

TIAGO ALEXANDRE FERREIRA PAES DE FARIA

**Poluição do ar por partículas em Portugal: Gestão da Qualidade do Ar
ambiente, das emissões de poluentes para a atmosfera e da exposição
ocupacional**

Orientador: Prof. Doutor Helder Miguel Fernandes Silva

**Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias
Faculdade de Engenharia
Engenharia do Ambiente**

**Lisboa
2016**

TIAGO ALEXANDRE FERREIRA PAES DE FARIA

**Poluição do ar por partículas em Portugal: Gestão da
Qualidade do Ar ambiente, das emissões de poluentes para a
atmosfera e da exposição ocupacional**

Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente no Curso de Mestrado em Engenharia do Ambiente, conferido pela Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias.

Orientador: Prof. Doutor Helder Miguel Fernandes Silva

Dissertação defendida em provas públicas na Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias no dia 20/06 2016, perante o júri, nomeado pelo Despacho de Nomeação n.º: 254/2016, de 2 de Junho de 2016, com a seguinte composição:

Presidente:

Prof. Doutor Luís Manuel Monteiro Alves (ULHT)

Vogais:

Prof.^a Doutora Sílvia Maria Pires Garcia – Arguente (ISQ)

Prof.^a Doutora Joana Múrias Gomes Lage (ULHT)

Prof.^a Doutora Susana Marta Almeida (C²TN/IST-ID)

Orientador: Prof. Doutor Helder Miguel Fernandes Silva

Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias

Faculdade de Engenharia

Engenharia do Ambiente

Lisboa

2016

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Hélder Silva pela sua orientação, total disponibilidade, pelas opiniões e críticas e por toda a colaboração e ensinamentos durante o meu percurso enquanto aluno e orientando.

À Delphi Braga por todos os dados fornecidos e por ter permitido que este trabalho fosse realizado nas suas instalações.

À responsável pela área de ambiente, saúde e segurança da Delphi, Ana Ferreira e à coordenadora de ambiente, saúde e segurança da Delphi Braga, Adriana Leitão, por toda a colaboração e receptividade.

Aos meus colegas do CTN por toda a ajuda, interesse e disponibilidade e em especial à Marta Almeida por todas as oportunidades oferecidas, saber transmitido e contributo para o meu crescimento profissional

À Patrícia Neves, pela constante motivação, incentivo, ajuda e companheirismo. Por fazer dos meus projetos, projetos também seus, querendo sempre ajudar e aprender.

Por último, aos meus Pais e Avós, por todos os ensinamentos e condições que me permitiram ser quem sou hoje. São um pilar e uma fonte de inspiração.

Resumo

A qualidade do ar é basilar para a saúde das populações e do ambiente, sendo tema de debate nas últimas décadas. A análise das concentrações de PM10 e a identificação das suas fontes são fundamentais para a tomada de decisões que visem a diminuição da poluição do ar de forma eficaz. A gestão da qualidade do ar tem o objetivo de garantir que o desenvolvimento económico e social se faça de forma sustentável e sem prejuízo para a saúde das populações e para o ambiente. Na indústria, para além dos poluentes atmosféricos emitidos para exterior, é importante controlar a exposição ocupacional dos trabalhadores. O objetivo deste trabalho é analisar o estado da qualidade do ar em Portugal, no que se refere a partículas atmosféricas, e identificar procedimentos em termos de gestão industrial necessários para o controle deste poluente usando como caso de estudo uma indústria de componentes de automóveis. Os resultados obtidos mostram que a concentração média de PM10 na atmosfera em Portugal reduziu substancialmente, mas continuam a existir focos de maior concentração como é o caso das regiões do Porto e Lisboa e Vale do Tejo, e das zonas industriais. As concentrações de poluentes mais elevadas emitidas pela fábrica em estudo, ocorrem nas imediações próximas, enquanto os resultados da exposição ocupacional foram inferiores para todos os parâmetros avaliados. O estudo reforça a necessidade da melhoria continua da qualidade do ar em Portugal.

Palavras-chave: Gestão da Qualidade do Ar, PM10, Portugal, Emissões industriais, Exposição ocupacional.

Abstract

The air quality is fundamental to the health of people and the environment, being subject of debate in recent decades. The concentrations of PM10 analysis and the identification of their sources are essential for making decisions aimed at reducing air pollution effectively. The management of air quality aims to ensure that economic and social development grow sustainably and without harm to the health of people and the environment. In industry, in addition to the air pollutants emitted to the atmosphere, it is important to control the workers occupational exposure. The aim of this study is to analyze the state of air quality in Portugal in relation to atmospheric particles, and to identify procedures in terms of industrial management needed to control this pollutant using as a case study a car component industry.. The results show that the average concentration of PM10 reduced substantially, but continues to exist zones of higher concentration such as the regions of Porto and Lisbon and Tagus Valley, and industry areas. The highest concentrations of pollutants emitted by the plant in study occur in the immediate surroundings while the results of occupational exposure were lower for all parameters. The study reinforces the need for continuous improvement of air quality in Portugal.

Keywords: Air Quality Management, PM10, Portugal, Industrial emissions, Occupational exposure.

Abreviaturas e Símbolos

ACGIH - American Conference of Governmental Industrial Hygienists
AEA - Agência Europeia do Ambiente
APA - Agência Portuguesa do Ambiente
CCDR - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CSIRO - Division of Atmospheric Research - Commonwealth Scientific and Industrial
DA - diâmetro aerodinâmico
EMAS – Sistema Comunitário de Ecogestão e Auditoria
ENAR - Estratégia Nacional para o Ar
ENDS - Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável
EUA – Estados Unidos da América
GDAS - Global Data Analysis System
HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory),
IGAMAOT - Inspeção-Geral dos Ministérios do Ambiente, Ordenamento do Território e
Energia e da Agricultura e do Mar
ISO – Organização Internacional para Padronização
NCEP - National Centers for Environmental Prediction
NDAS - NAM Data Analysis System
NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration
OMS - Organização Mundial de Saúde
RI - fator de Impacto rodoviário
SGA – Sistema de Gestão Ambiental
SGSST - Sistemas de Gestão da Segurança e Saúde no Trabalho
UE – União Europeia
US-EPA - Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos
VLE – valor limite de exposição
VLE-MP - Valor Limite de Exposição – média ponderada
ZER - Zona de Emissões Reduzidas

Índice geral

Agradecimentos.....	1
Resumo.....	2
Abstract	3
Abreviaturas e Símbolos	4
Índice geral.....	5
Índice de Tabelas.....	7
Índice de Figuras	8
Pertinência do estudo	10
1 Enquadramento teórico	11
1.1 Qualidade do ar	11
1.2 Partículas atmosféricas.....	12
1.2.1 Propriedades.....	12
1.2.2 Fontes	13
1.2.3 Impactes	15
1.3 Gestão da qualidade do ar	21
1.4 Gestão da qualidade do ar na indústria.....	22
1.5 Legislação Nacional e Internacional	24
1.5.1 Legislação – Qualidade do ar ambiente	24
1.5.2 Legislação – Emissões atmosféricas industriais.....	27
1.5.3 Exposição ocupacional.....	29
Objetivos	31
Procedimentos e métodos.....	32
2 Procedimentos e métodos.....	33
2.1 Qualidade do ar em Portugal	33
2.1.1 Área de estudo – Portugal	33
2.1.2 Emissões de PM10 em Portugal.....	34
2.1.3 Rede de monitorização da Qualidade do Ar.....	34
2.1.4 Trajetórias de massas de ar retrógradas.....	34
2.1.5 Mapas de Índice de Absorção de Aerossol	35
2.2 Gestão da qualidade do ar na indústria.....	35
2.2.1 Área de estudo.....	35
2.2.2 Monitorização das emissões.....	39
2.2.3 Modelo TAPM	40

2.2.4	Monitorização da exposição dos trabalhadores.....	40
	Apresentação de resultados	41
3	Apresentação de resultados	42
3.1	Gestão da Qualidade do ar em Portugal – partículas atmosféricas	42
3.1.1	Emissões de PM10	42
3.1.2	Concentrações atmosféricas de PM10.....	44
3.1.3	Análise espacial e temporal.....	46
3.1.4	Qualidade do ar em grandes centros urbanos – Lisboa e Porto.....	48
3.1.5	Qualidade do ar nos centros industriais – Sines e Estarreja	49
3.1.6	Trajetórias de massas de ar.....	49
3.2	Gestão da qualidade do ar na indústria.....	50
3.2.1	Caracterização das chaminés da Delphi Braga.....	50
3.2.2	Avaliação da necessidade de alteamento das chaminés	53
3.2.3	Exposição ocupacional.....	69
	Discussão.....	71
4	Discussão.....	72
4.1	Legislação Nacional e Internacional	72
4.2	Qualidade do ar em Portugal	73
4.2.1	Emissões de PM10	73
4.2.2	Concentrações atmosféricas de PM10.....	74
4.3	Gestão da qualidade do ar na indústria.....	77
4.3.1	Emissão e Dispersão de poluentes.....	77
4.4	Exposição ocupacional	78
5	Conclusão	80
6	Bibliografia	83

