por exemplo, os plásticos e o betume (BRE, 2008, Goedkoop M., 2009). A forma de quantificar este impacto é por kg de petróleo equivalente, unidade referente a 42MJ de petróleo bruto armazenado no solo (Goedkoop M., 2009).

O método abrange outras categorias de impactos que não foram incluídas por exequibilidade técnica, pois tais categorias eram de bases de dados diferentes e, de forma a manter uma certa coerência, foi decidido não as avaliar.

6.3.2. Resultados da avaliação dos impactes de ciclo de vida para as misturas estudadas

Como base na análise do inventário realizado neste estudo, realizou-se a avaliação dos impactes ambientais das misturas com os diferentes tipos de resíduos. Assim, na Tabela 47 são apresentados os valores dos impactes totais para a estrutura de tráfego T4.

Tabela 47. Valor de impacto ambiental das diferentes misturas estudadas aplicadas num pavimento com a estrutura relativa ao tráfego T4 (por tonelada de mistura)

Categoria de impacte	MC	ME	MAF	ML	MP	MMF
Mudanças climáticas (kg de CO ₂ eq.)	4,36E+05	4,49E+05	4,35E+05	4,43E+05	4,36E+05	3,39E+05
Depleção de Ozono (kg de CFC-11 eq)	8,23E-02	7,93E-02	8,11E-02	8,34E-02	8,19E-02	6,31E-02
Acidificação terrestre (kg de SO ₂ eq)	8,61E+02	7,63E+02	8,43E+02	8,73E+02	8,56E+02	5,91E+02
Eutrofização de água doce (kg de P eq)	1,52E+00	7,58E-01	1,42E+00	1,52E+00	1,49E+00	8,96E-01
Eutrofização marinha (kg de N eq)	4,64E+00	3,38E+00	4,46E+00	4,67E+00	4,58E+00	3,20E+00
Toxicidade humana (kg de 1,4-DB eq)	5,63E+03	5,65E+03	5,63E+03	5,64E+03	5,63E+03	5,50E+03
Formação de material particulado (kg PM _{2,5} eq)	2,93E+02	2,49E+02	2,85E+02	2,96E+02	2,90E+02	1,77E+02
Ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DB eq)	1,16E+05	6,32E+04	1,09E+05	1,16E+05	1,14E+05	6,59E+04
Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq)	2,63E+02	2,72E+02	2,62E+02	2,67E+02	2,63E+02	1,86E+02
Ecotoxicidade marinha (kg 1,4-DB eq)	2,58E+03	2,63E+03	2,58E+03	2,59E+03	2,58E+03	2,35E+03
Uso de terra (m ² × ano)	7,57E+03	6,53E+03	7,38E+03	7,64E+03	7,50E+03	6,13E+03
Depleção de recursos minerais (kg de Fe eq.)	5,02E+02	3,11E+02	4,80E+02	5,05E+02	4,94E+02	3,84E+02
Depleção de recursos fósseis (kg de petróleo eq.)	4,08E+05	4,52E+05	4,10E+05	4,16E+05	4,09E+05	2,71E+05

Da análise da Tabela 47 fica notório que a mistura MMF é a que tem os menores efeitos ambientais. Isso deve-se ao facto de esta mistura incorporar uma quantidade significativa de resíduos na sua composição. Além disso, como o material fresado contém uma quantidade significativa de betume (como indicado na Secção 4.1.2), reduz-se a necessidade de utilizar tanto betume virgem e, conseqüentemente, a extração de petróleo que dá origem ao betume também é reduzida, diminuindo os impactes ambientais.

A mistura ME também apresentou valores interessantes para os impactes ambientais, ou seja, os efeitos ambientais da utilização da escória são menores do que os da mistura MC, uma vez que essa mistura

tem o menor valor de depleção de recursos minerais. Esse resultado foi possível dada a grande quantidade de escória incorporada (75%). Apesar disso, é importante referir que na categoria de depleção de recursos fósseis, a mistura ME foi a que apresentou o maior valor, o que é plausível por ser a mistura que tem maior quantidade de betume (em massa), bem como a que obriga a um maior esforço de transporte por ser mais densa do que as restantes.

As misturas MAF e MP diferem pouco umas das outras, pois a quantidade de resíduos incorporados em ambas é pequena. Mesmo assim, obtiveram alguns valores de impactes inferiores aos da mistura MC. No que diz respeito à mistura ML, esta pode ser considerada a mistura com o pior desempenho ambiental, pois obteve os maiores valores em 12 categorias de impacte, das 13 apresentadas.

Para perceber melhor a relação entre as quantidades de materiais utilizados em cada mistura (agregado convencional, agregado reciclado e betume) e os valores de cada categoria de impacte, a informação das Tabelas 40 e 47 foi combinada numa tabela única apresentada no Anexo F.

O impacte nas alterações climáticas é quantificado pelas emissões de CO₂ equivalente, e um dos fatores que contribui para esse impacte é a queima de combustíveis fósseis. Pode-se afirmar que um dos fatores que mais contribuíram para esse impacte foi a extração e refinação do betume utilizado. Outro fator que contribuiu para essa categoria de impacte foi a queima de gás utilizada como energia para produzir a mistura (no aquecimento dos agregados e do betume). Dessa forma, a mistura que causa mais impacte nessa categoria é a mistura ME, pois é a mistura que tem a maior quantidade de betume em massa, sendo seguida pela mistura ML. Por outro lado, a mistura MMF teve o menor impacte por utilizar a menor quantidade de betume.

A depleção de ozono ocorre quando há emissões de substâncias que empobrecem a camada de ozono, como explicado na Secção 6.3.1. Aquilo que mais contribuiu para essa categoria de impacte foram as emissões de compostos de hidrocarbonetos aromáticos, resultantes do processo de extração de betume, e as emissões de NO_x, resultantes da queima de gás para a produção das misturas. Na fase de produção, todos os agregados são aquecidos a temperaturas elevadas (que podem chegar a valores da ordem de 200 °C). Além disso, a produção da mistura bem como a sua aplicação produzem emissões significativas de NO_x libertadas pelo betume aquecido. A mistura que mais contribuiu para essa categoria de impacte foi a ML, devido à grande quantidade de recursos naturais (agregado virgem e betume) utilizados.

A acidificação terrestre é causada por emissão de SO_2 equivalente para o ar e que “volta” para o solo pelo ciclo do enxofre. Observou-se que a emissão de SO_2 neste estudo ocorre pela queima de combustíveis fósseis, refinação de petróleo e queima de gás. A mistura que mais influenciou foi a ML, onde foi observado que, as lamas de corte de pedra são ricas em enxofre o que pode ter contribuído para essa mistura ter o maior impacte. As etapas que mais contribuíram para esse impacte foram a produção e o fim de vida onde se utilizam quantidades significativas de combustíveis. A mistura com o melhor desempenho nesta categoria foi a MMF, uma vez que utiliza menores quantidades de betume virgem.

Os impactes de eutrofização utilizam como fatores a emissão de P equivalente em ambientes de água doce e N equivalente para ambientes marítimos. Neste estudo esses impactes tiveram influência dos lixiviados e das emissões atmosféricas resultantes da produção de betume e de combustíveis para os equipamentos (gasóleo ou gás), bem como da extração/mineração de agregados, pela emissão de fosforo e nitrogénio dos explosivos utilizados nessas operações. As misturas ML e MC tiveram maiores influências nesta categoria. Já as misturas ME e MMF contribuíram pouco para esse impacte, pelo facto de não utilizarem grandes quantidades de agregados virgens.

A toxicidade humana é caracterizada pela emissão de 1,4-Diclorobenzeno equivalente para o ar, como explicando anteriormente (Secção 6.3.1.). Observa-se que os produtos derivados de petróleo interferiram significativamente para esta categoria de impacte. A emissão de HAPs resultante do betume, as emissões de metais pesados como arsénio, crómio IV e chumbo resultantes da queima de combustíveis fósseis (para a extração de agregados e para os equipamentos de produção e aplicação das misturas) foram determinantes para essa categoria. Deste modo, as misturas que mais contribuíram para essa categoria foram as misturas ME e ML que têm maior quantidade de betume. Uma vez mais, a mistura MMF teve um valor mais reduzido em comparação com as outras, o que comprova a toxicidade do betume e compostos fósseis em geral, como é apresentado por outros autores (Brandt e De Groot, 2001, IARC, 2014, Read e Whiteoak, 2003).

A formação de material particulado é avaliada pela emissão de partículas com diâmetro igual ou inferior a $2,5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$ equivalente). Neste estudo, os fatores que contribuíram para essa categoria de impacte foram a queima de gasóleo, pela emissão de metais pesados e compostos aromáticos, e as operações de extração de agregados, com emissão de carbonato de cálcio. No presente estudo a mistura ML e MC foram as que mais influenciaram este impacte. Em contrapartida, as misturas MMF e ME obtiveram os

menores valores, ficando subentendido que nesta categoria a maior influência vem da quantidade de agregados naturais utilizados e do betume como mostra o Anexo F (impactes e massa de mistura)

No que diz respeito à ecotoxicidade terrestre, observa-se que a emissão de 1,4-Diclorobenzeno equivalente está relacionada com o processo de extração das matérias-primas, nomeadamente os agregados. Dessa forma, foi visto que para as misturas MMF e ME são as que menos interferem nesta categoria de impacto. Isto ocorre devido a grande quantidade de resíduos aproveitados, diminuindo a extração de novos agregados e evitando a deposição de resíduos em aterro, o que não se verifica para as misturas ML e MC. Em relação à ecotoxicidade em ambiente aquático foi observado o contrário, a mistura ME é a mais influente nesta categoria, o que poderá estar relacionado com as emissões produzidas aquando da extração de petróleo, uma vez que este processo foi realizado em alto mar, de acordo com a base de dados do GaBi.

O uso de terra abrange duas categorias, ocupação e a transformação da terra, sendo o impacto quantificado pelo uso de terra por ano ($m^2 \times \text{ano}$) como explicado na Secção 6.3.1. neste estudo as misturas ML e MC mostraram que, quanto maior a quantidade de material natural utilizado maior é a influência nesta categoria de impacto, o que se comprova com as misturas MMF e ME que possuem as maiores taxas de materiais reciclados, como exibido na Tabela 35.

No que diz respeito à depleção de recursos minerais, foi observado que a mistura ME obteve os menores valores neste impacto, seguida pela mistura MMF. Como elucidado nos parágrafos anteriores, essas misturas têm as menores quantidades de agregados convencionais, o que origina os menores valores obtidos neste impacto, diferentes das restantes misturas.

Em compensação, no que diz respeito à depleção de recursos fósseis, o que mais influenciou para essa categoria foi o betume. Assim, observa-se que a mistura ME é a que mais contribui para essa categoria, uma vez que essa é a mistura que consome mais betume, contribuindo assim para um maior impacto nessa categoria.

Em relação às misturas MAF e MP pôde-se observar que os valores de seus impactes são intermédios em todas as categorias, apesar de terem obtido valores de impactes menores ou iguais aos da mistura MC. Assim, pode-se concluir que as misturas MAF e MP têm um desempenho ambiental menos nocivo do que a mistura MC.

6.3.2.1. Contribuição das diferentes fases da ACV para os impactes ambientais

Depois de quantificados os impactes ambientais por categoria, foi analisada a contribuição relativa de cada fase (I, II, III, IV, V) para cada uma das misturas estudadas, uma vez que as fases são idênticas para todas as misturas. Essa avaliação é necessária para entender como cada fase influencia as categorias de impacte, o que poderá ajudar em tomadas de decisão, a fim de tornar o processo produtivo menos nocivo para o ambiente ou criar formas de remediar o impacte.

Conforme apresentado na Figura 76, relativamente à mistura convencional (MC) constatou-se que a maioria dos impactes estão relacionados com a produção, reabilitação e com o fim de vida, o que era expectável pois são as três atividades que mais recursos consomem e emissões produzem. Observa-se que a fase referente à produção de mistura é a que mais influência tem nos impactes de mudanças climáticas, depleção de ozono, acidificação terrestre, formação de particulado, ecotoxicidade em água doce e marinha e depleção de recurso fósseis. Como referido no inventário, essa fase abrange vários processos, desde a extração do betume e dos agregados, o processamento das matérias-primas, todas as operações de transporte (dentro do processamento inicial e, depois, dos fornecedores dessas matérias-primas para a empresa construtora) e, por fim, a produção da mistura betuminosa.

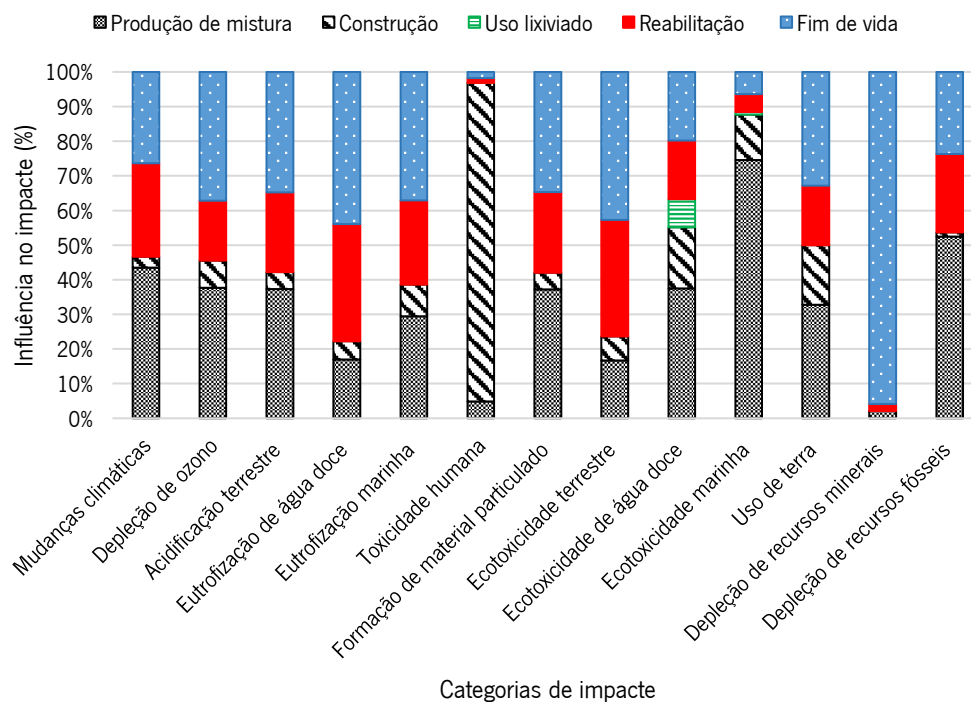


Figura 76. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura MC

A fase de construção contribuiu claramente para a categoria de impacto de toxicidade humana (cancerígena). Isso ocorre pelo facto de que, para construir o pavimento a mistura tem que estar com elevadas temperaturas para poder ser aplicada e compactada. Pois o arrefecimento da mistura diminui a trabalhabilidade da mesma. Dessa forma, a elevada temperatura da mistura contribui com emissões atmosféricas, entre elas a emissão de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) que são extremamente nocivos para a saúde humana (IARC, 2014).

No que diz respeito à fase de fim de vida, observou-se que esta fase influencia significativamente o impacto de depleção de recursos minerais devido ao consumo do equipamento (desgaste dos bicos de aço da fresadora), como também, à deposição da mistura em aterro contribuindo para essa categoria de impacto. Observou-se, também, que a fase de fim de vida contribuiu para potencializar o impacto de eutrofização de água doce, de maneira que a remoção do pavimento (fresagem) contribui de forma significativa para essa categoria, pois o equipamento tem grande consumo energético, que deriva da queima de gasóleo, assim, contribuindo para emissão de P equivalente para o ambiente.

Na Figura 77 são apresentadas as contribuições de cada fase para construção da mistura ME, e percebe-se que alguns dos processos são semelhantes aos da produção da mistura MC. Entretanto para a mistura ME o processo de produção de mistura, de maneira geral, foi o que menos contribuiu para os impactos ambientais, chegando a causar valores negativos de impactos nas categorias de eutrofização de água doce, eutrofização marinha, ecotoxicidade terrestre e depleção de recursos minerais. Dessa forma, para essas categorias os impactos foram positivos e isso sucedeu-se pelo facto da incorporação elevada de escória na mistura.

Contudo, na fase de uso (lixiviados) percebe-se que houve uma pequena influência no que diz respeito ao impacto de ecotoxicidade em ambientes aquáticos (água doce e marinha). Porém, a maior contribuição vem da fase de produção, devido às emissões atmosféricas. É possível perceber que a fase da produção tem uma grande relevância nos impactos de depleção de recursos fósseis, pois, como referido anteriormente, essa é a mistura com maior quantidade de betume em massa. Porém, de forma geral, os processos de reabilitação e fim de vida contribuíram de forma mais expressiva para a maioria dos impactos.

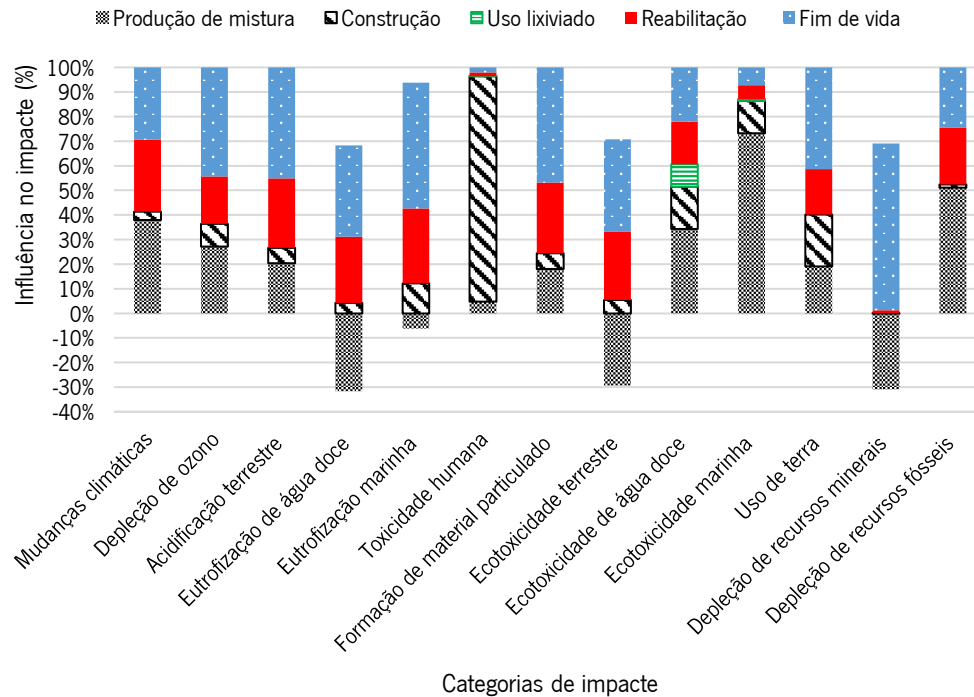


Figura 77. Contribuição de cada fase nos impactos ambientais para cada categoria da mistura ME

A Figura 78 exibe a contribuição de cada fase para cada categoria de impacto para a mistura MAF, que contém areia de fundição.

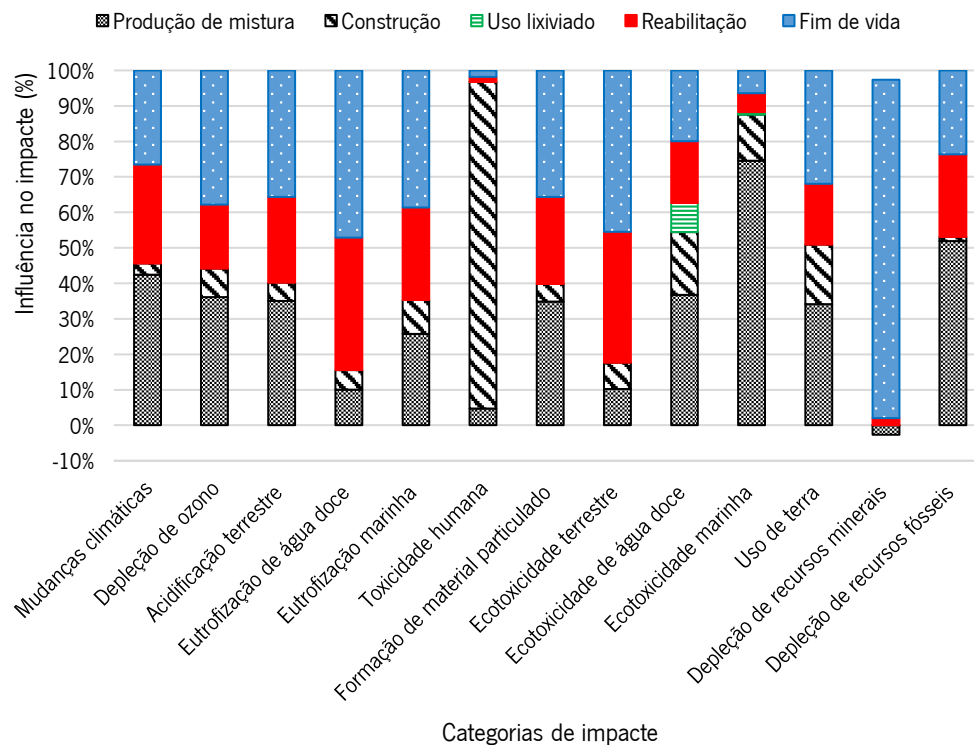


Figura 78. Contribuição de cada fase nos impactos ambientais para cada categoria da mistura MAF

Na mistura MAF, os processos de fim de vida, reabilitação e produção são os que mais contribuem para os impactes. Fica visível também que a reabilitação tem maior influência do que a produção da mistura em algumas categorias de impacte. Neste caso, um dos fatores que contribuíram para isso foi a menor quantidade de areia presente na camada reabilitada (que é a superficial) por comparação com o que acontece com a camada de base (5% para AC14 e 12% para AC20), podendo assim ter influenciado para que a reabilitação tivesse valores de impactes maiores (por usar mais recursos naturais).

A Figura 79 refere-se à mistura ML, que contém incorporação de lamas de corte de pedras, e essa mistura foi a que teve os maiores pontos de impacte, como exposto na Tabela 47. De forma geral, essa mistura assemelha-se com a mistura MC, onde os processos que mais influenciam as categorias de impacte são a produção de mistura, fim de vida e reabilitação. No que diz respeito à mistura MP, que incorpora polímero reticulado (PEX), os resultados são apresentados Figura 80. Essa mistura teve valores de impactes médios em comparação com as demais misturas, porém os seus impactes foram menores ou iguais aos da mistura MC. Dessa forma, os processos que mais contribuíram para as categorias de impacte foram a produção da mistura, o fim de vida e a reabilitação.

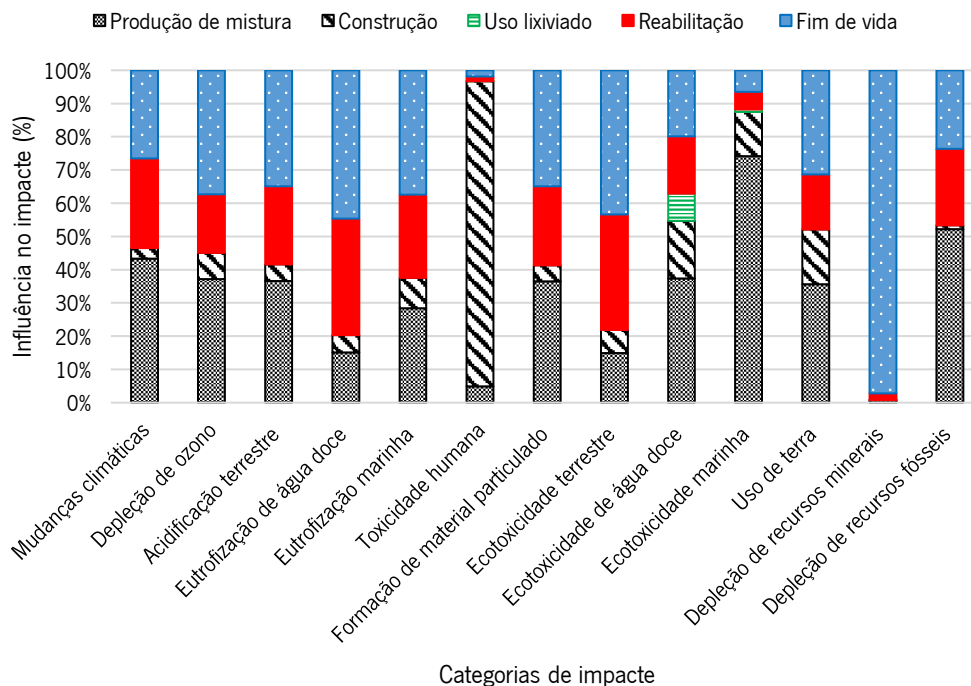


Figura 79. Contribuição de cada fase nos impactes ambientais para cada categoria da mistura ML

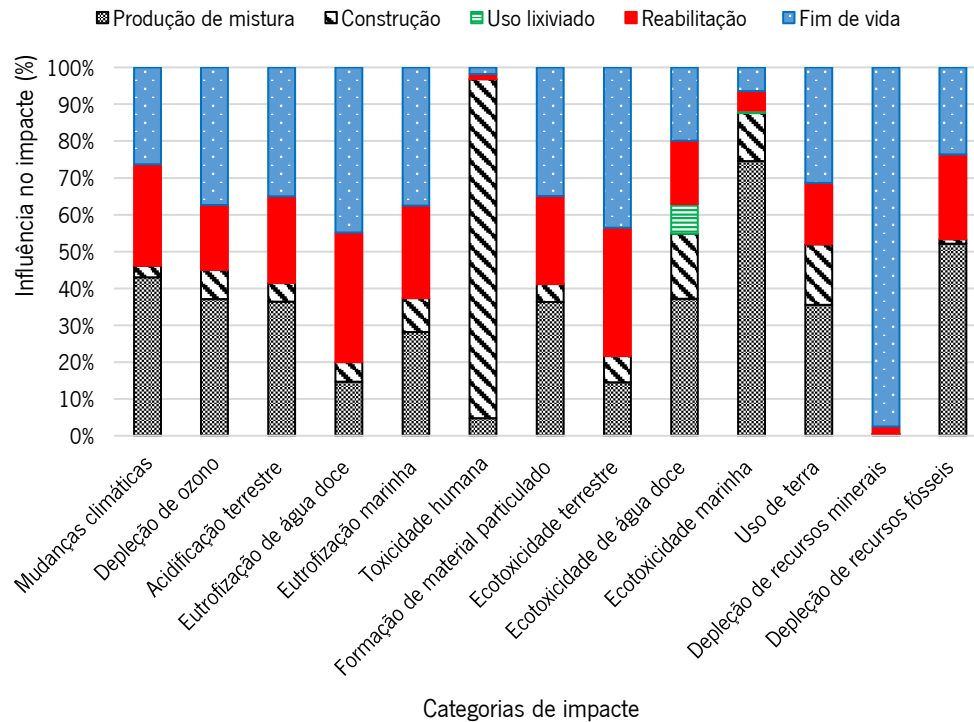


Figura 80. Contribuição de cada fase nos impactos ambientais para cada categoria da mistura MP

A Figura 81 apresenta as fases mais expressivas para as categorias de impacto na avaliação da mistura MMF, que contém material fresado reciclado.

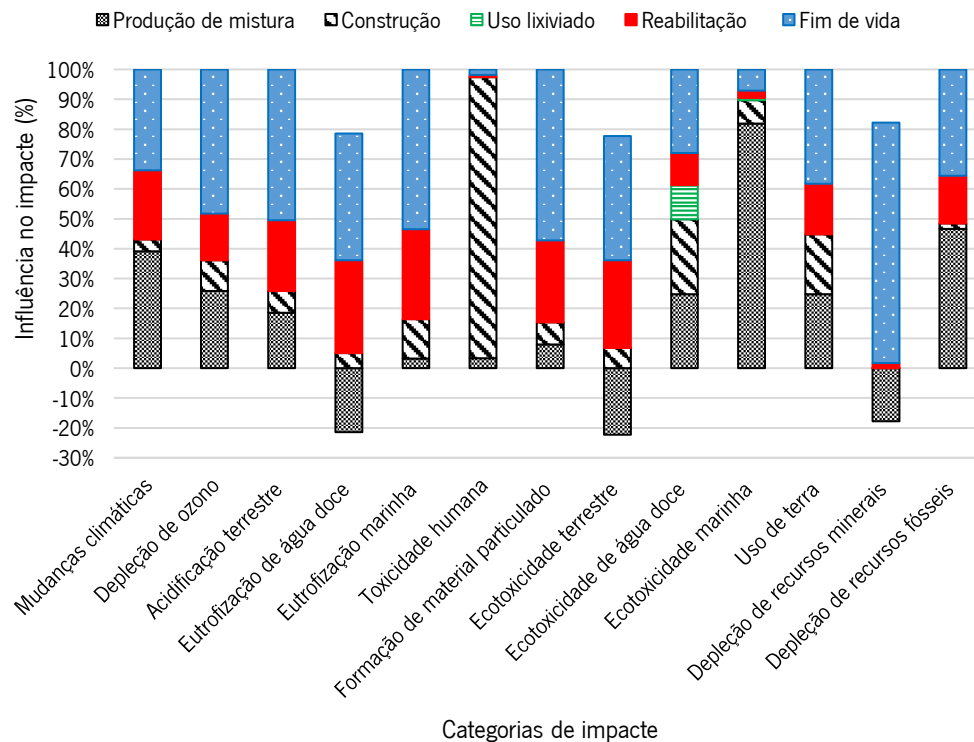


Figura 81. Contribuição de cada fase nos impactos ambientais para cada categoria da mistura MMF.

Esta foi a mistura com melhor desempenho ambiental, como referido na Secção 6.3.2 e apresentado na Tabela 47. Para essa mistura os processos de fim de vida e reabilitação exerceram maior influência nos impactes ambientais por categoria. Um dos fatores que pode ter causado tal comportamento foi a remoção do pavimento, tanto para reabilitação como para o fim de vida.

Observa-se que a produção da mistura influenciou de forma significativa os impactes de ecotoxicidade marinha, depleção de recursos fósseis e mudanças climáticas. Contudo observa-se que para as categorias de impacto de eutrofização de água doce, ecotoxicidade terrestre e depleção de recursos minerais, os valores foram negativos, ou seja, para essas categorias, os impactes da utilização desse resíduo na mistura foram positivos.

De forma geral, todas as fases influenciaram de alguma forma para as categorias de impacto. No entanto, para algumas misturas como a ME e MMF o processo de produção teve influências positivas. Com as informações apresentadas nas Figuras 76 a 81 ficou claro que o processo de fim de vida teve influências significativas, e um dos fatores que ajudam a entender o motivo para tal foi a remoção do pavimento que consome muita energia e produz elevadas emissões. É importante referir que a categoria de impacto referente a toxicidade humana (cancerígena) foi maioritariamente influenciada no processo de construção, o que pode ser entendido que as misturas a quente emitem compostos extremamente nocivos para a saúde humana, como elucidado brevemente na Secção 6.3.1.

Como o objetivo da realização ACV era avaliar qual mistura tinha o melhor desempenho ambiental em relação à mistura convencional, conclui-se que a mistura MMF é a que apresenta o melhor desempenho por ter menores valores de impacto. Em segundo lugar a mistura ME que em várias categorias tem impactes, apresentou valores de impactes menores e até negativos em comparação à mistura convencional, sendo a mistura que menos causa depleção de recursos minerais. As misturas MAF e MP em algumas categorias obtiveram valores menores do que a mistura MC, que de forma geral, demonstram que a valorização de resíduos em misturas betuminosas é uma solução para minimização de alguns impactes. Assim, a mistura com o pior desempenho ambiental foi a ML, de forma que a quantidade de resíduo incorporada foi pequena em comparação as outras misturas, e, com isso foi necessário colocar mais agregados e betume, assim contribuindo para ter os valores de impactes mais elevados.