Índice de Tabelas

Tabela 1- Comparação das concentrações limite regulamentares para PM10 com os valores limite definidos pela OMS e pela US-EPA.	26
Tabela 2 – Resumo do Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de Abril e das Portarias que o regulamentam, com interesse para o estudo.....	28
Tabela 3 - Valores limite e limiares mássicos para os poluentes em estudo.	28
Tabela 4 - VLE-MP para os poluentes em estudo segundo a NP 1796:2014 e o Decreto-Lei n.º 24/2012, respectivamente.....	30
Tabela 5 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros meteorológicos na coordenada geográfica da Delphi Braga (10 m de altura, dados de 2011).	39
Tabela 6 - Monitorização das emissões para os diversos parâmetros	39
Tabela 7 - Descrição sumária das chaminés do Edifício 1 e 2.	51
Tabela 8 - Emissões de poluentes das chaminés da Delphi Braga	52
Tabela 9 - Ocorrência de sobreposição de plumas de poluentes oriundas de fontes diferentes	54
Tabela 10 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de PTS e a Portaria n.º 263/2005.	55
Tabela 11 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de NO _x e a Portaria n.º 263/2005.	55
Tabela 12 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de SO ₂ e a Portaria n.º 263/2005.....	56
Tabela 13 - Determinação das alturas Hc das chaminés da Delphi Braga tendo em conta os edifícios próximos mais desfavoráveis e a Portaria n.º 263/2005.....	57
Tabela 14 - Alturas das chaminés da Delphi Braga atendendo ao Decreto-Lei n.º 78/2004 de 3 de Abril e Portaria n.º 263/2005 de 17 de Março.	58
Tabela 15 - Valores de concentração média e concentração máxima de poluentes no local mais desfavorável. Valores limite legais.	67
Tabela 16 - Concentrações para cada parâmetro avaliado na vertente da exposição ocupacional e comparação com os valores limite da NP 1796: 2014 e do Decreto-Lei n.º 24/2012.	70

Índice de Figuras

Figura 1 - Esquema metodológico.	33
Figura 2 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga na Península Ibérica: Altitude de visualização 902,33 km.	36
Figura 3 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga: Altitude de visualização 42,36 km.	36
Figura 4 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga: Altitude de visualização 1,53 km. ..	37
Figura 5 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga e identificação dos edifícios contemplados no estudo. Altitude de visualização 512 m.....	37
Figura 6 - Detalhe do mapa das estradas de Portugal: região próxima da Delphi Braga.	38
Figura 7 - Rosa-dos-ventos na coordenada geográfica da Delphi Braga	38
Figura 8 - Emissões de PM10 em Portugal e a tendência das emissões de PM10 das cinco principais categorias mais importantes de fontes na UE-28, 2001-2011.	42
Figura 9 - Número de veículos na cidade de Lisboa e Porto. Número de veículos em Portugal, em conformidade com as normas europeias de emissões.	43
Figura 10 - - Concentração média de PM10 em cada estação para os anos de 2001, 2006 e 2011 (primeira linha). Estações que excederam o valor limite diário nos anos de 2001, 2006 e 2011 (2ª linha).	45
Figura 11 - Concentração de PM10 em Portugal discriminado por região e tipo de estação.	47
Figura 12 - Concentrações médias anuais de PM10 em Portugal discriminadas por estação do ano. ..	47
Figura 13 - Concentração média de PM10 medido em Lisboa e Porto em estações urbanas de tráfego e fundo e o fator impacto rodoviário discriminados por hora.	48
Figura 14 - Concentração de PM10 entre 2001 e 2011 em Estarreja e no Barreiro e os seus padrões diários.	49
Figura 15 - Trajetórias de massas de ar retrógradadas gerada pelo modelo Hisplit para o dia 11 de Outubro de 2001 e o mapa de índice de aerossol (TOMS) correspondente ao período de 9-11 de Outubro de 2001.....	50
Figura 16 - Obstáculos ao penacho considerados no estudo e respetivas alturas.....	60
Figura 17 - Localização das fontes emissoras em relação aos obstáculos.	60
Figura 18 - Concentração de CO ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	61
Figura 19 - Concentração de CO ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos octo-horários.	61
Figura 20 - Concentração de COVs ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	62
Figura 21 - Concentração de COVs ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	62
Figura 22 - Concentração de H ₂ S ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais	62
Figura 23 - Concentração de H ₂ S ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	63
Figura 24 - Concentração de Pb ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	63
Figura 25 - Concentração de Pb ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos diários.....	63
Figura 26 - Concentração de PTS ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	64
Figura 27 - Concentração de PTS ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos diários.....	64
Figura 28 - Concentração de Sn ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	64

Figura 29 - Concentração de Sn ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	65
Figura 30 - Concentração de SO ² ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	65
Figura 31 - Concentração de SO ₂ ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	65
Figura 32 - Concentração de NO _x ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	66
Figura 33 - Concentração de NO _x ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	66
Figura 34 - Concentração de Metais III ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais.	66
Figura 35 - Concentração de Metais III ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários.	67

Pertinência do estudo

A qualidade do ar é basilar para a saúde das populações e do ambiente sendo tema de estudo e debate por parte do mundo científico, político, industrial e até do cidadão comum.

As partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 μm (PM10) são constituídas por uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos (Vallero, 2008) e têm sido associadas a várias doenças (Pope et al., 2002).

Em Portugal, a qualidade do ar tem sido tema de debate nas suas várias vertentes. Contudo, não existe neste país uma análise científica, histórica e espacial à qualidade do ar, a não ser a realizada pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

A análise das concentrações de PM10 e a identificação das suas fontes são fundamentais para a tomada de decisões que visem a diminuição da poluição do ar de forma sustentável.

Estudos realizados em áreas especialmente poluídas, como as grandes cidades e as áreas industriais têm sido desenvolvidos por vários autores. É importante a realização destes estudos através de uma visão global do estado da qualidade do ar nacional e do impacte que estes locais podem ter não só a nível local mas também globalmente. Uma análise crítica à qualidade do ar em Portugal permite avaliar o cumprimento das metas definidas pela União Europeia bem como auxiliar na identificação de medidas a aplicar.

A utilização de modelos é fundamental no estudo do impacte das fontes no meio recetor e na avaliação do transporte de poluentes a longa distância. Ao utilizar duas ferramentas de modelação –TAPM e Hysplit, este estudo pretende, demonstrar a sua utilidade prática.

O estudo da qualidade do ar na indústria permite perceber ao pormenor qual a contribuição das suas fontes para a qualidade do ar, sendo que a escolha recaiu na indústria dos componentes automóveis devido ao número reduzido de estudos que há nesta área, ao seu possível impacte e à utilidade do estudo para a própria empresa - Delphi Braga.

Os vários pontos atrás referidos demonstram a pertinência deste estudo.

1 Enquadramento teórico

1.1 Qualidade do ar

O ar atmosférico do planeta Terra, ambiente no qual a vida subsiste, é um recurso essencial, do qual dependemos totalmente para sobreviver, sendo o mais dinâmico e mutável das "esferas" deste planeta. É nele que ocorre a distribuição de energia sobre a superfície da Terra e diversas transformações químicas, especialmente induzidas fotoquimicamente. Por outro lado, encontra-se em contacto direto com as outras “esferas”, (hidrosfera, biosfera e litosfera), funcionando como meio de transferência de matéria entre elas.

O ar atmosférico, considerado puro, ao nível da terra, é constituído principalmente por azoto (78%), oxigénio (21%) e árgon (0.93%), sendo que a restante percentagem é dividida por inúmeros outros elementos como carbono, néon, hélio, kriptón, hidrogénio e xénon (Gomes, 1993; Junge, 1964). A atividade humana tem, através de contínuas e excessivas emissões de poluentes, deteriorado o ar atmosférico ao longo dos anos, sendo que um problema local passou a ser global, interferindo e desequilibrando os processos físico - químicos que ocorrem na atmosfera. Esta deterioração da qualidade do ar e respetivos efeitos levaram a uma maior visibilidade e preocupação nos últimos anos, tanto na comunidade científica como na sociedade em geral.

O termo qualidade do ar aparece descrito no glossário da Agência Europeia do Ambiente como “o grau de poluição no ar que se respira; o tipo e a concentração máxima de cada um dos poluentes que não pode ser excedida durante um período de tempo especificado” (European Environment Agency [EEA], 2008).

A Organização Mundial de Saúde (OMS), que define poluição do ar como a contaminação do ambiente interior ou exterior por qualquer agente químico, físico ou biológico, que modifica as características naturais do ambiente, em 2012, estimou que a poluição do ar exterior causa 3,7 milhões de mortes prematuras por ano em todo o mundo, devido à exposição a partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 µm (PM10), que provocam doenças cardiovasculares, respiratórias e cancro. A poluição do ar é um problema de saúde ambiental que afeta países desenvolvidos e em desenvolvimento (World Health Organization [WHO], 2014).

1.2 Partículas atmosféricas

Partículas atmosféricas são uma mistura complexa de partículas extremamente pequenas constituídas por vários compostos orgânicos e inorgânicos, incluindo ácidos e metais, que podem ser líquidas ou sólidas (Seinfeld & Pandis, 1998; Vallero, 2008).

As partículas podem ser classificadas de acordo com:

1) Fonte de emissão, tais como naturais ou antropogénicas (Pacyna, 1998);

2) Origem, tais como partículas primárias - emitidas diretamente para a atmosfera e - partículas secundárias - formadas a partir de compostos gasosos através de reações químicas que envolvem oxigénio atmosférico, vapor de água, espécies reativas, poluentes e gases orgânicos (Koutrakis & Sioutas, 1996);

3) Tamanho;

4) Componentes.