De forma a aprimorar os resultados obtidos, foi realizada a análise de sensibilidade entre as diferentes estruturas de pavimento apresentadas na Figura 74, de forma a entender a distribuição dos impactes

conforme se muda a estrutura do pavimento. As figuras com os diferentes impactes para as diferentes estruturas são apresentadas no Anexo G.

É fácil observar que os impactes vão aumentando de acordo com o uso de recursos e quanto mais camadas o pavimento tiver, maiores serão os valores do impacte para cada categoria. A título de exemplo pode observar-se no anexo G a figura referente às alterações climáticas, na qual a estrutura T6 possui os menores valores de impacte enquanto a estrutura T1 é a que possui os maiores valores de impacte. Esse fenómeno observa-se em quase todos os cenários.

6.3.2.2. Normalização dos resultados

Segundo a ISO 14040 (2004), a normalização dos resultados de ACV não é um elemento obrigatório. No entanto, essa etapa permite caracterizar os impactes com uma unidade comum, pois, cada categoria de impacte tem uma unidade diferente. Desta forma, a normalização é normalmente realizada para comparações entre alternativas usando unidades numéricas de referência (Benini *et al.*, 2014).

Os fatores de normalização são calculados aplicando o Sistema Internacional de Dados de Ciclo de Vida de Referência (oriunda da designação anglo-saxónica *International Reference Life Cycle Data System - ILCD*), e que pode ser aplicada para a metodologia ReCiPe. Apesar disso, para realizar a normalização, os fatores de conversão têm de ser da mesma unidade da categoria de impacte (Aymard e Botta-Genoulaz, 2017, Benini *et al.*, 2014).

Os fatores de normalização são ajustados a uma escala nominalmente comum – pessoas equivalentes (PE) – de modo a converter o valor da categoria de impacte analisada para PE de uma área geográfica específica, que no presente caso é a União Europeia (Tabela 48). Assim, com os valores normalizados é possível ter dados sobre a magnitude do impacte mediante as diversas categorias.

Como exibido na Tabela 48, muitas das categorias de impacte não possuem a mesma unidade de normalização, o que impede realizar a conversão dessas categorias. Assim, as categorias que foram sombreadas (a cinzento) não puderam ser normalizadas, o que enfraquece a avaliação. Apesar disso, a Figura 82 apresenta a potencial contribuição de impacte de cada mistura em PE/EU-27, tendo em consideração as restantes categorias.

Tabela 48. Fatores de normalização segundo o ILCD (adaptado de Benini *et al.*, 2014)

Categoria de impacto	Unidade normalização	Unidade dos resultados do ReCiPe	Fator de normalização PE EU-27
Mudanças climáticas	kg CO ₂ eq	kg CO ₂ eq.	9,22E+03
Depleção de ozono	kg CFC-11 eq.	kg CFC-11 eq	2,16E-02
Acidificação terrestre	mol H+ eq.	kg SO ₂ eq.	4.73E+01
Eutrofização de água doce	kg N eq	kg N eq.	1,48E+00
Eutrofização marinha	kg P eq	kg P eq.	1,69E+01
Toxicidade humana	CTUh	kg 1,4-DB eq.	3.69E-05
Formação de material particulado	kg PM2,5 eq.	kg PM2,5 eq.	3,80E+00
Ecotoxicidade (aquática e terrestre)	CTUe	kg 1,4-DB eq	8.74E+03
Uso de terra	kg C deficit	m ² × ano	7.48E+04
Depleção de recursos (fósseis e minerais)	kg Sb eq.	kg Fe eq./ kg petróleo eq.	1.01E-01

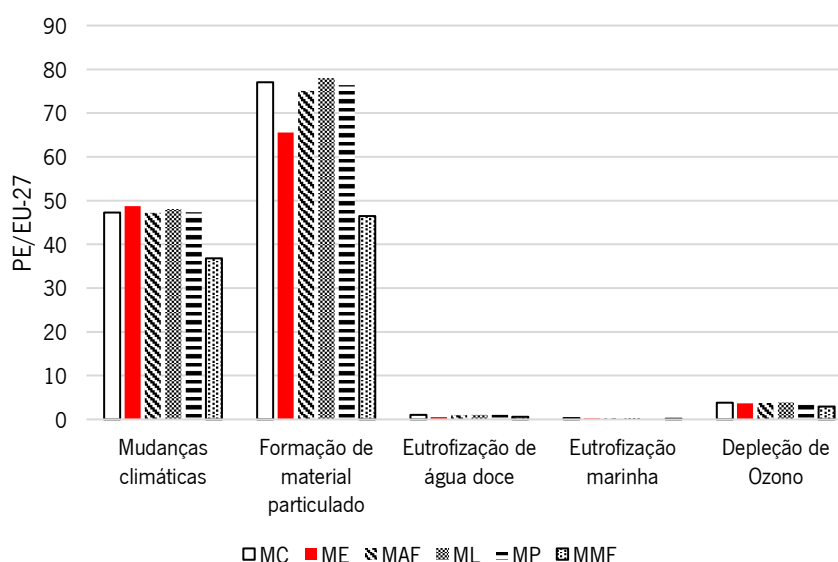


Figura 82. Potencial contribuição de impacto em PE/EU-27

A Figura 82 deixa claro que a magnitude da formação de material particulado é muito maior do que a das outras categorias. Esses resultados estão relacionados com o facto de o principal aspeto envolvido neste impacto ser a emissão de micropartículas na queima de combustíveis e na extração de matéria-prima, o que aumenta a emissão de NO_x, CO e SO₂. Ao avaliar esse parâmetro para as misturas observa-se que as misturas ML e MC são as que mais produzem esse tipo de poluição devido às elevadas taxas de recursos naturais utilizados. Em sentido contrário, as misturas MMF e ME tem as menores magnitude de impacto.

Outro impacto com grande magnitude é o referente às alterações climáticas, que é afetado essencialmente pela queima de combustíveis fósseis e pela extração de betume, as quais emitem gases com efeito estufa para a atmosfera, o que potencia as alterações do clima, além de que a deposição no final de vida das misturas em aterro contribui para aumentar emissões que resultam dos equipamentos de fresagem utilizados para a remoção do pavimento. Em contrapartida as categorias de impacto eutrofização de água doce e marinha e a depleção da camada de ozono apresentaram as menores magnitudes em todas misturas.

6.4. Análise económica

No paradigma do desenvolvimento sustentável e do novo paradigma da economia circular, a aplicação de conceitos relacionados à economia são uma mais-valia para tornar qualquer projeto ambiental mais influente e viável. Sabe-se que muitas das tecnologias relacionadas com a valorização de resíduos possuem um elevado custo, levando os gestores a escolherem, além da mais eficiente, a que tenha o menor custo. A análise económica é uma ferramenta de carácter categórico, ou seja, permite decidir quais as escolhas dentro de uma ótica de custo-benefício.

Neste estudo foi aplicado o critério dos custos diretos relacionados com o uso de agregados convencionais e reciclados e de betume, bem como os custos energéticos e de combustíveis. Esses custos são uma pequena parte de todos os custos relacionados a construção de misturas betuminosas. Para realizar uma avaliação de custo do ciclo de vida de um pavimento, seria necessário ter em conta os gastos totais para obtenção da matéria-prima, custos totais de fabrico e construção, que incluem os equipamentos, a parte laboral, bem como, manutenções e fim de vida (Santos *et al.*, 2017).

Do ponto de vista de custo do ciclo de vida, essa avaliação é mais utilizada para as administrações rodoviárias, que gerem a infraestrutura ao longo da sua vida útil. Para além dos custos de administração, a avaliação do custo do ciclo de vida tem vindo a considerar cada vez mais os custos do utilizador e os custos ambientais o que poderá aumentar o custo global (Martinho *et al.*, 2018a, Santos *et al.*, 2017).

Segundo Martinho *et al.* (2018a) do ponto de vista da construção, os custos diretos relacionados com os agregados convencionais e reciclados são cruciais para as empresas tomarem decisões. Os mesmos autores elucidam que os dois fatores que mais influenciam nesta tomada de decisão são os valores da matéria-prima (agregados + betume) e o custo da produção das misturas.

Como referido anteriormente, para este estudo foi analisado o custo direto das misturas asfálticas com agregados convencionais e reciclados, de forma a estudar a sua influência económica na produção das misturas MC, ME, MAF, ML, MP e MMF. Essa análise foi realizada com os custos das matérias-primas ajustados à realidade portuguesa. Os custos considerados para os agregados convencionais, agregados de escória, material fresado e betume foram obtidos da investigação realizada por Martinho *et al.* (2018a).

Os dados referentes a energia (elétrica e gás) foram recolhidos de uma série de distribuidoras de energia do mercado português, pois, como não se conhece o fornecedor de energia à empresa que produziu as misturas aplicadas no trecho experimental deste estudo, foi realizada uma média dos valores e tarifas de energia disponíveis no mercado português.

Para alguns agregados como as areias de fundição e as lamas de corte de rochas ornamentais foi assumido que as mesmas teriam os mesmos custos da escória (3€/tonelada), tendo em vista que são resíduos de origem industrial. Já para o material fresado foi adotado o valor que os autores estipularam no seu estudo (5€/tonelada de MF). Para o polietileno reticulado considerou-se o mesmo custo, tendo em vista que tanto o PEX como o MF são originados de resíduos de construção e demolição (Martinho *et al.*, 2018a). Na Tabela 49 são apresentados os valores estimados para cada mistura estudada neste trabalho, referentes às camadas betuminosas para um pavimento de classe de tráfego T4.

Tabela 49. Estimativas de custos para produção de misturas betuminosas com diferentes materiais (adaptado de Martinho *et al.*, 2018a)

Custo da Matéria-prima	MC (T)	ME (T)	MAF (T)	ML (T)	MP (T)	MMF (T)	
Agregado Convencional	10€/T	3001	862	2691	2963	2890	1533
Agregado de escória	3€/T		2585				
Agregado de AF	3€/T			316			
Agregado de Lamas	3€/T				92		
Agregado de PEX	5€/T					108	
Material Fresado	5€/T						1533
Betume	350€/T	158	181	158	161	158	79
Custo Energéticos de produção							
Gás	0,05€/kWh	4,49E+05	5,15E+05	4,50E+05	4,57E+05	4,48E+05	4,47E+05
Eletricidade	0,17€/kWh	2,84E+03	3,26E+03	2,85E+03	2,89E+03	2,84E+03	2,83E+03
Total (€)		108230	106190	106235	109521	107585	73647

De facto, nota-se que, ao serem comparadas com a mistura convencional (MC), todas as misturas com incorporação de resíduos, exceto a mistura ML, têm um custo final menor. Assim, pode presumir-se que a incorporação de material reciclado em misturas betuminosas só é benéfica financeiramente se a quantidade de resíduos que será valorizada for significativa, pois a mistura ML teve a menor incorporação de resíduos, o que resultou em grandes quantidades de agregados convencionais e de betume, aumentando o custo final da mistura. As conclusões são semelhantes para o a fase de reabilitação, uma vez que a única diferença entre as fases de construção e reabilitação está na quantidade de material que é necessário utilizar, pois apenas engloba a camada de desgaste (mistura AC14), como mostra a Tabela 50.

Tabela 50. Estimativas de custos de produção de misturas betuminosas para o cenário de reabilitação com diferentes materiais (adaptado de Martinho *et al.*, 2018a)

Custa Matéria-prima	MC (T)	ME (T)	MAF	ML	MP	MMF	
Agregado Convencional	10€/T	618	176	607	623	609	323
Agregado de escória	3€/T		527				
Agregado de AF	3€/T			32			
Agregado de Lamas	3€/T				19		
Agregado de PEX	5€/T					23	
Material Fresado	5€/T						323
Betume	350€/t	33	37	34	34	33	17
Custo Energéticos de produção							
Gás	0,05€/KWh	9,24E+04	1,05E+05	9,55E+04	9,32E+04	9,11E+04	4,82E+04
Eletricidade	0,17€/KWh	5,86E+02	6,65E+02	6,06E+02	5,91E+02	5,78E+02	3,06E+02
Total (€)		22293	21638	22827	22872	22484	13249

Sendo assim, de forma geral, constatou-se que a utilização de agregados reciclados reduz o custo da mistura final de maneira significativa. Os resíduos que seriam depositados em aterros causariam grandes impactos ambientais e económicos oriundos do transporte para deposição final. Dessa forma, esses materiais reciclados passam a ser vistos como um “novo” material que gera valor económico ao ser reintroduzido em matrizes industriais, podendo trazer mais benefícios económicos e ambientais.

7. Conclusões e trabalhos futuros

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar os impactos e desempenhos ambientais de vários resíduos quando incorporados em misturas betuminosas, na maior quantidade possível. Para que seja possível identificar vantagens na utilização desses resíduos, as misturas recicladas têm que obter resultados iguais ou superiores aos das misturas convencionais, que servem de referência.

7.1. Conclusões

No decorrer desta tese foram realizados numerosos ensaios para avaliar os desempenhos mecânicos e ambientais das misturas estudadas para concretizar os objetivos acima identificados. Com base nos resultados desta investigação, foi possível obter várias conclusões que serão apresentadas nos parágrafos seguintes.

Com base na revisão da literatura, foi visto que a indústria da construção civil, em especial na área de pavimentação, é uma área muito versátil que permite um maior escoamento para utilização de materiais reciclados como substitutos de materiais convencionais. Dessa maneira, percebe-se que há uma variedade de resíduos que podem ser incorporados em materiais de pavimentação. De entre os resíduos identificados, os que mais chamaram atenção para este estudo foram o material fresado, as escórias de aciaria, o polietileno reticulado, a areia de fundição e as lamas de corte de pedra.

É importante referir que as misturas com material fresado e polietileno reticulado analisadas no presente trabalho foram previamente estudadas por Abreu (2017) e Costa (2010), respectivamente. As autoras avaliaram o desempenho mecânico destes materiais, sendo os resultados apresentados nesta tese de maneira comparativa. Esses materiais foram utilizados para avaliar os lixiviados produzidos por esses dois resíduos e para realizar a ACV das respectivas misturas.

Assim, para esta tese, os resíduos de escória, areia de fundição e as lamas de corte de pedra, foram estudados para serem incorporados em dois tipos de misturas betuminosas, sendo elas, uma mistura de base (AC20) e uma mistura de desgaste (AC14). É importante referir que para cada um desses tipos de mistura foram também produzidas e avaliadas misturas convencionais para servir de referência.

Na componente laboratorial deste trabalho procedeu-se a uma análise granulométrica dos agregados reciclados e convencionais para formular as misturas para cada resíduo e determinar a taxa de incorporação de resíduo. Com base nos resultados dessa análise, conclui-se que seria possível incorporar uma taxa de 75% de escória nas misturas para camada de base (ME20) e desgaste (ME14). Para as misturas com areias de fundição foram incorporados 12% na mistura de base (MAF20) e 5% na mistura de desgaste (MAF14). No que diz respeito as lamas de corte de pedra, observou-se que a sua granulometria era muito similar à do filer calcário. Sendo assim, esse resíduo foi usado para substituir 3% do filer calcário utilizado, tanto na mistura de base (ML20), como de desgaste (ML14). Também foram realizadas misturas convencionais para a camada de base (MC20) e de desgaste (MC14) servindo de misturas de referência, como elucidado anteriormente.

Ao estudar os resíduos, procedeu-se aos ensaios de lixiviados, para avaliar os parâmetros dos principais elementos perigosos presentes para cada resíduo em relação estipulados pelo Decreto-lei 183/2009. Com a avaliação dos resultados, foi observado que o resíduo de lama de corte de pedra e as areias de fundição não cumpriam alguns dos parâmetros mais exigentes da legislação, sendo assim classificados pelo Decreto-lei 183/2009 como resíduo a ser depositado em aterro não perigoso, todos os restantes resíduos (Pex M.F e escória) e o agregado natural podem ser depositados em aterro para inertes. Isso fez com que, ao trabalhar com esses resíduos, fossem tomados os devidos cuidados de manuseamento.