No entanto, ainda não é claro quais as características físicas e químicas das partículas responsáveis pelos efeitos observados na saúde, embora, o efeito das partículas esteja provavelmente relacionado com um conjunto bem definido de características, que podem por sua vez ser relacionadas com um conjunto de fontes bem definido. Como tal, vários programas de investigação dedicam-se à compreensão dos efeitos dos aerossóis sobre a saúde e à identificação de fontes associadas.

O interesse internacional nas partículas atmosféricas está principalmente relacionado com o seu papel nas alterações climáticas e consequentes efeitos sobre a saúde humana. As partículas dispersam e absorvem a radiação solar e terrestre, estando envolvidas na formação de nuvens e afetando a distribuição e quantidade de gases atmosféricos através de reações químicas heterogéneas e outros processos multifásicos (Charlson et al., 1992; Seinfeld & Pandis, 1998). Além disso, podem causar ou aumentar o número de doenças respiratórias, cardiovasculares, infecciosas e alérgicas (Pope et al., 2002; Almeida, Silva, & Sarmiento, 2014; Cruz et al., 2015).

1.2.1 Propriedades

As partículas possuem diferentes características físico-químicas que as distinguem entre si, nomeadamente as suas dimensões, números, massas e composições químicas.

A dimensão é uma das características mais importantes, devido ao facto de muitas outras características e processos químicos estarem interligados a esta. Permite também a

identificação das fontes emissoras que lhes dão origem, bem como aferir o seu grau de influência na saúde e no clima (Almeida, 2004).

A dimensão da partícula é definida pelo diâmetro aerodinâmico (DA) que equivale ao diâmetro de uma esfera de densidade unitária (1 g/cm^3) com a mesma velocidade de deposição da partícula, sob a ação de gravidade (Seinfeld & Pandis, 1998). As partículas são geralmente divididas em 3 grupos, consoante o seu tamanho: partículas grosseiras (PM_{2.5-10}, com DA entre 2,5 μm e 10 μm), partículas finas (PM_{2.5}, com DA inferior a 2,5 μm) e as partículas ultrafinas, (PM_{0.1}, com DA inferior a 0,1 μm). São também divididas em três modos diferentes: modo de nucleação, modo de acumulação e modo grosseiro, com tamanhos a variar entre 0,005 a 0,1 μm , 0,1 a 1 μm e superiores a 1 μm , respectivamente. No modo de nucleação, as partículas são formadas a partir de gases emitidos a temperaturas altas e a pressões baixas e que, em contacto com o ar ambiente ou por processos de nucleação, condensam rapidamente (Seinfeld & Pandis, 1998). No modo de acumulação as partículas são formadas por coagulação de partículas ultrafinas ou de partículas finas com ultrafinas. Podem também ser formadas através da condensação de vapores nas partículas atrás descritas (Raes et al., 2000). No modo grosseiro, as partículas são formadas essencialmente através da desagregação de partículas sólidas maiores, provenientes de origens naturais e antropogénicas.

1.2.2 Fontes

Existem dois principais tipos de fontes de material particulado: fontes antropogénicas estritamente ligadas às actividades do Homem e fontes naturais ligadas a fenómenos naturais.

As fontes antropogénicas, todas aquelas que derivam de actividades humanas, têm um peso significativo na emissão de partículas para a atmosfera. As fontes mais relevantes são a queima de combustível, o tráfego, as emissões industriais, domésticas e agrícolas (Calvo et al., 2013; Seinfeld & Pandis, 1998; Vallero, 2008). Das enunciadas, destacam-se, o tráfego rodoviário e a indústria.

O tráfego rodoviário é um dos principais contribuintes para a poluição das grandes cidades e com repercussões à escala mundial. Este é produto, não só da emissão de gases de escape como também do desgaste dos pneus e travões e da ressuspensão das partículas depositadas (Amato et al., 2011; Thorpe & Harrison, 2008). Os veículos motorizados são responsáveis pela emissão de Zn, Mo, Ni, Cu, Ag, Cd, Sb, Br, Se e C (Huang, Olmez, & Aras, 1994; Weckwerth, 2001; Almeida, 2004).

Praticamente todas as atividades industriais, senão a totalidade, emitem partículas, havendo no entanto algumas cuja contribuição é mais significativa, resultado dos processos a si inerentes, como a siderurgia, fundições, cimenteiras, cerâmicas, mineração, entre outras (Gomes, 1993). O tipo de indústria, os processos associados, a tecnologia utilizada e a sua localização influenciam a composição e dimensão das partículas emitidas (Pacyna, Scholtz, & Li, 1995). A indústria é responsável pela emissão de uma diversidade de poluentes que varia com a sua atividade, podendo estes serem As, Cd, Cu, In e Zn, Sb, Se, Hg, Cr, Mn Tl, Sn, Pb, Mn, entre outros (Pacyna, 1998).

As restantes fontes emissoras também possuem as suas particularidades, sendo que a combustão doméstica, maioritariamente nos meses de Inverno, tem uma contribuição considerável para o total de partículas emitidas. As emissões na agricultura têm várias origens, desde a preparação do solo até à colheita dos vegetais que leva à ressuspensão de partículas. A aplicação de adubos, fertilizantes e pesticidas e a posterior queimada no fim da colheita tem um importante contributo, principalmente ao nível de partículas de sulfato e nitrato de amónio. É também de referir que os incêndios florestais, grande maioria provocados pelo Homem, são importantes fontes de partículas, que são ressuspensas pelo vento (Almeida, 2004). Apesar de ser um acontecimento sazonal, em zonas de clima mediterrânico, como na Península Ibérica, principalmente em algumas zonas de França e Itália, e também na Califórnia e Sudeste da Austrália estes episódios são recorrentes e resultam em grandes áreas de terra queimada (Rebelo, 1996).

As fontes naturais estão ligadas aos processos naturais do planeta em que o homem não tem qualquer influência ou controlo. Podem ser distinguidas em três origens diferentes, mineral, marinha e biogénica.

As partículas minerais correspondem a 44% das emissões do planeta (Lozano, 2010; Mirante, 2013), sendo a fonte natural com maior impacto. Os vulcões, através das partículas de cinza emitidas, são considerados uma das principais fontes naturais de emissão de partículas (Gomes, 1993). Não obstante, é a ação dos ventos na superfície da terra que ao provocar a erosão do solo e a sua ressuspensão, particularmente em regiões áridas ou semiáridas, representa a maior contribuição para a concentração de partículas no nosso planeta. O deserto do Saara é o maior responsável e transporta as partículas por longas distâncias, influenciando a qualidade do ar a nível global (Almeida, Pio, Freitas, Reis, & Trancoso, 2005). Outras fontes como os incêndios florestais naturais, fenómenos geotérmicos e sísmicos têm impacto nos níveis de partículas. Os principais compostos das partículas

minerais são os carbonatos, silicatos, argilas, óxidos de ferro e sulfato de cálcio (Calvo et al., 2013). No entanto, a sua composição varia em função das características geológicas da área de origem. O solo contribui com Cr, Mn, V, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb e Zn, enquanto os vulcões contribuem com Cd, Hg, As, Cr, Cu, Ni, Pb e Sb (Pacyna, 1998). Muitas partículas minerais, principalmente a nível local, são resultado de atividades humanas, como o tráfego, construções e demolições e atividades industriais com material mineral (Mirante, 2013).

As fontes naturais de origem marinha estão inevitavelmente relacionadas com a água, provenientes dos oceanos, mares e rios. As partículas com origem marinha resultam da evaporação do *spray* marinho produzido pelo rebentar das bolhas de água ou pela ação do vento nas ondas (Seinfeld & Pandis, 1998). São o segundo tipo de partículas com emissões mais abundantes do planeta (38%) (Lozano, 2010), sendo constituídas essencialmente por cloreto de sódio e sulfatos.

As principais fontes naturais de origem biogénica são as florestas, os oceanos, os organismos vivos e as suas interações com o meio (Pacyna, 1998). As partículas de origem biogénica são esporos, microorganismos, pólen e resíduos vegetais. Os processos biogénicos contribuem com As, Cd, Cu, Mn, Pb, Sb e Zn, Se, Hg e Mo (Nriagu, 1989).

1.2.3 Impactes

Desde o início da revolução industrial e com a crescente urbanização, a poluição do ar e os seus impactes na sociedade têm vindo a crescer, tornando-se um problema grave em todo o mundo. O uso crescente de combustíveis fósseis, o elevado tráfego rodoviário, a industrialização massiva, entre outros, têm-se relevado os principais impulsionadores da poluição atmosférica (Falcon-Rodriguez, Osornio-Vargas, Sada-Ovalle, & Segura-Medina, 2016).

A OMS e as Nações Unidas declararam que o material particulado representa a maior ameaça da poluição do ar em todo o mundo (Mills et al., 2009). Vários produtos químicos, com capacidades nefastas para o meio ambiente e saúde da população, têm sido detetados nas partículas incluindo sulfatos, nitratos, compostos elementares e orgânicos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), e metais pesados (Nasser et al., 2015).

As partículas atmosféricas, para além dos impactes que têm na saúde, também provocam alterações na visibilidade, no clima e nos ecossistemas.

1.2.3.1 Impactes na saúde

Durante o século XX, ocorreram vários “episódios” de poluição do ar que alertaram o mundo para os graves impactes na saúde que a matéria particulada pode ter.