Posteriormente, foram avaliados os lixiviados das misturas AC 14 com resíduos incorporados e com agregado convencional. Nesse sentido, foi observado que quase todos os parâmetros das misturas ficaram significativamente abaixo do que foi identificado anteriormente pelos resíduos, de modo que é possível assumir que o betume consegue encapsular os componentes inorgânicos dos resíduos avaliados, permitindo cumprir os critérios legais para deposição em aterros de materiais inertes. No entanto, isso não significa que os mesmos sejam materiais inertes, mas sim, que se forem depositados podem ser encaminhados para um aterro com o menor nível de exigência ambiental.

Essa clarificação é importante tendo em conta que os aterros, assim como os pavimentos, são obras geotécnicas e ambos precisam ser impermeáveis para evitar que a água da chuva percole para as camadas mais internas. Porém, no pavimento a água da chuva percola para as bermas, e assim o material lixiviado do pavimento acaba por ser encaminhado para o solo, para os lençóis freáticos ou para as linhas de água superficiais.

Com as misturas produzidas, procedeu-se a avaliação do seu desempenho mecânico, realizando os ensaios de sensibilidade à água e deformação permanente. Para o ensaio de sensibilidade à água, foi observado que as misturas de desgaste obtiveram melhores resultados do que as misturas de base. Entre as misturas de desgaste produzidas neste trabalho, todas as misturas com resíduos obtiveram resultados superiores aos da mistura convencional (MC). A mistura ME14 obteve os melhores resultados, mostrando que a escória é um agregado bastante resistente à ação da água, da mesma forma que a MAF14 e ML14. Contudo, a mistura ME14 foi a que obteve o maior volume de vazios, o que ocorreu pelo facto de que o agregado de escória é mais rugoso, irregular e poroso do que os convencionais e por isso mais difícil de compactar, mas ao mesmo tempo essas características permitiram obter uma melhor afinidade entre o betume e os agregados, o que ajudou a obter maior resistência à ação da água. A mistura MAF14 demonstrou-se muito promissora no que diz respeito à substituição de agregados naturais de menor dimensão por resíduos, pelos resultados positivos que se obtiveram quanto à sensibilidade à água. No que diz respeito a mistura ML14, o seu comportamento foi ligeiramente superior ao da MC14, apesar de ter apresentado um elevado volume de vazios.

O desempenho das misturas previamente estudadas por Abreu (2017) (MMF14) e por Costa (2010) (MP14) foi distinto, tendo a primeira apresentado um desempenho quanto à sensibilidade à água, enquanto a segunda apresentou uma maior suscetibilidade à ação da água.

Para as misturas de base, foi observado que a mistura ML20 e ME20 obtiveram resultados superiores ao da MC20. A MAF20 foi bastante sensível a influência da água, levando à conclusão de que a taxa de incorporação de resíduo selecionada poderá não ser a mais adequada. A mistura ML20 teve o melhor comportamento e o menor volume de vazios, resultando em uma melhor resistência ao efeito da água. Curiosamente a mistura ME20 teve resultado ligeiramente menor, e com um volume de vazios elevado, o que confirma a menor suscetibilidade das misturas produzidas com esse agregado, mesmo com valores de porosidade mais elevados.

Relativamente aos resultados do ensaio de deformação permanente, ao comparar o desempenho da mistura MC (que é a mistura de referência) com o das misturas com resíduos, observou-se que a ME14 e ME20 apresentaram os menores valores de deformação, o que era esperado pelas características do material, enquanto as misturas MAF tiveram resultados ligeiramente inferiores aos da MC. As misturas ML apresentaram um desempenho inadequado relativamente a esta característica.

Já a mistura MF14 estudada por Abreu (2017) teve uma deformação muito inferior à da mistura MC14, o que se deveu ao facto do betume contido no MF ser muito rígido, o que melhorou a resistência à deformação permanente da mistura. Do mesmo modo, também a mistura MP14 avaliada por Costa (2010) teve resultados superiores em comparação com a mistura MC14.

De maneira geral, a mistura ME obteve os melhores resultados de avaliação mecânica, bem como a mistura MMF estudada por Abreu (2017) e a mistura MAF. Contudo, se houver intenção de usar esse resíduo no futuro, recomenda-se a realização de análises de toxicidade antes e depois de o incorporar em misturas betuminosas, de modo a ter conhecimento dos possíveis impactos que esse material possa causar.

A escória demonstrou ser um ótimo material a ser valorizado, pois diante das características do material e dos seus resultados mecânicos, esse resíduo exibiu-se como um excelente substituto para o agregado convencional. De maneira análoga o MF, é um ótimo resíduo para substituir agregados convencionais, além de já ter na sua composição uma percentagem de betume, permitindo reduzir ainda mais os custos e o consumo de betume.

Diante do que foi estudado sobre esses resíduos, foi construído um trecho experimental com os agregados de escória, tendo sido aplicada uma mistura de desgaste (MET14) e uma de base (MET20), juntamente com uma mistura convencional de cada tipo (MCT20 e MCT14), que serviram como misturas de referência. Durante a construção do trecho e depois da sua conclusão foram recolhidas amostras do local da obra, entre elas, mistura para compactar em laboratório e amostras extraídas do trecho depois de terminado. Esses materiais foram sujeitos a ensaios de sensibilidade à água, resistência à deformação permanente, resistência ao fendilhamento por fadiga e módulo de rigidez.

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que as misturas compactadas em laboratório obtiveram melhores resultados do que as misturas compactadas no trecho. No que diz respeito a sensibilidade à água, as misturas MET14 e MET20 compactadas na obra tiveram resultados bastante inferiores aos das misturas equivalentes compactadas em laboratório, o que se deve às condições de compactação mais controladas que foi possível garantir em laboratório. Apesar disso, é importante referir que as misturas com escória tiveram desempenho superior ao das misturas com agregados convencionais em ambas as amostras. O mesmo se observou no ensaio de deformação permanente, onde as misturas de MET14 e MET20 superaram os valores obtidos para as misturas convencionais.

O módulo de rigidez das misturas MET pode ser considerado equivalente ou até ligeiramente superior ao das misturas convencionais. Apenas no que diz respeito à resistência à fadiga se observou um desempenho mecânico das misturas MET ligeiramente inferior ao das misturas convencionais. Adicionalmente, convém referir que as misturas MET apresentaram uma menor trabalhabilidade, relacionada com a maior rugosidade e porosidade dos agregados, o que dificultou a obtenção de volumes de vazios das misturas dentro dos limites especificados no caderno de encargos.

No que concerne a avaliação do ciclo de vida, as misturas MMF e ME, obtiveram de maneira global, os melhores resultados em comparação as demais misturas e, em especial a mistura convencional. O que mais influenciou esse desempenho foi o facto de essas misturas terem grandes quantidades de resíduos incorporados, diminuindo significativamente o impacto ambiental referente às extrações de novos recursos. Já as misturas MAF e MP tiveram valores de impacto ligeiramente menores do que a mistura MC, podendo dizer-se que apresentaram um desempenho ambiental adequado. De maneira contrária, a mistura ML teve os maiores valores de impactos, sendo superiores aos da mistura MC. Um fator importante na avaliação realizada é o fim de vida. Nessa fase, a parte betuminosa do pavimento é retirada por completo, de modo que, esse processo é causador de grande impacto ambiental pelo necessário consumo de combustíveis para remoção do pavimento, bem como a deposição do mesmo em aterro.

Assim, fazendo uma análise global aos materiais avaliados neste trabalho, em cumprimento com o objetivo proposto, foi possível concluir que as misturas com escória e material fresado tem um excelente desempenho mecânico no que diz respeito a sensibilidade à água e deformação permanente. Na questão ambiental, comparando os resultados dessas misturas com as convencionais, foi observado que a incorporação desses resíduos em grandes quantidades reduziu os impactos referente a depleção de recursos naturais não fósseis, bem como diminuíram a emissão de poluentes para o solo e ambientes de água doce. Desta forma, pode-se concluir que as misturas com incorporação desses resíduos possuem o melhor desempenho ambiental e mecânico.

As misturas com areia de fundição e polietileno reticulado têm um desempenho ambiental ligeiramente melhor do que a mistura convencional. No que diz respeito às propriedades mecânicas, essas misturas apresentaram um resultado equivalente ao da mistura convencional. Mesmo assim são uma mais-valia pelo facto de valorizar resíduos que seriam encaminhados para aterros.

As misturas com incorporação de lamas de corte de pedra não satisfazem os requisitos ambientais desejáveis, pois tiveram as mais altas emissões no estudo de ACV e, num dos ensaios mecânicos (deformação permanente), essa mistura teve um resultado indesejável, o que mostra que a mistura é suscetível a se degradar mais rápido.

7.2. Trabalhos futuros

Em relação aos trabalhos futuros, é necessário realizar mais ensaios sobre características mecânicas para os diversos tipos de resíduos, como por exemplo, resistência à fadiga e módulo de rigidez e, características superficiais como o atrito e a textura, avaliados respetivamente pelos ensaios de pêndulo britânico e mancha de areia.

Outro ponto interessante seria otimizar a mistura de escória com o uso de material fresado. Tendo em vista que a mistura ME é muito porosa e por causa disso é necessário mais betume para suprir essa porosidade. Dessa forma, a incorporação de material fresado fino poderia diminuir o volume de vazios e minimizar a utilização de betume. O que poderia melhorar a resistência à fadiga da mistura observada no trecho.

No mesmo sentido, seria interessante realizar uma mistura com inclusão dos vários resíduos estudados neste trabalho, de forma a averiguar se as características mecânicas e ambientais permitiriam criar uma solução de pavimentação ainda mais sustentável.

Em relação às análises de lixiviados realizados para as misturas, neste estudo foram quantificados os lixiviados de elementos inorgânicos. No entanto, para comprovar que as misturas com resíduos são classificadas para aterro de inertes, seria importante realizar a análise de lixiviados dos parâmetros orgânicos que é estabelecido pela tabela 3 do Decreto Lei 183/2009. Esse ensaio não foi realizado por falta de condições técnicas para tal.

Com os lixiviados obtidos, poderia ser realizada uma análise de ecotoxicidade. Essa análise consistiria em utilizar bactérias, fungos, plantas e micro-crustáceos como bioindicadores, de forma, a avaliar o quão tóxicos seriam os lixiviados das misturas com resíduos para organismos vivos.

Outro trabalho futuro interessante seria realizar outra avaliação de ciclo de vida utilizando outros tipos de abordagens, de forma a comparar os resultados, como exemplo, realizar avaliações de *midpoint* e *endpoint*, utilizar outras metodologias de impactes e mudar o sistema de fronteiras. Seria interessante criar um processo exclusivo para o betume na ACV, de modo a saber o real impacte da extração, produção e aplicação. Outro ponto importante seria separar os processos de transporte, compreendendo assim a influência dessa etapa no ciclo de vida. Na fase de uso, poderia ser interessante avaliar o efeito das características superficiais no consumo energético que está associado aos custos dos utentes. Em relação ao fim de vida, seria interessante avaliar dois tipos de cenários, um com remoção completa e envio para aterro, e outro com reciclagem.

Por fim, sugere-se a possibilidade de avaliar a produção dessas misturas com outros tipos de tecnologias, nomeadamente, o fabrico de misturas temperadas e a utilização de betumes modificados. Assim, com as temperaturas mais baixas poderia ser possível alcançar melhores desempenhos ambientais. Contudo é necessário verificar se há vantagens do ponto de vista das propriedades mecânicas e económicas.

Referências Bibliográficas

- Abdulsattar, Z.A., Mohammed, E.A. (2018). Effect of waste foundry sand on indirect tensile strength of asphalt mixture, *Journal of Engineering and Sustainable Development*, Vol. 22 (4), pp. 116-123.
- Abreu, L. (2012). *Estudo de misturas betuminosas recicladas com incorporação de resíduos plásticos*.
- Abreu, L.P.F. (2017). *Aplicação de betume-espuma e rejuvenescedores em misturas betuminosas recicladas-desenvolvimento de soluções para otimização do seu desempenho*, Universidade do Minho.
- Abreu, L.P.F., Oliveira, J.R.M., Silva, H.M.R.D., Fonseca, P.V. (2015). Recycled asphalt mixtures produced with high percentage of different waste materials, *Construction and Building Materials*, Vol. 84, pp. 230-238.
- Adams, K., Osmani, M., Thorpe, T., Thornback, J. (2017). Circular economy in construction: current awareness, challenges and enablers.
- Ahmedzade, P., Sengoz, B. (2009). Evaluation of steel slag coarse aggregate in hot mix asphalt concrete, *Journal of hazardous materials*, Vol. 165 (1-3), pp. 300-305.
- Akbulut, H., Güreç, C. (2007). Use of aggregates produced from marble quarry waste in asphalt pavements, *Building and environment*, Vol. 42 (5), pp. 1921-1930.
- Albertin, R.M. (2011). *Diagnóstico da gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos nos Municípios da bacia hidrográfica do Rio do Índio–Estado do Paraná*, Maringá.
- Algarvio, D.A.N. (2009). *Reciclagem de resíduos de construção e demolição: Contribuição para controlo do processo*, FCT-UNL.
- Aligleri, L., Aligleri, L.A., Kruglianskas, I. (2016). Cradle to Cradle: uma análise dos produtos certificados para limpeza geral e lavagem de roupa, *Revista Gestão Org*, Vol. 14, pp. 88-96.
- Allam, M., Bakhoun, E., Garas, G. (2014). Re-use of granite sludge in producing green concrete, *ARPV J Eng Appl Sci*, Vol. 9 (12), pp. 2731-2737.
- Antunes, V., Freire, A., Neves, J. (2019). A review on the effect of RAP recycling on bituminous mixtures properties and the viability of multi-recycling, *Construction and Building Materials*, Vol. 211, pp. 453-469.
- APA (2015). *Como atingir a meta de 70% de valorização de rcd em 2020?*, Documento de suporte base, Ministério Do Ambiente E Do Ordenamento Do Território e Energia, Lisboa.
- APA (2017). *Guia de Classificação de Resíduos*, Agencia Portuguesa do Ambiente, p. 121, Lisboa.
- Araújo, J.P., Oliveira, J., Silva, H.M.R.D.d. (2013). *Avaliação da influência da camada de desgaste na sustentabilidade dos pavimentos rodoviários*, 7º Congresso Rodoviário Português-Novos desafios para a atividade rodoviária, Centro Rodoviário Português, p. 1-10.
- Araújo, J.P., Palha, C.A.O.F., Oliveira, J., Silva, H.M.R.D.d., Pereira, P.A. (2015). *Desenvolvimento de uma metodologia de avaliação da resistência ao rolamento de diferentes misturas betuminosas*, XVIII Congreso Ibero Latinoamericano del Asfalto.
- Araújo, J.P.C., Oliveira, J.R., Silva, H.M. (2014). The importance of the use phase on the LCA of environmentally friendly solutions for asphalt road pavements, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 32, pp. 97-110.
- Araújo, J.P.d.C. (2016). *Avaliação da sustentabilidade de estruturas e materiais de pavimentos rodoviários*, Universidade do Minho.