Um dos episódios ocorreu no vale do rio Meuse, na Bélgica. Este vale continha uma enorme zona industrial, com variadíssimas e diversificadas fontes de poluição. Em dezembro de 1930, uma combinação de temperaturas baixas, nevoeiro e uma velocidade reduzida do vento resultou na acumulação de gases e poluentes do ar particulado no vale. Durante um período de dois a três dias ocorreram milhares de casos de doença, principalmente com sintomas de dispneia e 60 mortes inesperadas, principalmente de idosos e indivíduos com doenças cardíacas e pulmonares pré-existentes (Phalen & Phalen, 2013).

Outro episódio ocorreu em 1948, perto do rio Monongahela, em Donora, na Pensilvânia, Estados Unidos da América (EUA), num vale fortemente industrializado. Devido a uma inversão térmica, a criação de uma neblina pesada perto da superfície acumulou os poluentes emitidos e durante cinco dias, até chover, provocou a morte a vinte pessoas e manifestações de problemas respiratórios, irritações nos olhos, náuseas e vômitos a mais de sete mil pessoas. Em 1950, em Poza Rica, no México, o mesmo fenómeno matou 32 pessoas e levou a 320 internamentos hospitalares (Amaro, 2008).

Em dezembro de 1952, ocorreu em Londres, durante 4 dias, talvez o mais grave episódio de inversão de temperatura com consequências drásticas para a saúde. No vale do Tamisa, o ar frio e estagnado e o denso nevoeiro conduziram a uma rápida acumulação de SO_2 e de partículas atmosféricas que vitimaram aproximadamente 4.000 pessoas. As causas de morte incluíram pneumonia, bronquite e doenças de coração, sendo a maioria das vítimas idosos e pessoas com problemas respiratórios pré-existentes, a variação da concentração de partículas, antes e durante o episódio, foi de cerca de $500\mu\text{g}/\text{m}^3$ e $4500\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (Wilson & Spengler, 1996; Sunyer et al., 2000; Ling & van Eeden, 2009).

É possível observar nos episódios descritos o impacto que a matéria particulada pode ter na saúde, principalmente nos grupos de risco, com o aparecimento ou agravamento de doenças cardíacas e pulmonares, podendo mesmo levar à morte. Estes impactes variam consoante as características das partículas, a sua concentração e o tempo de exposição.

O tamanho e a composição das partículas atmosféricas variam de local para local, dependendo das fontes emissoras predominantes.

As PM10 depositam-se essencialmente nas vias aéreas superiores, desde a cavidade nasal/oral até à faringe, podendo atingir os brônquios (Nemmar, Holme, Rosas, Schwarze, & Alfaro-Moreno, 2013). As PM2,5 tendem a depositar-se nas vias aéreas inferiores, principalmente nos alvéolos pulmonares. As PM0,1 depositam-se nos pulmões e podem, através da circulação sistémica (Kreyling et al., 2001), atingir o fígado, o baço, o coração (Kreyling, Semmler-Behnke, & Möller, 2006), ou o cérebro (Oberdörster et al., 2004).

Durante as ultimas décadas, vários estudos de investigação observacionais e epidemiológicos têm procurado entender o impacte das partículas na saúde (Dockery et al., 1993; Hoek, Brunekreef, Goldbohm, Fischer, & van den Brandt, 2002; Pope et al., 2004; Borm, Schins, & Albrecht, 2004; Pope et al., 2006; Curtis, Reac, Smith-Willisc, Fenyvesc, & Panc, 2006; Pope et al., 2002; Miller et al., 2007). O aparecimento de doenças do foro cardiovascular e respiratório, como asma, obstrução pulmonar crónica, fibrose pulmonar, cancro do pulmão, isquemia, arritmia e insuficiência cardíaca são alguns dos possíveis efeitos nefastos das partículas na saúde. Pode também provocar a morte precoce e danos reprodutivos e de desenvolvimento.

As partículas atmosféricas como já anteriormente descrito são compostas por uma infinidade de elementos como As, Se, K, Pb, Ba, Na, Li, Mg, Al, Cr, Fe, Cu, Zn, Cd entre outros (Nriagu, 1989; Pacyna, 1998), por componentes biológicos, (endotoxinas, pólen, vírus) (Nemmar, Holme, Rosas, Schwarze, & Alfaro-Moreno, 2013; Harrison & Yin, 2000), carbono orgânico e elemental (Mugica et al., 2009) e uma série de PAHs (Dergham et al., 2015). Muitos destes componentes são tóxicos para o ser humano e interagem com os alvéolos pulmonares, causando efeitos mutagénicos e cancerígenos. A concentração é um elemento chave que pode determinar o aparecimento ou não de efeitos. Outro elemento chave é o tempo de exposição, podendo este ser curto (horas, dias) ou longo (meses, anos).

As PM2,5, e especialmente em consequência de longos períodos de exposição, apresentam um maior risco para a saúde do que as PM10. Estudos relatam que por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 é estimado um aumento das mortes diárias em 0,2 a 0,6% (Samoli et al., 2008). A exposição a longo prazo a PM2,5 encontra-se associada a um aumento de mortalidade cardiopulmonar por causas crónicas entre 6 a 13% por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM2,5 (Beelen et al., 2008; Pope et al., 2002). A exposição crónica a partículas pode encurtar a esperança média de vida entre um a três anos (Pope, 2000).

A União Europeia (UE) em 2012 relatou que as consequências da poluição atmosférica têm aumentado, e que são responsáveis por 310 mil mortes por ano, com custos a

rondar os 500 a 600 mil milhões de euros por ano. Quase 83% da população dos estados membros está exposta a níveis de PM10 superiores aos recomendados pela OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Estima-se que a nível mundial 3% e 5% das mortes por causas cardíacas e de cancro no pulmão, respectivamente, são atribuíveis às partículas. Na Europa, essa proporção é de 1-3% e 2-5%, respectivamente (Cohen, 2004). Os resultados emergentes de um estudo recente indicam que a carga de doenças relacionadas com a poluição atmosférica pode ser ainda maior. Estudos efetuados nos EUA estimaram que pessoas que passavam a residir em zonas com um ar mais limpo, tinham aproximadamente quatro meses adicionados à sua expectativa média de vida (Correia et al., 2013). Outros estudos relataram que uma diminuição drástica da concentração de partículas no ar, com níveis anuais de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, trariam benefícios para a saúde quase imediatos, podendo evitar cerca de 34.000 mortes prematuras por ano (Lepeule, Laden, Dockery, & Schwartz, 2012). Mesmo sem reduções tão acentuadas, estudos afirmam que a redução na poluição do ar pode produzir uma rápida melhoria da saúde pública, com menos mortes a ocorrer dentro dos primeiros dois anos após as reduções (Schwartz, Coull, Laden, & Ryan, 2008). Continua a não existir um limite abaixo do qual se possa dizer que aquelas concentrações não acarretam qualquer problema para a saúde (Ware, 2000).

1.2.3.2 Impactes na visibilidade

A luz interage com as partículas e os gases que compõem a atmosfera. Esta interação origina uma perda de luminosidade através da absorção e difusão da luz. Quanto maior a concentração de partículas na atmosfera, maior será a perda de visibilidade, por ser criada uma névoa de partículas que pode persistir na atmosfera por várias semanas e ser transportada milhares de quilómetros, afetando a visibilidade local e regional. Esta névoa de material particulado e outros poluentes pode também provocar a diminuição de contraste e a coloração da atmosfera (Neto, 2013).

Neto (2013) alega que fontes naturais contribuem para a visibilidade em áreas limpas, de modo que o seu impacto na visibilidade deve ser tido em conta. O autor realça o contributo do vapor de água atmosférico, principalmente pelo impacto do nevoeiro, da neve suspensa no ar nos países nórdicos ou da neblina nas zonas costeiras, das poeiras em movimento principalmente nas zonas áridas e semiáridas e dos incêndios florestais, produzindo enormes nuvens de fumo visível causando neblina e visibilidade reduzida (Husar, Husar, & Martin, 2000).

A visibilidade é extremamente importante, devido ao fato de a baixa visibilidade poder limitar o movimento de trânsito o que por sua vez poderá ter um impacto na economia, na segurança pública e na indústria do turismo (Singh & Sagnik, 2012).

1.2.3.3 Impactes no clima

As partículas refletem ou absorvem a energia recebida do sol, consoante sejam mais claras (contêm pouco carbono) ou mais escuras (com carbono), respectivamente. A quantidade de energia refletida pode ser alterada pelas partículas mais claras, ficando a superfície do ar e da terra abaixo um pouco mais fria. Em contraste, as partículas mais escuras aquecem o ambiente à sua volta, por absorção da radiação solar antes de atingir o solo (Ramanathan & Carmichael, 2008). É principalmente a agregação entre vapor de água e partículas solúveis que cria um aumento de partículas nas nuvens, aumentando a densidade numérica dos núcleos de condensação, incrementando assim a sua capacidade de dispersão através da diminuição do tamanho médio das gotas de água.

Alguns estudos referem que as partículas de sulfato, apesar do tempo reduzido de permanência na atmosfera em comparação com os gases de estufa, compensam o efeito de estufa, contrariando o aumento de calor que este provoca (Solomon et al., 2007; Taylor & Penner, 1994; Anderson et al., 1984). Outros têm afirmado que as partículas atmosféricas, tanto provenientes de fontes antropogénicas como de fontes naturais podem ter influência sobre o clima, influenciando na mudança dos padrões de circulação a nível local ou regional, mas também, e devido ao transporte transfronteiriço dos poluentes, a nível mundial (Wallace & Hobbs, 2006; Alpert & Kischka, 2008; Langmann & Bey, 2003; Takemura, Nakajima, Nozawa, & Aoki, 2001; Hogrefe et al., 2004; Bergin, West, Keating, & Russell, 2012; Buchanan, Beverland, & Heal, 2002).