- Artiola, J. (2019). Industrial Waste and Municipal Solid Waste Treatment and Disposal, *Environmental and Pollution Science*, p. 377-391, Elsevier.
- Arulrajah, A., Yaghoubi, E., Wong, Y.C., Horpibulsuk, S. (2017). Recycled plastic granules and demolition wastes as construction materials: Resilient moduli and strength characteristics, *Construction and Building Materials*, Vol. 147, pp. 639-647.
- Asi, I.M., Qasrawi, H.Y., Shalabi, F.I. (2007). Use of steel slag aggregate in asphalt concrete mixes, *Canadian Journal of Civil Engineering*, Vol. 34 (8), pp. 902-911.
- Aymard, V., Botta-Genoulaz, V. (2017). *Normalisation in life-cycle assessment: consequences of new European factors on decision-making*, Supply Chain Forum: An International Journal, Taylor & Francis, p. 76-83.
- Azevedo, M. (2012). *Directivas para a concepção de pavimentos–Critérios de dimensionamento*, Instituto de Infra-Estruturas Rodoviárias IP, Portugal
- Balaguera, A., Carvajal, G.I., Albertí, J., Fullana-i-Palmer, P. (2018). Life cycle assessment of road construction alternative materials: A literature review, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 132, pp. 37-48.
- Bare, J.C., Gloria, T.P. (2008). Environmental impact assessment taxonomy providing comprehensive coverage of midpoints, endpoints, damages, and areas of protection, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 16 (10), pp. 1021-1035.
- Baumann, H., Tillman, A.-M. (2004). *The hitch hiker's guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application.*, Studentlitteratur AB, Sweden.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E.M., Pant, R. (2014). Normalisation method and data for Environmental Footprints, *Luxembourg: European Union EUR*, Vol. 26842.
- Bernucci, L.B., Motta, L.d., CERATTI, J.A., SOARES, J.B. (2006). *Pavimentação asfáltica: formação básica para engenheiros*, Petrobrás: ABEDA Rio de Janeiro, Brasil
- Borriona, A.L., Khraishehb, M., Benyahyab, F. (2012). *Environmental life cycle impact assessment of Gas-to-Liquid processes*, Proceedings of the 3rd International Gas Processing Symposium: Qatar, March 2012, Elsevier, p. 71.
- Boskov, M.E.G. (2008). *Geotecnia ambiental*, Oficina de textos.
- Bovea, M.D., Ibanez-Fores, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J. (2010). Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study, *Waste Manag*, Vol. 30 (11), pp. 2383-95.
- Bradshaw, S.L., Benson, C.H. (2011). *Using foundry sand in green infrastructure construction*, Green Streets and Highways 2010: An Interactive Conference on the State of the Art and How to Achieve Sustainable Outcomes, Recycled Materials Resource Center, p. 280-298.
- Branco, F., Pereira, P., Santos, L.P. (2008). *Pavimentos rodoviários*, Alamedinas, SA, Portugal.
- Brandt, H., De Groot, P. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt, *Water research*, Vol. 35 (17), pp. 4200-4207.
- Brantley, A.S., Townsend, T.G. (1999). Leaching of pollutants from reclaimed asphalt pavement, *Environmental Engineering Science*, Vol. 16 (2), pp. 105-116.
- BRE (2008). *BRE Global Methodology for Environmental Profiles of Construction Products*, BRE Group, Reino Unido.

- Bribián, I.Z., Capilla, A.V., Usón, A.A. (2011). Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential, *Building and environment*, Vol. 46 (5), pp. 1133-1140.
- Burlakovs, J., Jani, Y., Kriipsalu, M., Vincevica-Gaile, Z., Kaczala, F., Celma, G., Ozola, R., Rozina, L., Rudovica, V., Hogland, M. (2018). On the way to 'zero waste' management: Recovery potential of elements, including rare earth elements, from fine fraction of waste, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 186, pp. 81-90.
- Cândido, I.M. (2017). *Aproveitamento de Lamas Carbonatadas da Indústria das Rochas Ornamentais na Cerâmica*.
- Careddu, N. (2019). Dimension stones in the circular economy world, *Resources Policy*, Vol. 60, pp. 243-245.
- Carvalho, P., Marques, R.C. (2014). Economies of size and density in municipal solid waste recycling in Portugal, *Waste management*, Vol. 34 (1), pp. 12-20.
- Cascione, A.A., Williams, R.C., Yu, J. (2015). Performance testing of asphalt pavements with recycled asphalt shingles from multiple field trials, *Construction and Building Materials*, Vol. 101, pp. 628-642.
- Castelo Branco, V.T.F. (2004). Caracterização de misturas asfálticas com o uso de escória de aciaria como agregado, *Rio de Janeiro: Dissertação de mestrado COPPE*.
- Castro, F., Vilarinho, C., Soares, D. (2004). *Gestão de resíduos industriais por incorporação em materiais para construção civil*.
- Cavalheiro, A. (2007). *A evolução do processo siderúrgico em Portugal e a valorização das escórias*, Seminário sobre valorização de resíduos em infraestruturas de transporte e obras geotécnicas, LNEC, Lisboa, Portugal
- Chandrasekaran, S.R., Sharma, B.K. (2019). From Waste to Resources: How to Integrate Recycling Into the Production Cycle of Plastics, *Plastics to Energy*, p. 345-364, Elsevier.
- Chehebe, J.R.B. (1997). *Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000*, Qualitymark Editora Ltda.
- Chen, J.-S., Wei, S.-H. (2016). Engineering properties and performance of asphalt mixtures incorporating steel slag, *Construction and Building Materials*, Vol. 128, pp. 148-153.
- Cisterluso (2019). *Cisternas asfálticas*, Lisboa, Portugal; http://www.cisterluso.pt/Asfalto_pt_4_0_0_7_20.html.
- Comissão Europeia (2015). *Comunicação da comissão ao parlamento europeu, ao conselho, ao comité económico e social europeu e ao comité das regiões*, Fechar o ciclo – plano de ação da UE para a economia circular, Bruxelas.
- Costa, L.M., Silva, H.M., Peralta, J., Oliveira, J.R. (2019). Using waste polymers as a reliable alternative for asphalt binder modification—Performance and morphological assessment, *Construction and Building Materials*, Vol. 198, pp. 237-244.
- Costa, L.M.B. (2010). *Incorporação de Resíduos Plásticos em Misturas Betuminosas*, Universidade do Minho, Portugal.

- Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A.M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., Sonnemann, G., Huijbregts, M.A. (2010). Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment, *Environmental science & technology*, Vol. 45 (1), pp. 70-79.
- de Vries, M., de Boer, I.J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments, *Livestock science*, Vol. 128 (1-3), pp. 1-11.
- Delongui, L., Matuella, M., Núñez, W.P., Fedrigo, W., da Silva Filho, L.C.P., Ceratti, J.A.P. (2018). Construction and demolition waste parameters for rational pavement design, *Construction and Building Materials*, Vol. 168, pp. 105-112.
- Dermatas, D. (2017). *Waste management and research and the sustainable development goals: focus on soil and groundwater pollution*, SAGE Publications Sage UK: London, England.
- Diário da República (2009). *Decreto-Lei n.º 183/2009*, Diário da República nº 153, Série I, p. 5170-5198, Lisboa - Portugal
- Diário da República (2011). *Decreto-Lei n.º 73/2011*, Diário da República nº 116/2011, Série I, p. 3251-3300, Lisboa, Portugal.
- dos Santos Braga, F., Buzzi, D.C., Couto, M.C.L., Lange, L.C. (2010). Caracterização ambiental de lamas de beneficiamento de rochas ornamentais, *Eng Sanit Ambient*, Vol. 15 (3), pp. 237-244.
- Dyer, P.P., de Lima, M.G., Klinsky, L.M.G., Silva, S.A., Coppio, G.J. (2018). Environmental characterization of Foundry Waste Sand (WFS) in hot mix asphalt (HMA) mixtures, *Construction and Building Materials*, Vol. 171, pp. 474-484.
- EAPA (1998). *Directivas ambientais sobre as melhores técnicas disponíveis (BAT) para a produção de misturas betuminosas*, European Asphalt Pavement Association, Breukelen.
- EAPA (2015). *The use of Warm Mix Asphalt* Short version, European Asphalt Pavement Association, Bruxelas, Bélgica.
- EPA (2019). *Criteria for the Definition of Solid Waste and Solid and Hazardous Waste Exclusions*, Hazardous Waste, Estados Unidos das Américas, Environmental Protection Agency; <https://www.epa.gov/hw/criteria-definition-solid-waste-and-solid-and-hazardous-waste-exclusions>; Acedido em 12/03.
- Estradas de Portugal (2014a). *Caderno de encargos tipo obra. 14.03-Pavimentos. Características dos materiais*, Estradas de Portugal, SA, , Lisboa - Portugal.
- Estradas de Portugal (2014b). *Caderno de Encargos Tipo Obra 15.03 - Pavimentação Métodos construtivos*, Lisboa - Portugal.
- Etxeberria, M., Pacheco, C., Meneses, J.M., Berridi, I. (2010). Properties of concrete using metallurgical industrial by-products as aggregates, *Construction and Building Materials*, Vol. 24 (9), pp. 1594-1600.
- European Commission (2019). *Report from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions* On the implementation of the circular economy action plan, European Commission, Bruxelas - Bélgica.
- Eurostat (2018). *Waste generation and management*, Your key to European statistics, Bruxelas - Bélgica, European Commission; <https://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/waste-generation-and-management/generation#>; Acedido em 01-04.
- Fahey, D. (2002). Twenty questions and answers about the ozone layer, *United Nations Environment Programme Ozone Secretariat*.

- Fakhri, M., Ahmadi, A. (2017). Recycling of RAP and steel slag aggregates into the warm mix asphalt: A performance evaluation, *Construction and Building Materials*, Vol. 147, pp. 630-638.
- Fernandes, A., Ciriaco, L., Pacheco, M.J., Lopes, A., Albuquerque, A. (2017). Diagnosis and assessment of the management of sanitary landfill leachates in Portugal, *WASTES–Solutions, Treatments and Opportunities II: Selected Papers from the 4th Edition of the International Conference on Wastes: Solutions, Treatments and Opportunities, Porto, Portugal, 25-26 September 2017*, CRC Press, Porto.
- Fernandes, S.R., Silva, H.M., Oliveira, J.R. (2018). Recycled stone mastic asphalt mixtures incorporating high rates of waste materials, *Construction and Building Materials*, Vol. 187, pp. 1-13.
- Fernandes, S.R.M. (2018). *Desenvolvimento de betumes modificados inovadores para misturas betuminosas sustentáveis*, Universidade do Minho, Guimarães, Portugal.
- Ferrão, P.C. (2009). *Ecologia industrial: Princípios e ferramentas*, 1^a ed, IST Press.
- Ferrão, P.M.C., Lorena, A., Santos, M., Niza, S.P.d.O. (2014). *Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2014-2020*, Instituto Superior Técnico e Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa - Portugal.
- Ferraz, F. (2011). *Processo de Fabricação: Fundição*; <https://fagnerferraz.files.wordpress.com/2011/12/aulas-12-e-3-fundic3a7c3a3o-fagner.pdf>; Acedido em 16/05/2019.
- Ferreira, J.V.R. (2004). Análise de ciclo de vida dos produtos, *Instituto Politécnico de Viseu*, pp. 9-16.
- Ferreira, S. (2012). *Estudo e desenvolvimento de metodologias de valorização de resíduos do sector da fundição de produtos em latão*, Universidade do Minho, Guimarães
- Ferreira, S.R. (2010). *Comportamento mecânico e ambiental de materiais granulares : aplicação às escórias de aciaria nacionais*, Universidade do Minho, Guimarães - Portugal
- Ferreira, S.R., Correia, A.G., Roque, A.J., Castro, F., Cavalheiro, A. (2008). Propriedades do ASIC da siderurgia nacional e possibilidades da sua utilização em obra : uma perspectiva geomecânica, *CONGRESSO RODOVIÁRIO PORTUGUÊS*, Estoril.
- Ferreira, V.J., Sáez-De-Guinoa Vilaplana, A., García-Armingol, T., Aranda-Usón, A., Lausín-González, C., López-Sabirón, A.M., Ferreira, G. (2016). Evaluation of the steel slag incorporation as coarse aggregate for road construction: technical requirements and environmental impact assessment, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 130, pp. 175-186.
- Frederick, G., Tario, J. (2009). Quantify the Energy and Environmental Effects of Using Recycled Asphalt and Recycled Concrete for Pavement Construction, *Phase I Final Report, New York State Energy Research and Development Authority, New York*.
- Freitas, H.B., da Motta, L.M.G. (2008). Uso de escória de aciaria em misturas asfálticas de módulo elevado, *TRANSPORTES*, Vol. 16 (2).
- Galetakis, M., Soultana, A. (2016). A review on the utilisation of quarry and ornamental stone industry fine by-products in the construction sector, *Construction and Building Materials*, Vol. 102, pp. 769-781.
- Gautam, P.K., Kalla, P., Jethoo, A.S., Agrawal, R., Singh, H. (2018). Sustainable use of waste in flexible pavement: A review, *Construction and Building Materials*, Vol. 180, pp. 239-253.
- Gellynck, X., Jacobsen, R., Verhelst, P. (2011). Identifying the key factors in increasing recycling and reducing residual household waste: A case study of the Flemish region of Belgium, *J Environ Manage*, Vol. 92 (10), pp. 2683-2690.

- Geyer, R.M.T. (2001). *Estudo sobre a potencialidade de uso das escórias de aciaria como adição ao concreto*, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 114, pp. 11-32.
- Ghisellini, P., Ripa, M., Ulgiati, S. (2018). Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 178, pp. 618-643.
- Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health, *Waste management*, Vol. 29 (8), pp. 2227-2239.
- Goedkoop M., H.R., Huijbregts M., Schryver A. D., Struijs J., Zelm R. V. (2009). *ReCiPe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*, Leiden University, Netherlands.
- Gökalp, İ., Emre Uz, V., Saltan, M., Tutumluer, E. (2017). Technical and Environmental Evaluation of Metallurgical Slags as Aggregate for Sustainable Pavement Layer Applications, *Transportation Geotechnics*.
- Gouveia, N. (2012). Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social, *Ciência & saúde coletiva*, Vol. 17, pp. 1503-1510.
- Guðmundsdóttir, G.F. (2018). *Plastic Waste in Road Construction in Iceland: an Environmental Assessment*, Universidade Técnica da Dinamarca, Dinamarca
- Guo, C., Xu, J., Yang, L., Guo, X., Liao, J., Zheng, X., Zhang, Z., Chen, X., Yang, K., Wang, M. (2019). Life cycle evaluation of greenhouse gas emissions of a highway tunnel: A case study in China, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 211, pp. 972-980.
- Guo, J., Bao, Y., Wang, M. (2018). Steel slag in China: Treatment, recycling, and management, *Waste management*, Vol. 78, pp. 318-330.
- Hamdar, Y., Chehab, G.R., Srour, I. (2016). Life-Cycle Evaluation of Pavements: A Critical Review, *Journal of Engineering Science & Technology Review*, Vol. 9 (6).
- Hansen, K., Newcomb, D., Cervarich, M. (2011). Asphalt tops the charts for environmental stewardship-again, *HMAT: Hot Mix Asphalt Technology*, Vol. 16 (5).
- Hauschild, M.Z., Huijbregts, M.A. (2015). Introducing life cycle impact assessment, *Life cycle impact assessment*, p. 1-16, Springer.
- Herva, M., Neto, B., Roca, E. (2014). Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal), *Journal of Cleaner Production*, Vol. 70, pp. 183-193.
- Hester, R.E., Harrison, R.M. (2002). *Environmental and health impact of solid waste management activities*, Royal Society of Chemistry.
- Hole, G., Hole, A.S. (2018). Recycling as the way to greener production: A mini review, *Journal of Cleaner Production*.
- Hu, L., Wang, W., Long, Y., Wei, F., Nie, Z., Fang, C. (2019). Fate and migration of arsenic in large-scale anaerobic landfill, *Waste management*, Vol. 87, pp. 559-564.
- IARC (2014). *Bitumens and Bitumen Emissions, and Some N-and S-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, World Health Organization, Lyon, França.