1.2.3.4 Impactes nos ecossistemas

As partículas atmosféricas, sendo uma mistura de diversos elementos, podem ter impactes nos ecossistemas. Ainda são poucos os estudos sobre os impactes no ecossistema por parte da matéria particulada, mesmo que, a longo prazo, as consequências ambientais possam ser significativas (Westman, 1977). A transferência de partículas do ar para superfícies da vegetação, varia com as propriedades destas e com a natureza do meio recetor

(Grantz, Garner, & Johnson, 2003). A deposição atmosférica de partículas para os ecossistemas ocorre através de dois principais processos: deposição húmida e deposição seca.

A deposição húmida resulta da incorporação de partículas atmosféricas e gases em gotículas de nuvem por nucleação e a sua posterior precipitação como chuva ou neve (Lovett, 1994). A deposição húmida é mais eficiente para as partículas finas de origem secundária e alguns elementos tais como o Cd, o Cr, Pb, Ni e V (Reisinger, 1989). Uma das mais conhecidas formas de deposição húmida são as chuvas ácidas. Os poluentes ácidos que são precipitados com a chuva, contribuem para a acidificação do solo, e para a eutrofização de meios aquáticos (Chena et al., 2012).

A deposição seca engloba todos os processos de transferência de partículas e gases para todos os tipos de superfície (plantas, solos, rochas, água e materiais) na ausência de chuva (Hicks, 1986). A deposição seca é um processo muito mais lento do que a deposição húmida e atua continuamente, sendo mais eficiente para partículas grosseiras, incluindo material geológico primário, elementos como Fe e Mn e compostos orgânicos tais como dioxinas e PAHs (Lin, Fang, Holsen, & Noll, 1993). Uma conhecida forma de deposição seca é a proveniência de partículas de zonas áridas e semiáridas, que se depositam em locais longe da sua proveniência, enriquecendo os solos e ajudando na neutralização das chuvas ácidas nos ecossistemas (Coz, Moreno, & Artíñano, 2011; Loýe-Pilot, Martin, & Morelli, 1986).

São vários os fatores que intervêm no modo como os tipos de deposição afetam os ecossistemas, como por exemplo as condições climáticas, o tipo de ecossistema, a sua localização e o tipo, idade, rugosidade e porosidade da vegetação (Neinhuis & Barthlott, 1998; Raupach, Woods, Dorr, Leys, & Cleugh, 2001).

As partículas que são depositadas nos ecossistemas provocam efeitos físicos e químicos, sendo que os maiores problemas estão associados à sua composição e não tanto à massa das partículas depositadas. Os efeitos tóxicos mais documentados de partículas sobre os ecossistemas estão associados à sua acidez, concentração de metais, teor de nutrientes ou salinidade. Segundo Guderian, (1997) os efeitos dos poluentes atmosféricos sobre os ecossistemas são a sua acumulação (vegetação, solos, águas subterrâneas e superficiais); mudanças na diversidade de espécies devido a mudanças na concorrência entre elas; perturbação dos ciclos biogeoquímicos; perturbação de estabilidade e redução da capacidade de autorregulação e a expansão de zonas desmatadas.

1.3 Gestão da qualidade do ar

A gestão da qualidade do ar tem o objetivo de garantir que o desenvolvimento económico e social seja sustentável, sem prejuízo para a saúde das populações e para o ambiente. Uma forma de o garantir é através da monitorização e avaliação da qualidade do ar, seguido da implementação de medidas corretivas.

Esta é realizada através de redes de monitorização, ou seja, por um conjunto de postos de medição com equipamentos de medição automáticos ou semiautomáticos específicos para cada poluente que se perspetiva monitorizar, espalhados pelo território nacional de acordo com os critérios estabelecidos no Decreto-lei nº 102/2010, de 23 de setembro. As redes ou estações de monitorização são propostas por cada Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) e aprovadas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), que é também responsável pela manutenção e supervisão dos equipamentos e dados obtidos. Existem também redes e estações de monitorização geridas por outras entidades, públicas ou privadas.

A Rede de Qualidade do Ar permite conhecer a concentração de poluentes e as suas possíveis fontes, confirmando o cumprimento das normas estabelecidas. Em Portugal, a monitorização de PM₁₀ é feita em cerca de 60 estações de monitorização da qualidade do ar, dividida por 7 regiões - 1) Norte, 2) Centro, 3) de Lisboa e Vale do Tejo, 4) Alentejo, 5) Algarve, 6) Açores e 7) Madeira.

As estações podem ser classificadas:

- 1) Segundo o ambiente em que se inserem:
 - a. Urbana (localizada nas cidades);
 - b. Suburbana (localizada na periferia das cidades);
 - c. Rural (localizada em ambiente rural);
- 2) Consoante a influência que sofrem;
 - a. Tráfego (emissões diretas do tráfego automóvel);
 - b. Industrial (emissões diretas da indústria);
 - c. Fundo (nenhuma fonte em particular; representam a poluição a que qualquer cidadão, mesmo que viva longe de fontes de emissão, está sujeito) (Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte [CCDR-N], 2016).

O sistema de monitorização de qualidade do ar português pode ser consultado através da base de dados desenvolvida pela APA, intitulado Qualar (<http://qualar.apambiente.pt/>).

1.4 Gestão da qualidade do ar na indústria

A indústria tem um papel bastante relevante no que se refere ao desenvolvimento dos países, com benefícios socioeconômicos, como a criação de emprego e de receitas fiscais e através da produção de bens e produtos. Por outro lado, a indústria tem um impacto ambiental considerável, contribuindo de forma expressiva com emissão de poluentes atmosféricos.

As políticas da UE destinadas a reduzir as emissões podem afetar a indústria e coloca-la numa situação de desvantagem competitiva, sendo preciso um equilíbrio, que garanta a competitividade e a sustentabilidade da Europa e dos seus estados-membros.

Em cenários industriais, as partículas são uma grande preocupação não só no que se refere ao controle das emissões para a atmosfera como também no que concerne à exposição dos trabalhadores. Em primeiro lugar, as concentrações de poeiras no interior de algumas indústrias são muito elevadas em comparação com o meio ambiente. Almeida et al. (2010) mostrou que as concentrações de PM₁₀ numa indústria de fundição atingiram valores 50 vezes superiores aos registados no ar exterior. Em segundo lugar, há compostos mais tóxicos na composição das partículas amostradas no interior das indústrias. No mesmo estudo, as concentrações de Pb em PM₁₀ eram 35000 vezes maiores na indústria de fundição do que na atmosfera. Em terceiro lugar, demonstrou-se que a maioria das pessoas passa a maior parte do seu tempo em locais fechados (95%) no trabalho ou em casa, portanto a exposição a poluentes no local de trabalho é mais relevante do que a poluição exterior. Em ambientes industriais, o tamanho de partícula parece ser dependente do tipo de fonte. Entre indústrias de processamento de metal, a fundição e processos de soldadura contribuem principalmente para as partículas com granulometrias inferiores (Wake, Mark, & Northage, 2002), enquanto os processos de limpeza, trabalho manual e corte emitem partículas principalmente grosseiras (Hlavay, Polyák, & Wesemann, 1992; Cheng et al., 2008). Além disso, o tipo de processos e de matéria-prima utilizada está associado com as características de emissão em relação à combinação de metais e compostos químicos em cada fração ou tamanho de partícula. Karlsen et al. (1992) evidenciou as diferenças entre a composição química e a morfologia das partículas proveniente de fumos de soldadura ou de poeiras pó (Karlsen, Farrants, Torggrimsen, & Reith, 1992).

Apesar das exigências tecnológicas, impostas por normas de segurança, que garantem uma melhoria na qualidade do ar interior industrial, os trabalhadores continuam a estar excessivamente expostos (Goldoni et al., 2004; Nawrot, 2008; Almeida et al., 2010). Isso ocorre, não só devido à ineficácia ou inexistência de equipamentos que promovem a

extração ou que protegem os trabalhadores individualmente, mas também à negligência do próprio sujeito.

Ao longo dos anos a variável ambiental foi introduzida na indústria não só através de uma regulamentação ambiental mais rigorosa, como também através da percepção dos custos diretos e indiretos. A possibilidade da redução de custos diretos provocados pela redução do desperdício de matérias-primas e de recursos, e de custos indiretos representados por perda de produtividade dos funcionários, ou por sanções e indemnizações relacionadas com danos ao meio ambiente e à saúde desses mesmos funcionários ou da população é uma importante alavanca para a preocupação ambiental no meio industrial. A indústria vê-se assim pressionada por uma sociedade mais consciente e informada sobre a importância da preservação do ambiente, que leva ao abandono de processos de produção obsoletos e poluidores e à introdução das melhores tecnologias disponíveis. O aumento da exigência por parte do consumidor induz à preocupação em reduzir o impacto ambiental e a assumir uma “política verde” que venha “estampada” no seu produto, por forma a tornar-se uma referência no mercado (European Environment Agency [EEA], 2013).