- IPCC (2019). *Climate Change and Land*, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPMA (2018). *Boletim climatológico Portugal Continental* Instituto Português do Mar e da Atmosfera Lisboa, Portugal.
- Ishimatsu, A., Kikkawa, T., Hayashi, M., Lee, K.-S., Kita, J. (2004). Effects of CO₂ on marine fish: larvae and adults, *Journal of oceanography*, Vol. 60 (4), pp. 731-741.
- Ismaeel, W.S. (2016). Assessing and developing the application of LEED green building rating system as a sustainable project management and market tool in the Italian context, *Journal of Engineering, Project, and Production Management*, Vol. 6 (2), pp. 136.
- Ismaeel, W.S. (2018). Midpoint and endpoint impact categories in Green building rating systems, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 182, pp. 783-793.
- ISO (2004). *14040 - Environmental Management: Life Cycle Assessment; Principles and Framework*, International Organization for Standardization.
- ISO (2015). *ISO 14001: Environmental Management Systems-Requirements with Guidance for Use*, ISO.
- JAE (1995). *Manual de concepção de pavimentos para a rede rodoviária nacional - MACOPAV*, Junta Autónoma de Estradas, Lisboa, Portugal.
- Jiménez, F. (2014). *Manual de Pavimentação Cepsa*, Cepsa Portuguesa Petróleos SA.
- JOUE (2008). *Diretiva 2008/98/CE*, Jornal Oficial da União Europeia, p. L 312/3 - L312 /30, Bruxelas.
- JOUE (2014). *Decisão da Comissão Europeia 2014/955/EU - Lista de Resíduos referida no Artigo 7 da Diretiva 2008/98/CE*, Jornal Oficial da União Europeia.
- Kägi, T., Dinkel, F., Frischknecht, R., Humbert, S., Lindberg, J., De Mester, S., Ponsioen, T., Sala, S., Schenker, U.W. (2016). Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”—SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 21 (1), pp. 129-132.
- Kalverkamp, M., Karbe, N. (2019). Comparability of Life Cycle Assessments: Modelling and Analyzing LCA Using Different Databases, *Cascade Use in Technologies 2018*, p. 51-63, Springer.
- Kamaruddin, I., Napiah, M., Gasm, Y. (2010). The effect of fine aggregate properties on the rutting behavior of the conventional and polymer modified bituminous mixtures using two types of sand as fine aggregate.
- Kara, M., Günay, E., Kavakli, B., Tayfur, S., Eren, K., Karadag, G. (2004). The Use of Steel Slag in Asphaltic Mixture, *Key Engineering Materials*, Vol. 264-268, pp. 2493-2496.
- Kaseer, F., Martin, A.E., Arámbula-Mercado, E. (2019). Use of recycling agents in asphalt mixtures with high recycled materials contents in the United States: A literature review, *Construction and Building Materials*, Vol. 211, pp. 974-987.
- Kavussi, A., Qazizadeh, M.J. (2014). Fatigue characterization of asphalt mixes containing electric arc furnace (EAF) steel slag subjected to long term aging, *Construction and Building Materials*, Vol. 72, pp. 158-166.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, World Bank Publications.
- Khoeini, S., Dessouky, S., Papagiannakis, A., Walubita, L.F., Tahami, S.A., Gholikhani, M. (2019). Using polymer-based mixes as alternative to asphalt mixes in low volume roads, *Construction and Building Materials*, Vol. 204, pp. 177-183.

- Khurshid, M.B., Qureshi, N.A., Hussain, A., Iqbal, M.J. (2019). Enhancement of Hot Mix Asphalt (HMA) Properties Using Waste Polymers, *Arabian Journal for Science and Engineering*, pp. 1-10.
- Kinnaman, T.C. (2006). Policy watch: examining the justification for residential recycling, *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 20 (4), pp. 219-232.
- Klöpffer, W. (2014). *Background and future prospects in life cycle assessment*, Springer Science & Business Media.
- La Serna, H.d., Rezende, M.M. (2009). Agregados para a construção civil, *Brasília: DNPM*.
- Lagerkvist, A., Dahlén, L. (2019). Solid Waste Generation and Characterization, *Recovery of Materials and Energy from Urban Wastes: A Volume in the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology, Second Edition*, pp. 7-20.
- Larrey-Lassalle, P., Catel, L., Roux, P., Rosenbaum, R.K., Lopez-Ferber, M., Junqua, G., Loiseau, E. (2017). An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: Lessons learned from two Wastewater Treatment Plant case studies, *Environmental impact assessment review*, Vol. 63, pp. 95-106.
- Leal Filho, W., Ellams, D., Han, S., Tyler, D., Boiten, V., Paco, A., Moora, H., Balogun, A.-L. (2019). A review of the socio-economic advantages of textile recycling, *Journal of Cleaner Production*.
- Leff, E. (2008). *Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder*, 6ª ed, Editora Vozes, Petrópolis- Rio de Janeiro Brasil.
- Legret, M., Odie, L., Demare, D., Jullien, A. (2005). Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement, *Water research*, Vol. 39 (15), pp. 3675-3685.
- Levy, J.Q.T., M. Madeira, L. Pinela, A. (2002). *O mercado dos resíduos em Portugal*, AEPISA, Lisboa.
- Lipor (2009). *Principais fontes de gases de efeito de estufa*, Lipor, Porto, Portugal.
- Lisk, D.J. (1991). Environmental effects of landfills, *Science of the Total environment*, Vol. 100, pp. 415-468.
- Lizasoain-Arteaga, E., Indacochea-Vega, I., Pascual-Muñoz, P., Castro-Fresno, D. (2019). Environmental impact assessment of induction-heated asphalt mixtures, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 208, pp. 1546-1556.
- LNEC (2009). *Guia para a utilização de materiais reciclados provenientes de resíduos de construção e demolição em aterro e camada de leito de infra-estruturas de transportes*, Especificação LNEC-474, Lisboa, Portugal.
- Locander, R. (2009). *Analysis of using reclaimed asphalt pavement (RAP) as a base course material*, Colorado Department of Transportation, DTD Applied Research and Innovation
- Lun, Y.X., Li, K. (2012). *Characteristics of Component of Steel Slag Sand*, Advanced Materials Research, Trans Tech Publ, p. 488-491.
- Ma, J., Sun, D., Pang, Q., Sun, G., Hu, M., Lu, T. (2019). Potential of recycled concrete aggregate pretreated with waste cooking oil residue for hot mix asphalt, *Journal of Cleaner Production*.
- MacArthur, F.E. (2013). *Towards the Circular Economy Vol. 1: an economic and business rationale for an accelerated transition*.
- Mak, T.M., Iris, K., Wang, L., Hsu, S.-C., Tsang, D.C., Li, C., Yeung, T.L., Zhang, R., Poon, C.S. (2019). Extended theory of planned behaviour for promoting construction waste recycling in Hong Kong, *Waste management*, Vol. 83, pp. 161-170.

- Manca, P.P., Orru, G., Desogus, P. (2015). Recycling of sludge from ornamental stone processing as resource in civil constructions, *International journal of mining, Reclamation and environment*, Vol. 29 (2), pp. 141-155.
- Márquez, A.J.C., Cassettari Filho, P.C., Rutkowski, E.W., de Lima Isaac, R. (2019). Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development, *Journal of Cleaner Production*.
- Marras, G., Careddu, N. (2018). Sustainable reuse of marble sludge in tyre mixtures, *Resources Policy*, Vol. 59, pp. 77-84.
- Martinho, F., Picado-Santos, L., Capitão, S. (2018a). Feasibility assessment of the use of recycled aggregates for asphalt mixtures, *Sustainability*, Vol. 10 (6), pp. 1737.
- Martinho, F., Picado-Santos, L., Capitão, S. (2018b). Influence of recycled concrete and steel slag aggregates on warm-mix asphalt properties, *Construction and Building Materials*, Vol. 185, pp. 684-696.
- Mashaly, A.O., Shalaby, B.N., Rashwan, M.A. (2018). Performance of mortar and concrete incorporating granite sludge as cement replacement, *Construction and Building Materials*, Vol. 169, pp. 800-818.
- Masoudi, S., Abtahi, S.M., Goli, A. (2017). Evaluation of electric arc furnace steel slag coarse aggregate in warm mix asphalt subjected to long-term aging, *Construction and Building Materials*, Vol. 135, pp. 260-266.
- Mavropoulos A., C.P., Greedy D., Plimakis S., Marinheiro L., Law J., Loureiro A. (2016). *A roadmap for closing waste dumpsites*, the world's most polluted places, International Solid Waste Association - ISWA, Viena.
- McLeod, F., Cherrett, T. (2011). *Waste collection*, Waste, Elsevier, p. 61-73.
- Ministerio do Meio Ambiente (2010). *Política Nacional de Resíduos Sólidos*, LEI N° 12305, Presidência da República Casa Civil, Brasil.
- Ministério do Meio Ambiente (2017). *Liderara Transição*, Plano de Ação para a Economia Circular em Portugal: 2017-2020, Lisboa - Portugal.
- Mladenovič, A., Turk, J., Kovač, J., Mauko, A., Cotič, Z. (2015). Environmental evaluation of two scenarios for the selection of materials for asphalt wearing courses, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 87, pp. 683-691.
- Montani, C. (2007). *Stone 2007: World Marketing Handbook*, Gruppo Editoriale Faenza Editrice spa.
- Nascimento, L., Oliveira, J., Vilarinho, C. (2017). *Analysis of foundry sand for incorporation in asphalt mixtures*, 4th International Conference WASTES: Solutions, Treatments and Opportunities, p. 443-449.
- Nguyen, H.Q., Lu, D.X., Le, S.D. (2018). *Investigation of using steel slag in hot mix asphalt for the surface course of flexible pavements*, IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, IOP Publishing, p. 012022.
- OECD (2019). *Generation of waste by sector*, Organisation for Economic Co-operation and Development; https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AIR_GHG#; Acedido em 14-04.
- Oikonomou, N.D. (2005). Recycled concrete aggregates, *Cement and Concrete Composites*, Vol. 27 (2), pp. 315-318.
- Oliveira, J.A., Oliveira, O.J., Ometto, A.R., Ferraudó, A.S., Salgado, M.H. (2016). Environmental Management System ISO 14001 factors for promoting the adoption of Cleaner Production practices, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 133, pp. 1384-1394.

- Oliveira, J.R.M., Silva, H.M.R.D., Abreu, L.P.F., Gonzalez-Leon, J.A. (2012). The role of a surfactant based additive on the production of recycled warm mix asphalts – Less is more, *Construction and Building Materials*, Vol. 35, pp. 693-700.
- Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Beyer, M., Machwitz, M., Post, P. (2019). An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services, *Science of the Total environment*.
- Ozusaglam, S., Kesidou, E., Wong, C.Y. (2018). Performance effects of complementarity between environmental management systems and environmental technologies, *International Journal of Production Economics*, Vol. 197.
- Palha, D., Fonseca, P., Guimarães, C., Abreu, L., Silva, H.M.R.D.d., Oliveira, J., Pereira, P.A. (2014). *Avaliação do desempenho de misturas betuminosas recicladas com elevadas taxas de material fresado*, 7 ° Congresso Luso-Moçambicano de Engenharia, p. 1-12.
- Parlamento Europeu (2018). *Economia circular: definição, importância e benefícios*, Bruxelas; <https://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/economy/20151201ST005603/economia-circular-definicao-importancia-e-beneficios>; Acedido em 20/10/2019.
- Pasetto, M., Baldo, N. (2012). Performance comparative analysis of stone mastic asphalts with electric arc furnace steel slag: a laboratory evaluation, *Materials and structures*, Vol. 45 (3), pp. 411-424.
- Pelt, J.-M. (1991). *Natureza reencontrada*, Gradiva.
- Penkaitis, G., Sígolo, J.B. (2012). Waste foundry sand: Environmental implication and characterization, *Revista do Instituto de Geociências-USP*, Vol. 12 (3), pp. 5-70.
- Pichtel, J. (2005). *Waste management practices: municipal, hazardous, and industrial*, CRC press.
- Pires, A., Martinho, G., Chang, N.B. (2011). Solid waste management in European countries: a review of systems analysis techniques, *J Environ Manage*, Vol. 92 (4), pp. 1033-50.
- Plastics Europe (2018). *Plastics – the Facts 2018*, An analysis of European plastics production, demand and waste data, Associations of Plastics Manufacture, Bruxelas, Bélgica
- Plastics Europe (2019). *Termoplásticos* <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/thermoplastics>; Acedido em 07/05/2019.
- Prakash, R., Gowtham, M. (2019). Hazardous Waste and Its Treatment Process, *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation*, p. 119-138, Elsevier.
- Prowell, B. (2007). Warm mix asphalt, the international technology scanning program summary report, *American Trade Initiatives, US*.
- Read, J., Whiteoak, D. (2003). *The shell bitumen handbook*, fifth ed, Thomas Telford.
- Renou, S., Givaudan, J., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity, *Journal of hazardous materials*, Vol. 150 (3), pp. 468-493.
- Rodríguez-Fernández, I., Lastra-González, P., Indacochea-Vega, I., Castro-Fresno, D. (2019). Recyclability potential of asphalt mixes containing reclaimed asphalt pavement and industrial by-products, *Construction and Building Materials*, Vol. 195, pp. 148-155.
- Roque, A.J., Correia, A.G., Fortunato, E., Castro, F., Ferreira, S.R., Trigo, L. (2006). *A geotecnia na valorização de agregados siderúrgicos inertes reciclados - um projecto nacional*, Encontro Nacional Do Saneamento Básico, Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cascais, Portugal,.

- Ruiz-Peñalver, S.M., Rodríguez, M., Camacho, J.A. (2019). A waste generation input output analysis: The case of Spain, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 210, pp. 1475-1482.
- Saleh, M., Nguyen, N.H. (2019). Effect of rejuvenator and mixing methods on behaviour of warm mix asphalt containing high RAP content, *Construction and Building Materials*, Vol. 197, pp. 792-802.
- Salim, H.K., Padfield, R., Hansen, S.B., Mohamad, S.E., Yuzir, A., Syayuti, K., Tham, M.H., Papargyropoulou, E. (2018). Global trends in environmental management system and ISO14001 research, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 170, pp. 645-653.
- Santero, N.J., Masanet, E., Horvath, A. (2011). Life-cycle assessment of pavements. Part I: Critical review, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 55 (9-10), pp. 801-809.
- Santero, N.J., Masanet, E., Horvath, A. (2011 b). Life-cycle assessment of pavements Part II: Filling the research gaps, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 55 (9-10), pp. 810-818.
- Santos, D. (2013). Valorização energética de resíduos sólidos urbanos: materiais para caldeiras de centrais de incineração, *Ciência & Tecnologia dos Materiais*, Vol. 25 (2), pp. 98-120.
- Santos, J., Bressi, S., Cerezo, V., Presti, D.L., Dauvergne, M. (2018). Life cycle assessment of low temperature asphalt mixtures for road pavement surfaces: A comparative analysis, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 138, pp. 283-297.
- Santos, J., Flintsch, G., Ferreira, A. (2017). Environmental and economic assessment of pavement construction and management practices for enhancing pavement sustainability, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 116, pp. 15-31.
- Saxena, S., Tembhurkar, A. (2018). Impact of use of steel slag as coarse aggregate and wastewater on fresh and hardened properties of concrete, *Construction and Building Materials*, Vol. 165, pp. 126-137.
- Schau, E.M., Fet, A.M. (2008). LCA studies of food products as background for environmental product declarations, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13 (3), pp. 255-264.
- Schimpf, S., Sturm, F., Correa, V., Bodo, B., & Keane, C. (2017). The world of raw materials 2050: Scoping future dynamics in raw materials through scenarios, *Energy Procedia*, Vol. 125, pp. 6-13.
- Serranti, S., Bonifazi, G. (2019). Techniques for separation of plastic wastes, *Use of Recycled Plastics in Eco-efficient Concrete*, p. 9-37, Elsevier.
- Siddique, R., Kaur, G., Rajor, A. (2010). Waste foundry sand and its leachate characteristics, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 54 (12), pp. 1027-1036.
- Silva, H.M.R.D.d. (2006). *Caracterização do Mastique Betuminoso e da Ligação Agregado-Mastique: Contribuição para o estudo do comportamento das misturas betuminosas*, Universidade do Minho Portugal.
- Silva, H.M.R.D.d., Sousa, R., Oliveira, J. (2009). *Fabrico de misturas betuminosas de alto módulo a menores temperaturas com betume 35/50 e parafinas*, XV Congresso Ibero-LatinoAmericano do Asfalto, p. 375-384.
- Sorlini, S., Sanzeni, A., Rondi, L. (2012). Reuse of steel slag in bituminous paving mixtures, *Journal of hazardous materials*, Vol. 209, pp. 84-91.
- Souza, D.M., Teixeira, R.F., Ostermann, O.P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet?, *Glob Chang Biol*, Vol. 21 (1), pp. 32-47.
- Stewart, R. (2010). 3 - Waste management, *Management, Recycling and Reuse of Waste Composites*, p. 39-61, Woodhead Publishing.