Portugal, como estado membro da UE, tem aplicado várias políticas com o intuito de reduzir os impactos negativos e promover a adoção de práticas sustentáveis, quer através de diretivas europeias transpostas para direito interno, quer através da aplicação de outros mecanismos como o Registo Europeu de Emissões e Transferência de Poluentes e o Regime de Comércio de Licenças de Emissão (EEA, 2013). O próprio setor industrial criou os seus mecanismos, através dos sistemas de gestão ambiental (SGA), para de forma planeada as empresas gerirem os efeitos das suas atividades, produtos e serviços, sobre o meio ambiente e assim conseguirem o desenvolvimento económico através do aumento do desempenho ambiental. O sistema de ecogestão e de auditoria europeu (EMAS) e as normas da série ISO 14000 sobre a gestão ambiental são internacionalmente reconhecidos e dão orientações sobre aspetos fundamentais da gestão do ambiente, tais como a sua definição, objetivos e âmbito. A aplicação de Sistemas de Gestão da Segurança e Saúde no Trabalho (SGSST), baseados em critérios relevantes de Segurança e Saúde no Trabalho, em normas (OHSAS 18001:2007/NP 4397:2008/ISO CD 45001:2016) e em comportamentos, com objetivo de proporcionar métodos para avaliar e melhorar comportamentos relativamente à prevenção de incidentes e de acidentes no local de trabalho, sendo uma importante medida na perspetiva da proteção do trabalhador aos impactos provocados pela empresa. Esta prevenção é feita através da gestão efetiva de riscos perigosos e de riscos no local de trabalho.

Apesar dos progressos já conseguidos e da melhoria contínua por parte da indústria, há ainda um longo percurso a percorrer.

1.5 Legislação Nacional e Internacional

A qualidade ambiental é considerada fundamental para a saúde e para o bem-estar. Desde a década de 1970, a UE e os seus Estados-Membros introduziram legislação que visa assegurar o uso racional dos recursos naturais, minimizar os impactes ambientais adversos em termos de produção e consumo e proteger a biodiversidade e os habitats naturais. Através de Diretivas Europeias, a UE fixa objetivos de redução de determinados poluentes e reforça o quadro legislativo de luta contra a poluição atmosférica. Cada estado-membro transpõe para direito interno as diretivas, tendo alguma margem para a adaptar à realidade e ambições do país. No entanto, estas adaptações só podem ser executadas numa visão de maior rigor, por exemplo, valores limite mais rigorosos, e não de facilitismo e maior passividade que a Diretiva (Comissão Europeia [CE], 2015).

A nível nacional e internacional, na sua generalidade, a qualidade do ar tem tido melhorias significativas. As estratégias comunitárias para o combate à poluição do ar têm demonstrado sucesso, porém, são ainda muitos os problemas por resolver. Uma das formas utilizadas mundialmente para se alcançar os objetivos propostos para a qualidade do ar e evitar os seus impactes, é através do estabelecimento de diretrizes legais com carácter obrigatório.

Assim sendo, para a concretização dos objetivos estabelecidos, foram instituídas medidas de maior rigor, com a legislação comunitária a ser revista, tendo em conta os últimos progressos científicos, técnicos e a experiência adquirida nos Estados-Membros. No caso da qualidade do ar ambiente e da influência da indústria nesta, é importante mencionar os respetivos diplomas legais.

1.5.1 Legislação – Qualidade do ar ambiente

1.5.1.1 Diretiva 2008/50/CE

A 21 de maio de 2008 foi publicada a Diretiva 2008/50/CE, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa. Esta agrega as disposições da Diretiva 96/62/CE relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar, a Decisão do Conselho 97/101/CE referente à

troca mútua de dados e informações entre Estados-Membros e o disposto nas três primeiras diretivas filhas (Diretiva 1999/30/CE, Diretiva 2000/69/CE, Diretiva 2002/3/CE), que regulam os poluentes, dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de azoto (NO₂), óxidos de azoto (NO_x), PM₁₀, Pb, benzeno (C₆H₆), monóxido de carbono (CO) e ozono (O₃). A mesma estabelece objetivos para as partículas PM_{2,5}.

A Diretiva assenta em vários eixos de atuação que visam definir e “fixar objetivos de forma a evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos para a saúde humana e para o ambiente na sua globalidade; avaliar, com base em métodos e critérios comuns, a qualidade do ar ambiente nos Estados-Membros; promover uma maior cooperação e partilha de informações para uma eficaz redução da poluição atmosférica e dos seus efeitos e para acompanhar as tendências a longo prazo bem como as melhorias obtidas através de medidas nacionais e comunitárias; garantir que as informações sobre a qualidade do ar ambiente sejam postas à disposição do público e manter a qualidade do ar ambiente, quando é boa, e melhorá-la nos outros casos,” (Artigo 1.º).

Cada Estado-Membro é obrigado a “avaliar a qualidade do ar ambiente; aprovar os sistemas de medição (métodos, aparelhos, redes, laboratórios); garantir a precisão dos mesmos; analisar os métodos de avaliação; coordenar no seu território, programas comunitários de garantia de qualidade e cooperar com os Estados-Membros e a Comissão”, (Artigo 3.º).

O Diploma define o regime e critérios de avaliação, a forma de determinar os pontos de amostragem e os métodos de medição de referência. Explica os requisitos e as medidas que os Estados-Membros têm de ter em conta para garantir que as concentrações dos diferentes poluentes se mantenham abaixo dos valores estabelecidos, aborda a contribuição das fontes naturais para o aumento das concentrações dos poluentes e a prorrogação dos prazos de cumprimento, que varia de poluente para poluente e descreve os planos de ação que os Estados-Membro têm de seguir no caso dos valores tabelados serem excedidos.

1.5.1.2 Decreto-Lei n.º 102/2010

O Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, procede à transposição para o direito interno da Diretiva n.º 2008/50/CE, do Conselho, de 21 de Maio; à transposição da Diretiva n.º 2004/107/CE, do Parlamento e Europeu e do Conselho, de 15 de Dezembro, revogando o Decreto-Lei n.º 351/2007, de 16 de Setembro.

Ao transpor a Diretiva n.º 2004/107/CE e a Diretiva n.º 2008/50/CE, agrega num só documento matéria, não só relativa ao As, Cd, Hg, Ni e PAHs, como também, ao SO₂, NO₂, NO_x, PM, Pb, C₆H₆, CO e O₃.

O Decreto-Lei n.º 102/2010 revoga também o Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de julho; Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril; Decreto-Lei n.º 320/2003, de 20 de Dezembro e o Decreto-Lei n.º 279/2007, de 6 de Agosto.

As entidades competentes em Portugal e as suas competências aparecem estabelecidas no Artigo 3º do referido Decreto-Lei, sendo elas a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), na qualidade de autoridade nacional e laboratório de referência nacional e a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) como órgão responsável pela execução das políticas definidas na área da respetiva competência territorial. Os artigos seguintes são transcrições quase diretas das respetivas Diretivas, adaptadas à realidade de Portugal e das responsabilidades das entidades competentes, sendo de realçar a obrigatoriedade das CCDR em transmitir informação a nível nacional (Artigo 35.º) à APA no final do 1º trimestre de cada ano civil, que terá de transmitir à Comissão Europeia, nove meses após o final de cada ano (Artigo 36.º). As inspeções e fiscalizações são da competência da Inspeção-Geral dos Ministérios do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia e da Agricultura e do Mar (IGAMAOT) e das CCDR.

1.5.1.3 Concentrações Regulamentares

As concentrações regulamentares estabelecidas na Diretiva 2008/50/CE e transpostas para o Decreto-Lei n.º 102/2010 são referentes aos poluentes referidos anteriormente. Os poluentes a medir são estabelecidos de acordo com a sua concentração, frequência e potenciais efeitos. Esta limitação, não só em termos de importância mas também em função dos recursos disponíveis para os medir, permite que o controlo da qualidade do ar seja de execução prática, não obstante de outros poluentes serem vigiados.

Tabela 1- Comparação das concentrações limite regulamentares para PM₁₀ com os valores limite definidos pela OMS e pela US-EPA.* (WHO, 2000; WHO, 2005).** (US-EPA, NAAQS Table, 2016)

Poluente	Período de avaliação	Diretiva 2008/50/CE	Excedências permitidas por ano	OMS*	US-EPA**
PM ₁₀	24 Horas	50 µg/m ³	35	50 µg/m ³	150 µg/m ³
	Anual	40 µg/m ³	-	20 µg/m ³	-

A Tabela 1 apresenta as concentrações limite para as PM10 presentes na Diretiva 2008/50/CE e a sua comparação com os definidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pela Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos (US-EPA).

Como é possível observar na mesma tabela, os valores regulados pela Directiva 2008/50/CE, encontram-se abaixo dos definidos pela US-EPA e acima dos definidos pela OMS. Em comparação com o valor da US-EPA, a União Europeia parece ser mais rigorosa e exigente, limitando as concentrações a valores inferiores. As diretrizes de qualidade do ar da OMS são elaboradas com o objetivo de fornecer orientações para a redução dos impactos sobre a saúde, tornando-as mais rigorosas do que os valores-limite ou valores-alvo estabelecidos a nível europeu e nacional.