- Stoeva, K., Alriksson, S. (2017). Influence of recycling programmes on waste separation behaviour, *Waste management*, Vol. 68, pp. 732-741.
- Stripple, H. (2001). Life cycle assessment of road: a pilot study for inventory analysis, *IVL RAPPORT* (1210).
- Tao, G., Xiao, Y., Yang, L., Cui, P., Kong, D., Xue, Y. (2019). Characteristics of steel slag filler and its influence on rheological properties of asphalt mortar, *Construction and Building Materials*, Vol. 201, pp. 439-446.
- Temesgen, A., Storsletten, V., Jakobsen, O. (2019). Circular Economy–Reducing Symptoms or Radical Change?, *Philosophy of Management*, pp. 1-20.
- Thom, N. (2008). *Principles of pavement engineering*, Thomas Telford London.
- Tikalsky, P.J. (2004). *Excess foundry sand characterization and experimental investigation in controlled low-strength material and hot-mixing asphalt*, The Pennsylvania transportation Institute (US).
- Torgal, F.P., Jalali, S. (2010). *A sustentabilidade dos materiais de construção*, Universidade do Minho. TecMinho, Portugal.
- Torres, H.P. (2014). *Utilização de betumes modificados na regeneração de misturas com elevadas percentagens de reciclagem*, Universidade do Minho, Guimarães, Portugal.
- Turner, D.A., Williams, I.D., Kemp, S. (2016). Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 129, pp. 234-248.
- Ulubeyli, S., Kazaz, A., Arslan, V. (2017). Construction and demolition waste recycling plants revisited: management issues, *Procedia Engineering*, Vol. 172, pp. 1190-1197.
- Vallero, D.A., McLeod, F., Cherrett, T. (2019). *Waste Collection*, Waste, Elsevier, p. 67-89.
- Vasudevan, R., Velkennedy, R., Sekar, A.R.C., Sundarakannan, B. (2010). Utilization of waste polymers for flexible pavement and easy disposal of waste polymers, *International Journal of Pavement Research and Technology*, Vol. 3 (1), pp. 34-42.
- Vazzoler, J.d.S., Vieira, G.L., Teles, C.R., Degen, M.K., Teixeira, R.A. (2018). Investigation of the potential use of waste from ornamental stone processing after heat treatment for the production of cement-based paste, *Construction and Building Materials*, Vol. 177, pp. 314-321.
- Verdin, A., Cazier, F., Fitoussi, R., Blanchet, N., Vié, K., Courcot, D., Momas, I., Seta, N., Achard, S. (2019). An in vitro model to evaluate the impact of environmental fine particles (PM0. 3-2.5) on skin damage, *Toxicology letters*, Vol. 305, pp. 94-102.
- Vieira, D.R., Calmon, J.L., Coelho, F.Z. (2016). Life cycle assessment (LCA) applied to the manufacturing of common and ecological concrete: A review, *Construction and Building Materials*, Vol. 124, pp. 656-666.
- Von Blottnitz, H., Curran, M.A. (2007). A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 15 (7), pp. 607-619.
- Wan, J., Wu, S., Xiao, Y., Chen, Z., Zhang, D. (2018). Study on the effective composition of steel slag for asphalt mixture induction heating purpose, *Construction and Building Materials*, Vol. 178, pp. 542-550.

- Wang, H., Gangaram, R. (2014). *Life Cycle Assessment of Asphalt Pavement Maintenance*, Rutgers University. Center for Advanced Infrastructure and Transportation, Washington, Estados Unidos da America.
- Wang, J., Yuan, J., Xiao, F., Li, Z., Wang, J., Xu, Z. (2018). Performance investigation and sustainability evaluation of multiple-polymer asphalt mixtures in airfield pavement, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 189, pp. 67-77.
- Washington State DOT (2015). *WSDOT Strategies Regarding Use of Steel Slag Aggregate in Pavements*, Washington State DOT, Construction Division Pavements Office, Washington.
- Wenzel, H., Hauschild, M.Z., Alting, L. (2000). *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*, Springer Science & Business Media.
- White, P., Dranke, M., Hindle, P. (2012). *Integrated solid waste management: a lifecycle inventory*, Springer Science & Business Media.
- Wirtgen (2017). *Cold milling Machine W 220*, Alemanha, Wirtgen GmbH; https://media.wirtgen-group.com/media/02_wirtgen/media_1/media_1_product_divisions/media_1_product_divisions_cold_milling_machines/W_brochure_W220_0216_EN.pdf#langnotavail_pt; Acedido em 15/05/2019.
- Wu, S., Xue, Y., Ye, Q., Chen, Y. (2007). Utilization of steel slag as aggregates for stone mastic asphalt (SMA) mixtures, *Building and environment*, Vol. 42 (7), pp. 2580-2585.
- Xiang, R., Li, Y., Li, S., Xue, Z., He, Z., Ouyang, S., Xu, N. (2019). The potential usage of waste foundry sand from investment casting in refractory industry, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 211, pp. 1322-1327.
- Xiao, F., Su, N., Yao, S., Amirhanian, S., Wang, J. (2019). Performance grades, environmental and economic investigations of reclaimed asphalt pavement materials, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 211, pp. 1299-1312.
- Yang, S., Fang, D., Chen, B. (2019). Human health impact and economic effect for PM_{2.5} exposure in typical cities, *Applied Energy*, Vol. 249, pp. 316-325.
- Yazoghli-Marzouk, O., Vulcano-greullet, N., Cantegrit, L., Friteyre, L., Jullien, A. (2014). Recycling foundry sand in road construction—field assessment, *Construction and Building Materials*, Vol. 61, pp. 69-78.
- Yuan, H.P., Shen, L.Y., Hao, J.J.L., Lu, W.S. (2011). A model for cost–benefit analysis of construction and demolition waste management throughout the waste chain, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 55 (6), pp. 604-612.
- Zaumanis, M., Mallick, R.B., Frank, R. (2016). 100% hot mix asphalt recycling: challenges and benefits, *Transportation research procedia*, Vol. 14, pp. 3493-3502.
- Zhao, G., Ruan, D., Wang, Q., Zhang, X., Wang, Y. (2018). Systemic boundaries in industrial systems: A new concept defined to improve LCA for metallurgical and manufacturing systems, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 187, pp. 717-729.
- Zheng, X., Easa, S.M., Yang, Z., Ji, T., Jiang, Z. (2019). Life-cycle sustainability assessment of pavement maintenance alternatives: Methodology and case study, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 213, pp. 659-672.

Anexo A

Horizontes temporais para as diferentes perspetivas de impacto do método ReCiPe.

To midpoint impact category:	Perspectives		
	I	H	E
climate change	20-yr time horizon	100 yr	500 yr
ozone depletion	–	–	–
terrestrial acidification	20-yr time horizon	100 yr	500 yr
freshwater eutrophication	–	–	–
marine eutrophication	–	–	–
human toxicity	100-yr time horizon organics: all exposure routes metals: drinking water and air only only carcinogenic chemicals with TD ₅₀ classified as 1, 2A, 2B by IARC	infinite all exposure routes for all chemicals all carcinogenic chemicals with reported TD ₅₀	infinite all exposure routes for all chemicals all carcinogenic chemicals with reported TD ₅₀
photochemical oxidant formation	–	–	–
particulate matter formation	–	–	–
terrestrial ecotoxicity	100-yr time horizon	infinite	infinite
freshwater ecotoxicity	100-yr time horizon	infinite	infinite
marine ecotoxicity	100-yr time horizon sea + ocean for organics and non-essential metals. for essential metals the sea compartment is included only, excluding the oceanic compartments	infinite sea + ocean for all chemicals	infinite sea + ocean for all chemicals
ionising radiation	100-yr time horizon	100,000 yr	100,000 yr
agricultural land occupation	–	–	–
urban land occupation	–	–	–
natural land transformation	–	–	–
water depletion	–	–	–
mineral resource depletion	–	–	–
fossil fuel depletion	–	–	–

Anexo B

Questionário para ACV

Dados gerais da instalação

- 1) Qual é a área da superfície da instalação/operação?
 - 2) Qual o consumo de energia elétrica por ano?
 - 3) Qual o consumo de água por ano?
 - 4) Quais são os tipos de combustíveis utilizados?
 - 5) Qual o consumo de combustível por ano?
-

Armazenamento

Transporte interno de Agregados para tolvas

- 1) Qual o tipo de transporte usado para carregar os agregados?
- 2) Qual o modelo desse transporte.
- 3) Potência
- 4) Tempo de operação:
- 5) Capacidade máxima:
- 6) Rendimento de trabalho:

Filer calcário

- 1) Qual o modo de armazenamento?
- 2) Qual o tempo de armazenamento dos agregados?
- 3) Qual a distância média do fornecedor?

Agregado natural

- 1) Qual o modo de armazenamento?
- 2) Qual a distância média do fornecedor?
- 3) Qual o tempo de armazenamento dos agregados?
- 4) Há recolha de água da chuva? Se sim, há tratamento?

Agregado de escória

- 1) Há britagem/crивagem? Qual é o modelo do equipamento? (potência do equipamento, tipo de energia utilizada e o rendimento de trabalho):

- 2) Qual o modo de armazenamento?
- 3) Qual a distância média do fornecedor?
- 4) Há recolha de água da chuva? Se sim, há tratamento?

Agregado M.F

- 1) Qual o modo de armazenamento?
- 2) Qual o tempo de armazenamento do M.F?
- 3) Há algum pré-tratamento?
- 4) Há recolha de água da chuva? Se sim, há tratamento?
- 5) O agregado é de obtenção própria ou compra de algum fornecedor?

Betume

- 1) Qual o modo de armazenamento?
 - 1.1) Qual o modelo do equipamento de armazenamento e consumo de energia?
 - 1.2) Tipo de energia utilizada: A) Energia elétrica; B) Gás natural; C) GPL; D) Fuelóleo
- 2) Qual a distância média do fornecedor?
- 3) Qual é o tempo médio de armazenamento?

Produção da mistura

- 1) Quantas toneladas de mistura betuminosa são produzidas por ano?
- 2) Qual o consumo energético da central por ano?
- 3) Há diferença energética para produzir diferentes misturas?
- 4) Tipo de energia utilizada: A) Energia elétrica; B) Gás natural; C) GPL; D) Fuelóleo
- 5) Tem informação sobre a quantidade de emissão de partículas e gases de efeito estufa?
- 6) Quais são os tipos de resíduos produzidos e as respetivas quantidades?

Construção do pavimento

- 1) Qual o tipo de transporte para os equipamentos a seguir?
- 2) Qual o modelo desse transporte?
- 3) Qual o tipo de combustível utilizado no transporte desses equipamentos?

Equipamentos

Pavimentadora

- A) Potência:

B) Tempo de operação:

C) Rendimento de trabalho:

D) Qual o modelo do equipamento:

Camião basculante (transporte)

A) Potência:

B) Tempo de operação:

C) Rendimento de trabalho:

D) Qual o modelo do equipamento:

Cilindro de pneus

A) Potência:

B) Tempo de operação:

C) Rendimento de trabalho:

D) Qual o modelo do equipamento:

Cilindro de rolo

A) Potência:

B) Tempo de operação:

C) Rendimento de trabalho:

D) Qual o modelo do equipamento:

Fresadora

A) Potência:

B) Tempo de operação:

C) Rendimento de trabalho:

D) Qual o modelo do equipamento:

Colocação a vazadouro (aterro)

1) Qual a quantidade média de material que é encaminhado para vazadouro?

1.1) Qual a quantidade e quais são os resíduos de produção?

1.2) Qual a quantidade de resíduos de demolição?

2) Qual o custo para o depósito em vazadouro?

3) Qual a distância média do aterro?

Anexo C

Modelação de estrutura T4 para os diversos resíduos

Amassadura de mistura convêncional			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.19		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2324
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2389
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	650720
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1337840
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1170610
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3159170
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Massa total
	Ac 14 (kg)	32536	(kg)
	Ac 20 (kg)	66892	157958.5
	Ac 20 (kg)	58530.5	

Amassadura de mistura escoria			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.19	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2640
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2751
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	739200
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1540560
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1347990
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3627750
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Massa total (kg)
	Ac 14 (kg)	36960	
	Ac 20 (kg)	77028	181388
	Ac 20 (kg)	67400	

Amassadura de mistura Areia F.			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.19		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2403
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2374
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	672840
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1329440
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1163260
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3165540
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Massa total (kg)
	Ac 14 (kg)	33642	
	Ac 20 (kg)	66472	158277
	Ac 20 (kg)	58163	

Amassadura de mistura Lamas E.			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.19		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2413
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2419
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	675640
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1354640
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1185310
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3215590
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Massa total (kg)
	Ac 14 (kg)	33782	
	Ac 20 (kg)	67732	160779.5
	Ac 20 (kg)	59265.5	

Amassadura de mistura convêncional PEX			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.19		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2373
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2373
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	664440
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1328880
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1162770
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3156090
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Massa total (kg)
	Ac 14 (kg)	33222	
	Ac 20 (kg)	66444	157804.5
	Ac 20 (kg)	58138.5	

Amassadura de mistura M.F.			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.19		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2427.85
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2427.85
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	679798
Vol. Total (m3)	1330	Massa Ac 20 (kg)	1359596
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1189646.5
Ac20 Vol (m3)	560	Massa total	3229040.5
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	
		Massa Betume	Betume novo
	Ac 14 (kg)	34670	16988.15
	Ac 20 (kg)	67979.8	33310.10
	Ac 20 (kg)	59482.325	29146.34
	Total	79444.59	30335.99

Anexo D

Modelação de estrutura T6 para os diversos resíduos

Amassadura de mistura convêncional			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2324
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2389
Vol total (m3)	700	Massa total Ac14 (kg)	650720
Ac14 vol (m3)	280	Massa total Ac20 (kg)	1003380
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg+bet	1654100
Massa Betume			
	Ac 14 (kg)	32536	Massa total (kg)
	Ac 20 (Kg)	50169	82705

Amassadura de mistura Escoria			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2640
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2751
Vol total (m3)	700	Massa total Ac 14 (kg)	739200
Ac14 vol (m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1155420
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg+bet	1894620
Massa Betume			
	Ac 14 (kg)	36960	Massa total (kg)
	Ac 20 (Kg)	57771	94731

Amassadura de mistura Areia. F.			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2403
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2374
Vol total (m3)	700	Massa Ac 14 (kg)	672840
Ac14 vol (m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	997080
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg+bet	1669920
Massa Betume			
	Ac 14 (kg)	33642	Massa total (kg)
	Ac 20 (Kg)	49854	83496

Amassadura de mistura Lamas			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2413
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2419
Vol total (m3)	700	Massa Ac 14 (kg)	675640
Ac14 vol (m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1015980
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg+bet	1691620
Massa Betume			
	Ac 14 (kg)	33782	Massa total (kg)
	Ac 20 (Kg)	50799	84581

Amassadura de mistura PEX			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2373
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2373
Vol total (m3)	700	Massa Ac 14 (kg)	664440
Ac14 vol (m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	996660
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg+bet	1661100
Massa Betume			
	Ac 14 (kg)	33222	Massa total (kg)
	Ac 20 (Kg)	49833	83055

Amassadura de mistura M.F.			
Comp. (m)	1000		
Larg. (m)	7		
altura (m)	0.1		
Ac14 h (m)	0.04	BA. Ac 14 (kg/m3)	2427.85
Ac20 h (m)	0.06	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2427.85
Vol total (m3)	700	Massa Ac 14 (kg)	679798
Ac14 vol (m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1019697
Ac20 vol (m3)	420	Massa total agg	1699495
Massa Betume		Betume novo	betume M.F
	Ac 14 (kg)	34670	16988
	AC20 (kg)	50984.85	24983
	Total	41971	17681.54598
			26002.2735