Foi publicado, no passado dia 27 de março de 2015, o Decreto-Lei n.º 43/2015, que procede à primeira alteração ao Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, que estabelece o regime da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente

1.5.2 Legislação – Emissões atmosféricas industriais

1.5.2.1 Decreto-Lei n.º 78/2004

O Decreto-Lei n.º 78/2004 de 3 de abril, relativo à prevenção e controlo das emissões atmosféricas, define os meios adequados à manutenção da qualidade do ar e promove políticas e medidas por forma a evitar ou reduzir a níveis aceitáveis a poluição atmosférica originada nas instalações. Abrange todas as fontes de emissão de poluentes atmosféricos associados a a) atividades de carácter industrial; b) produção de eletricidade e ou de vapor; c) manutenção e reparação de veículos; d) pesquisa e exploração de massas minerais; e) instalações de combustão integradas em estabelecimentos industriais, comerciais ou de serviços, entre os quais os de prestação de cuidados de saúde, os de ensino e instituições do Estado; f) atividades de armazenagem de combustíveis. Exclui as instalações de combustão com uma potência térmica nominal igual ou inferior a 100 kWth, geradores de emergência e sistemas de ventilação.

São vários os diplomas legais que regulamentam o decreto como é possível observar na Tabela 2, sendo do interesse deste estudo destacar a Portaria n.º 80/2006, de 23 de janeiro, a Portaria 675/2009, de 23 de junho e a sua declaração de retificação, a Portaria n.º 676/2009, de 23 de junho e a sua declaração de retificação e a Portaria n.º 677/2009, de 23 de junho.

Estas portarias fixam os limiares mássicos máximos e mínimos de poluentes atmosféricos e os valores limite de emissão de aplicação geral ou de aplicação a instalações de combustão.

Tabela 2 – Resumo do Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de Abril e das Portarias que o regulamentam, com interesse para o estudo.

Diploma	Objetivos
Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de abril	Prevenção e controlo das emissões; Fixa os meios necessários à garantia de proteção do recurso natural ar; Define procedimentos e obrigações dos operadores das instalações abrangidas, com vista a evitar ou reduzir a poluição atmosférica originada.
Portaria n.º 286/93, de 12 de março	Fixa os valores limite e os valores guia no ambiente.
Portaria n.º 263/2005, de 17 de março	Fixa as regras para o cálculo da altura de chaminés e necessidade de estudos de poluentes atmosféricos.
Portaria n.º 80/2006, de 23 de janeiro	Fixa os limiares mássicos máximos e mínimos de poluentes atmosféricos
Portaria n.º 675/2009, de 23 de junho	Fixa os valores limite de emissão de aplicação geral (VLE gerais) aplicáveis às instalações, (retificada posteriormente pela Declaração de Retificação n.º 62/2009, de 21 de Agosto).
Portaria n.º 676/2009, de 23 de junho	Substitui a tabela n.º 3 do anexo à Portaria n.º 80/2006, de 23 de Janeiro, (retificada posteriormente pela Declaração de Retificação n.º 63/2009, de 21 de Agosto).

1.5.2.1 Concentrações Regulamentares

As concentrações regulamentares estabelecidas pelo Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de abril e pelas portarias referidas na Tabela 2 são apresentadas na Tabela 3 para os poluentes em estudo.

Tabela 3 - Valores limite e limiares mássicos para os poluentes em estudo.

Poluente	VLE (mg/Nm ³)	Limiar Mássico (Kg/h)	
		Mínimo	Máximo
COV (exp.em C)	200	2	30
PTS	50	0,5	5
CO	500	5	100
NO _x (exp. em NO ₂)	300	2	30
SO ₂	35	2	50
H ₂ S	5	0,05	1
Pb	Não fixado	Não fixado	Não fixado
Sn	Não fixado	Não fixado	Não fixado
Metais III	5	0,025	Não fixado

1.5.3 Exposição ocupacional

1.5.3.1 Decreto-Lei n.º 24/2012, de 6 de fevereiro

A legislação sobre a proteção dos trabalhadores contra os riscos de exposição a agentes químicos foi introduzida em Portugal pelo Decreto-Lei n.º 274/89, de 21 de agosto e pelo Decreto-Lei n.º 275/91, de 7 de agosto, relativo à proteção dos trabalhadores contra os riscos resultantes da exposição a chumbo e sobre a proteção dos trabalhadores contra os riscos de exposição a substâncias químicas, sendo mais tarde alterados pelo Decreto-Lei n.º 113/99, de 3 de agosto. Estes decretos resultaram de transposições da Diretiva n.º 82/605/CEE, do Conselho de 28 de junho de 1982 e da Diretiva n.º 88/364/CEE, do Conselho de 9 de junho de 1988 que foram mais tarde revogadas pela Diretiva n.º 98/24/CE, do Conselho de 7 de abril de 1998 relativa à proteção da segurança e saúde dos trabalhadores contra os riscos ligados à exposição a agentes químicos no trabalho, que por sua vez foi transposta pelo Decreto-Lei n.º 290/2001, de 16 de novembro. O Decreto-Lei n.º 290/2001 transpôs também para o ordenamento jurídico interno as Directivas n.º 91/322/CEE (EUR-Lex), da Comissão, de 29 de maio, e n.º 2000/39/CE (EUR-Lex), da Comissão, de 8 de junho, sobre os valores limite de exposição profissional a agentes químicos. A 24 de agosto de 2007 é publicado o Decreto-Lei n.º 305/2007, que revoga o Decreto-Lei n.º 290/2001 e transpõe para direito interno a Diretiva n.º 2006/15/CE, da Comissão, de 7 de fevereiro de 2006, que estabelece uma segunda lista de valores limite de exposição profissional indicativos para execução da Diretiva 98/24/CE.

Uma terceira lista de valores limite de exposição profissional indicativos, para 19 substâncias, é emitida através da Diretiva 2009/161/EU, da Comissão de 17 de dezembro de 2009 que é transposta pelo Decreto-Lei n.º 24/2012, de 6 de fevereiro, agregando num só Decreto-Lei as transposições das Diretivas anteriores.

Em 2014 foi publicada a norma portuguesa NP 1796:2014 – “Segurança e Saúde no Trabalho. Valores limite de exposição profissional a agentes químicos” que estabelece vários valores limite de exposição ocupacional para agentes químicos.

1.5.3.2 Concentrações Regulamentares

As concentrações regulamentares estabelecidas pelo Decreto-Lei n.º 24/2012, de 6 de fevereiro e pela norma portuguesa NP 1796:2014 são apresentadas na Tabela 4 para os poluentes em estudo na exposição ocupacional.

Tabela 4 - VLE-MP para os poluentes em estudo segundo a NP 1796:2014 e o Decreto-Lei n.º 24/2012, respetivamente, (*de carácter obrigatório).

Poluente	VLE-MP (mg/m ³)	VLE-MP (mg/m ³)
PM10	3	.
Acetato de etilo	1441	.
Acetato de n-butilo	713	.
Chumbo	0,05	0,15*
Álcool isopropílico	492	.
Acetato de isopropílico	417,71	.
Ácido acético	24,5	10
m.p-xileno	434	50
Tolueno	75,36	50
Acetona	1187	500
Metilisobutilcetona	81,93	-
2-metil-pentano	2951	-
2-metil-hexano	1762	-
3-metil-pentano	2951	-

Os VLE da norma portuguesa NP 1796:2014 são para os gases e vapores, expressos em ppm e para os aerossóis expressos em mg/m³. Visto os dados recolhidos serem expressos em mg/m³, realizou-se a correspondência entre os valores expressos em ppm e mg/m³, através da seguinte equação, presente da norma:

$$\text{VLE [mg/m}^3\text{]} = \frac{\text{VLE [ppm]} \times \text{Mr}}{24,45}$$

Onde: 24,45 é o volume molar do ar, em dm³, nas condições de pressão e temperatura normalizadas (t = 25 °C e p = 760 mm Hg) e Mr é a massa molecular relativa do agente.

A legislação europeia referente aos VLE indicativos considera os valores na mesma pressão mas a uma temperatura de 20 °C. Com condições de temperatura e pressão diferentes da NP 1796:2014, os VLE devem ser usados como ponto de partida.

Quando se pretende avaliar agentes químicos, são vários os valores limite de exposição ocupacional que se deve ter em conta: quer o Decreto-Lei n.º 24/2012, quer a norma portuguesa NP 1796:2014 – “Segurança e Saúde no Trabalho. Os valores limite de exposição profissional a agentes químicos” definem 3 valores:

- **Valor Limite de Exposição – média ponderada (VLE-MP):** Concentração média ponderada para um dia de trabalho de 8 horas e uma semana de 40 horas, à qual se considera que praticamente todos os trabalhadores possam estar expostos, dia após dia, sem efeitos adversos para a saúde.
- **Valor Limite de Exposição – curta duração (VLE-CD):** Concentração máxima à qual se considera que praticamente todos os trabalhadores possam estar expostos por um período de 15 minutos, desde que o VLE-MP não seja excedido e sem que ocorram efeitos adversos. Exposições superiores ao VLE-MP e inferiores ao VLE-CD não devem exceder os 15 minutos e não devem ocorrer mais do que 4 vezes por dia. Estas exposições devem ter um espaçamento temporal de no mínimo 60 minutos.
- **Valor Limite de Exposição – Concentração Máxima (VLE-CM):** Concentração que nunca deve ser excedida durante qualquer período de exposição. No caso do Decreto-Lei n.º 24/2012 este VLE não é apresentado.

Objetivos

O objetivo geral deste trabalho é analisar o estado da qualidade do ar em Portugal, no que se refere a partículas atmosféricas, e identificar procedimentos em termos de gestão industrial necessários para o controle deste poluente usando como caso de estudo uma indústria de componentes de automóveis.