Anexo E

Modelação de estrutura T1 para os diversos resíduos

Amassadura de mistura convêncional			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2324
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2389
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	650720
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1337840
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1170610
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1170610
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	4329780
Massa Betume			
Ac14 (kg)	32536		
Ac 20 (kg)	66892	Massa total (kg)	
Ac 20 (kg)	58530.5		216489
Ac 20 (kg)	58530.5		

Amassadura de mistura escoria			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2640
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2751
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	739200
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1540560
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1347990
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1347990
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	4975740
Massa Betume			
Ac14 (kg)	36960		
Ac 20 (kg)	77028	Massa total (kg)	
Ac 20 (kg)	67399.5		248787
Ac 20 (kg)	67399.5		

Amassadura de mistura Areia F.			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2403
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2374
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	672840
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1329440
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1163260
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1163260
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	4328800
Massa Betume			
Ac14 (kg)	33642		
Ac 20 (kg)	66472	Massa total (kg)	
Ac 20 (kg)	58163		216440
Ac 20 (kg)	58163		

Amassadura de mistura Lamas E.			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2413
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2419
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	675640
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1354640
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1185310
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1185310
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	agg +betume	4400900
Massa Betume			
Ac14 (kg)	33782		
Ac 20 (kg)	67732	Massa total (kg)	
Ac 20 (kg)	59265.5		220045
Ac 20 (kg)	59265.5		

Amassadura de mistura convêncional PEX			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2373
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2373
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	664440
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1328880
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1162770
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1162770
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	4318860
Massa Betume			
Ac14 (kg)	33222		
Ac 20 (kg)	66444	Massa total (kg)	
Ac 20 (kg)	58139		215943
Ac 20 (kg)	58139		

Amassadura de mistura M.F.			
Comp. (m)	1000	V.v Ac14	
Larg. (m)	7	V.v Ac 20	
altura (m)	0.26	BMT (Kg/m3)	
Ac14 h (m)	0.04	B.A. Ac 14 (kg/m3)	2427.85
Ac20 h (m)	0.08	B.A. Ac 20 (kg/m3)	2427.85
Ac20 h (m)	0.07	Massa ac14 (kg)	679798
Ac 20 h (m)	0.07	Massa Ac 20 (kg)	1359596
Ac 14 vol(m3)	280	Massa Ac 20 (kg)	1189646.5
Ac20 Vol (m3)	560	Massa Ac 20 (kg)	1189646.5
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	
Ac20 Vol (m3)	490	Massa total	4418687
Massa Betume			
Ac14 (kg)	34670	betume novo	16988.15
Ac 20 (kg)	67979.8	betume M.F.	17681.55
Ac 20 (kg)	59482.325		34669.70
Ac 20 (kg)	59482.325		30335.99
Ac 20 (kg)	59482.325		30335.99
	Total		108590.93

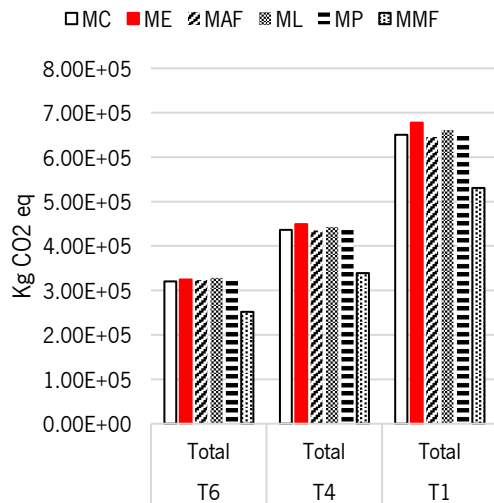
Anexo F

Quantidade de materiais usados e seus respectivos impactes.

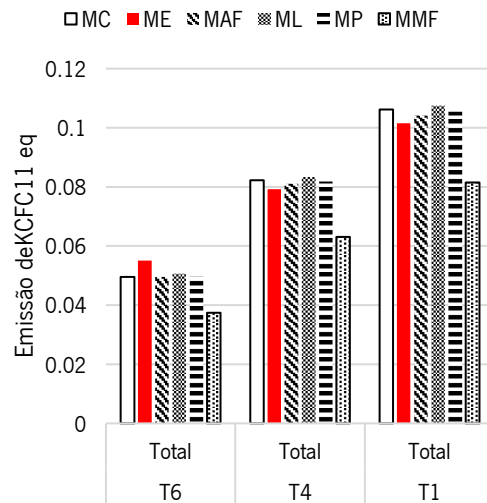
	Materiais Utilizados para Cenário T4					
	MC	ME	MAF	ML	MP	MMF
Agregado naturais (kg)	3001212	861590.6	2691135	2963166	2890347	1533454
Agregado escória (kg)	0	2584772	0	0	0	0
Agregado A.F. (kg)	0	0	316127.7	0	0	0
Agregado lamas (kg)	0	0	0	91644.32	0	0
Agregado pex(kg)	0	0	0	0	107938.3	0
Agregado M.F (kg)	0	0	0	0	0	1533454
Betume (kg)	157958.5	181387.5	158277	160779.5	157804.5	79444.59
Total (kg)	3159170	3627750	3165540	3215590	3156090	3146353
Impactos	Impactos das Misturas para o Cenário T4					
Mudanças climáticas	4.36E+05	4.49E+05	4.35E+05	4.43E+05	4.36E+05	3.39E+05
depleção de Ozônio	8.23E-02	7.93E-02	8.11E-02	8.34E-02	8.19E-02	6.31E-02
acidificação terrestre	8.61E+02	7.63E+02	8.43E+02	8.73E+02	8.56E+02	5.91E+02
Eutrofização de água doce	1.52E+00	7.58E-01	1.42E+00	1.52E+00	1.49E+00	8.96E-01
Eutrofização marinha	4.64E+00	3.38E+00	4.46E+00	4.67E+00	4.58E+00	3.20E+00
Toxicidade humana	5.63E+03	5.65E+03	5.63E+03	5.64E+03	5.63E+03	5.50E+03
Formação de material particulado	2.93E+02	2.49E+02	2.85E+02	2.96E+02	2.90E+02	1.77E+02
Ecotoxicidade terrestre	1.16E+05	6.32E+04	1.09E+05	1.16E+05	1.14E+05	6.59E+04
Ecotoxicidade de água doce	2.63E+02	2.72E+02	2.62E+02	2.67E+02	2.63E+02	1.86E+02
Ecotoxicidade marinha	2.58E+03	2.63E+03	2.58E+03	2.59E+03	2.58E+03	2.35E+03
Uso de terra	7.57E+03	6.53E+03	7.38E+03	7.64E+03	7.50E+03	6.13E+03
Depleção de recursos minerais	5.02E+02	3.11E+02	4.80E+02	5.05E+02	4.94E+02	3.84E+02
Depleção de recursos fósseis	4.08E+05	4.52E+05	4.10E+05	4.16E+05	4.09E+05	2.71E+05

Anexo G

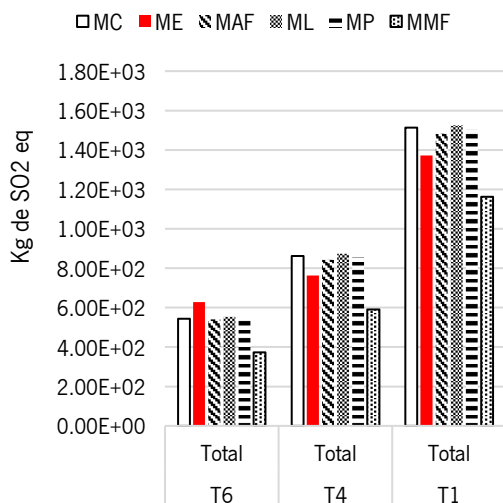
Análise de sensibilidade entre as diferentes estruturas de pavimento



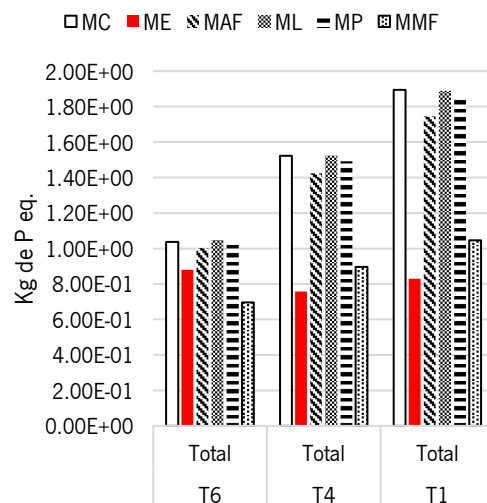
Alterações climáticas



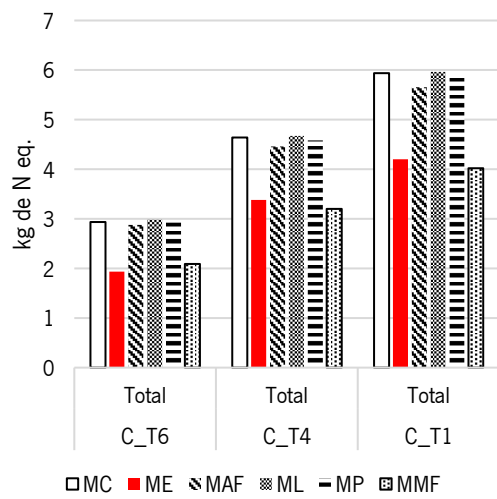
Depleção de ozono



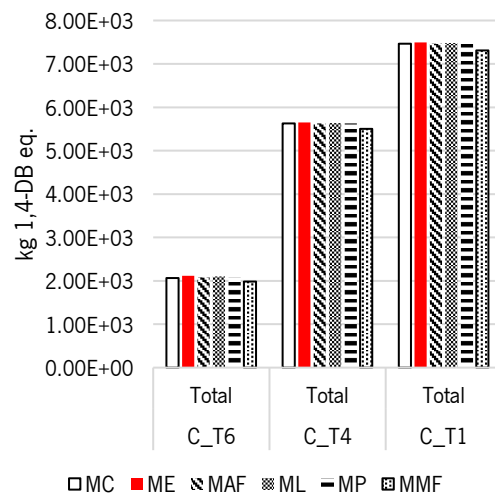
Acidificação terrestre



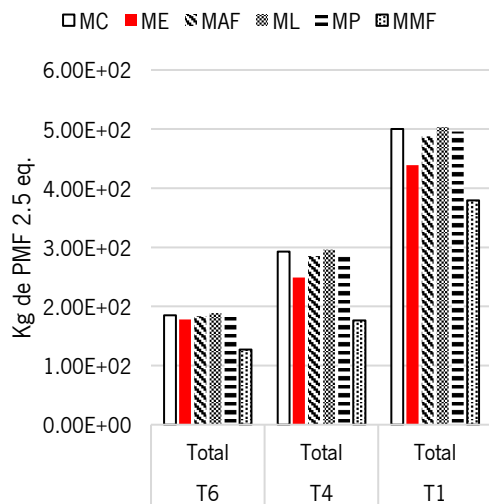
Eutrofização de água doce



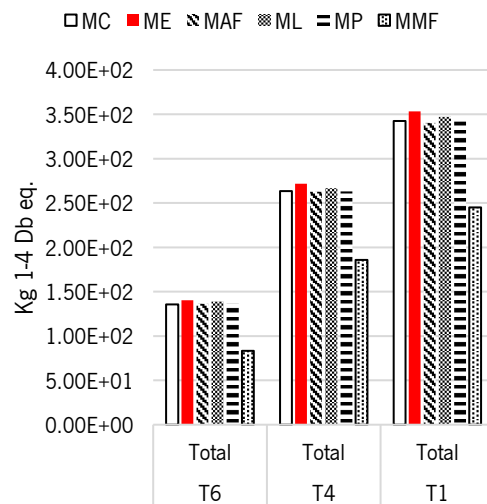
Eutrofização marinha



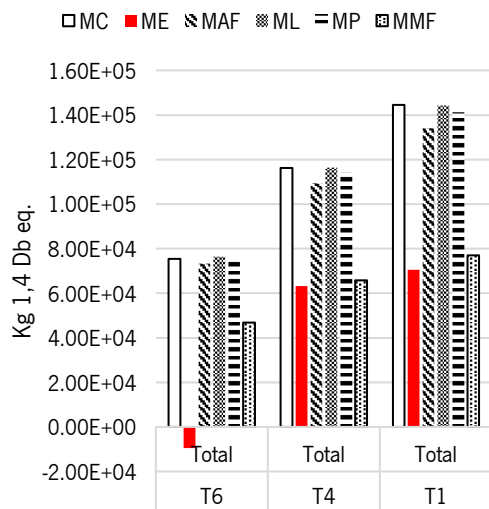
Toxicidade humana (cancerígena)



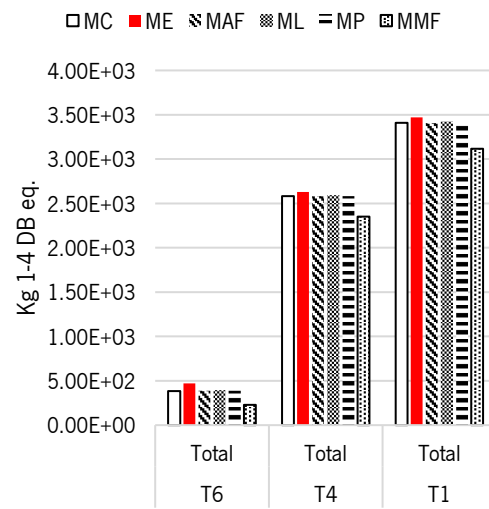
Formação de particulados



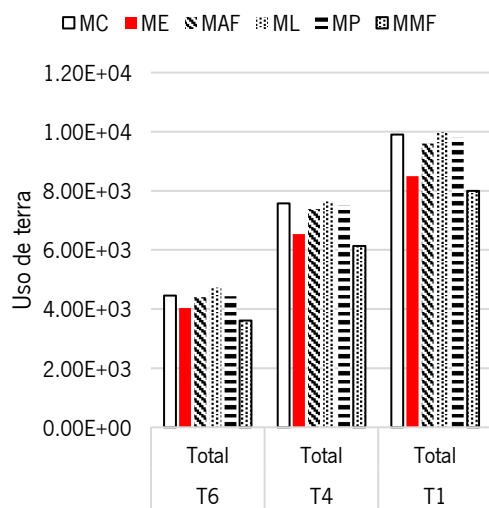
Ecotoxicidade de água doce



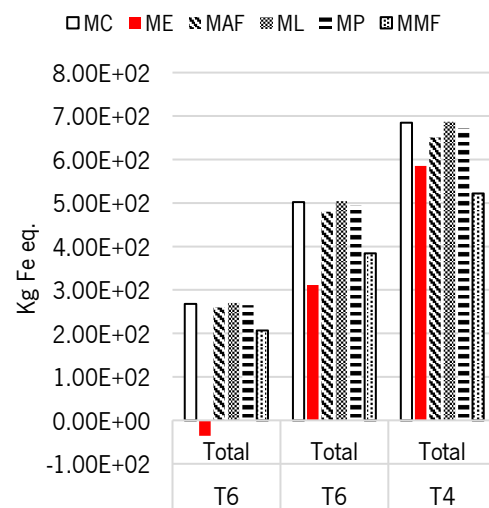
Ecotoxicidade terrestre



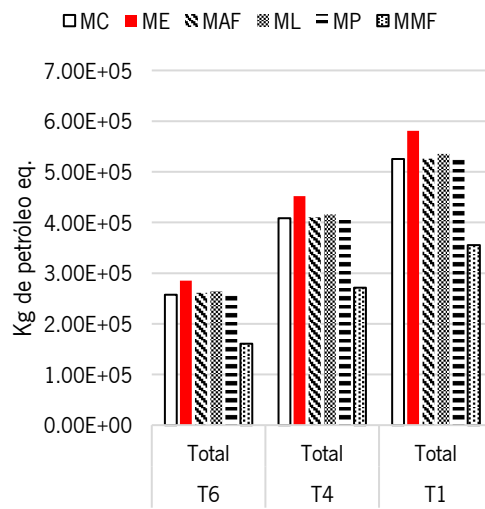
Ecotoxicidade marinha



Uso de terra



Depleção de metal



Depleção de recursos fósseis