O trabalho tem 5 objetivos específicos:

- 1) Avaliar a influência das PM10 na qualidade do ar em Portugal, apresentando uma perspetiva temporal (2001-2011) e espacial;
- 2) Identificar procedimentos de gestão da qualidade do ar para proteção do ambiente e saúde humana no que se refere às partículas, tendo como caso de estudo uma indústria de componentes automóveis;
- 3) Avaliar as emissões de partículas para a atmosfera;
- 4) Avaliar a contribuição da indústria para a concentração de partículas nas suas imediações através do uso de modelos de dispersão;
- 5) Avaliar a exposição dos trabalhadores a partículas.

CAPÍTULO I

Procedimentos e métodos

2 Procedimentos e métodos

A Figura 1 ilustra o esquema metodológico do trabalho desenvolvido.

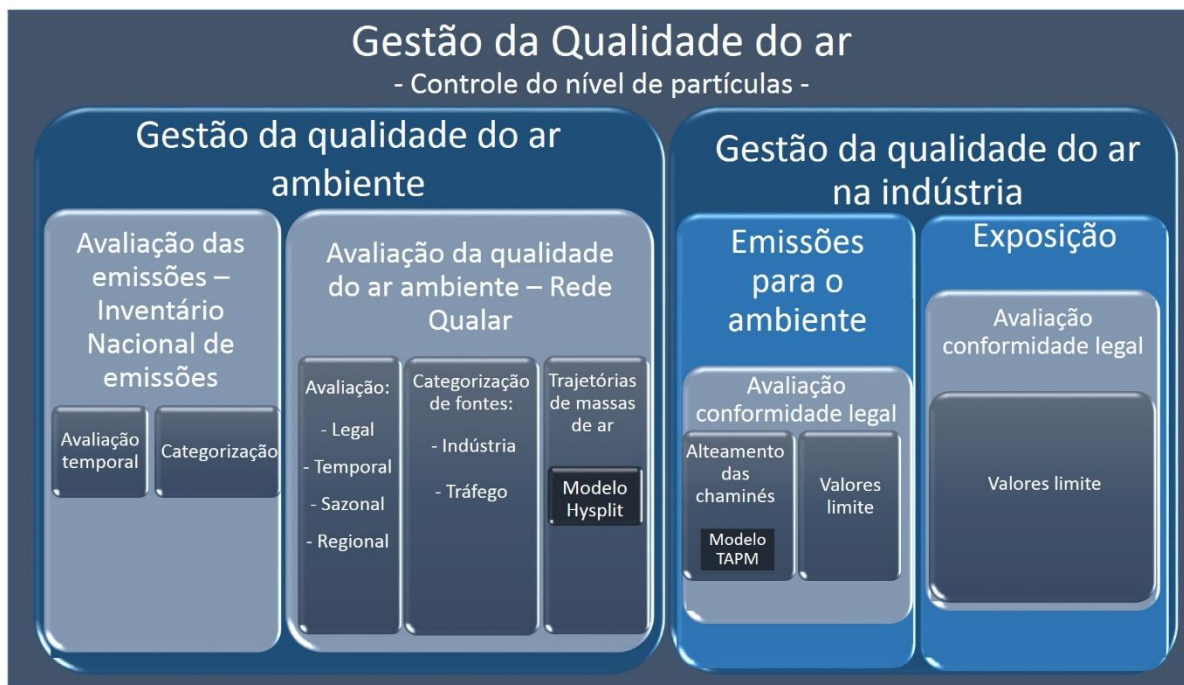


Figura 1 – Esquema metodológico.

2.1 Qualidade do ar em Portugal

2.1.1 Área de estudo – Portugal

Portugal encontra-se localizado no sudoeste da Europa, situando-se o território na parte ocidental da Península Ibérica e da Europa. É um país com 10.487.289 habitantes e 92.212.02 km², sendo delimitado a norte e a leste pela Espanha e a sul e oeste pelo Oceano Atlântico. Os municípios costeiros registam indicadores de densidade de população mais elevados do que os do interior. Este padrão, como o de concentração da população em torno das áreas metropolitanas de Lisboa e Porto, foi reforçado nas últimas décadas (ISN, 2012). As aglomerações industriais mais importantes estão fortemente centradas na Costa Norte e Central e na Região Central e Costa Sul. Portugal situa-se na Península Ibérica que apresenta uma topografia complexa, caracterizada por grandes cadeias de montanhas, um planalto central e depressões, assim como por uma intrincada rede de vales menores ligados a um sistema fluvial complexo (Querol et al., 2014). Em Portugal, as partículas atmosféricas têm uma importante contribuição de fontes naturais, devido às partículas transportadas desde o norte de África (Almeida, Freitas, & Pio, 2008) e do contributo importante de fontes marinhas

(Almeida, Pio, Freitas, Reis, & Trancoso, 2005), esta contribuição está diretamente ligada à localização geográfica de Portugal (no extremo sudoeste da Europa) e ao regime de ventos ocidentais dominante. Emissões provenientes da Europa Central e Oriental são também uma fonte potencial de partículas antropogénicas. O estudo foi exclusivo à área geográfica de Portugal Continental.

2.1.2 Emissões de PM10 em Portugal

Foi realizada uma análise detalhada das emissões nacionais de PM10 com base no inventário de emissões europeu, elaborado pela Agência Europeia do Ambiente para os anos de 1990 a 2012 (European Environment Agency [EEA], 2014). Uma análise por setores de atividades, também foi realizada, permitindo a identificação da contribuição de cada setor de atividade para a emissão total PM10.

2.1.3 Rede de monitorização da Qualidade do Ar

Em Portugal, a rede de monitorização da qualidade do ar é operada pela Agência Portuguesa do Ambiente, responsável pela manutenção e supervisão dos equipamentos de monitorização e da validação dos dados. Em Portugal continental, como já foi referido, a monitorização de PM10 é realizada em perto de 60 estações de monitorização da qualidade do ar, dividida por 5 regiões - 1) Norte, 2) Centro, 3) Lisboa e Vale do Tejo, 4) Alentejo e 5) Algarve. As estações podem ser classificadas em três tipos, consoante o ambiente em que se inserem, Urbana; Suburbana e Rural, e em três tipos consoante a influência que sofrem, Tráfego; Industrial e Fundo (CCDR-N, 2016). Estas estações de monitorização fornecem observações horárias para diferentes poluentes atmosféricos e as concentrações de PM10 são medidas através do método de atenuação beta. As medições efetuadas pelas estações são enviadas para uma base de dados central, disponível para o público após a sua validação. Diferentes abordagens foram utilizadas para interpretar os dados, incluindo análise temporal e espacial recorrendo ao Google Fusion Tables e Google Maps Engine.

2.1.4 Trajetórias de massas de ar retrógradas

Conhecer as trajetórias de massas de ar permite encontrar a origem das partículas atmosféricas transportadas a longas distâncias. O modelo utilizado neste trabalho foi o HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory), desenvolvido pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Draxler, Stunder, Rolph, Stein,

& Taylor, 2009; Draxler & Rolph, 2012). Este foi desenvolvido com o objetivo de simular trajetórias e a dispersão e deposição de partículas e gases. O modelo utiliza um método de cálculo híbrido, onde são usadas as aproximações Lagrangeanas e Eulerianas. As trajetórias calculadas estão representadas ao longo de uma grelha tridimensional (x, y, z, t), onde x é a latitude, y a longitude, z a altitude e t o tempo, ou seja, a posição da partícula é calculada no instante t, estando estas variáveis dependentes da velocidade do vento, pressão à superfície, pressão em altitude e temperatura.

São necessários dados meteorológicos, que pertencem ao NCEP (National Centers for Environmental Prediction) e estão disponíveis em GDAS (Global Data Analysis System), NAM Data Analysis System (NDAS – antigo EDAS) e REANALYSIS.

Neste trabalho, optou-se por realizar simulações de trajetórias retrógradas com a duração de 96h, e para altitudes de 50, 500 e 1000 metros.

2.1.5 Mapas de Índice de Absorção de Aerossol

A deteção de eventos Saarianos foi efetuada recorrendo à utilização de mapas de índice de absorção de aerossol, executados a partir de observações efetuadas pelo satélite TOMS. Estes mapas foram fornecidos pela *National Aero-Space Agency* (National Aero-Space Agency [NASA], 2001).

2.2 Gestão da qualidade do ar na indústria

2.2.1 Área de estudo

A Delphi Braga foi a indústria selecionada como caso de estudo para avaliação de procedimentos com vista à proteção dos trabalhadores e ambiente no que se refere a partículas em suspensão.

Localiza-se na União das Freguesias de Ferreiros e Gondizalves em Braga que se encontra no vale do Cávado, na região Noroeste de Portugal Continental. A Norte encontra-se o rio Cávado e a Nordeste o conjunto de elevações que formam a Serra dos Picos (566m) e a Serra dos Carvalhos (479m), a poente situa-se o concelho de Barcelos e a cerca de 30 Km o Oceano Atlântico, (Câmara Municipal de Braga, 2015). Na Figura 2 a 5 apresentam-se imagens de satélite obtidas a partir do programa Google Earth para distâncias focais crescentes. Nestas figuras identifica-se a Delphi Braga. No mesmo complexo industrial encontra-se ainda outra fábrica de componentes automóveis (Figura 5). Como é visível na

Figura 6, a sudoeste da Delphi Braga localiza-se a autoestrada A11/IC14 e o seu cruzamento com a A3. Também a Sudoeste verifica-se a passagem do comboio da Linha de Braga.



Figura 2 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga na Península Ibérica: Altitude de visualização 902,33 km.

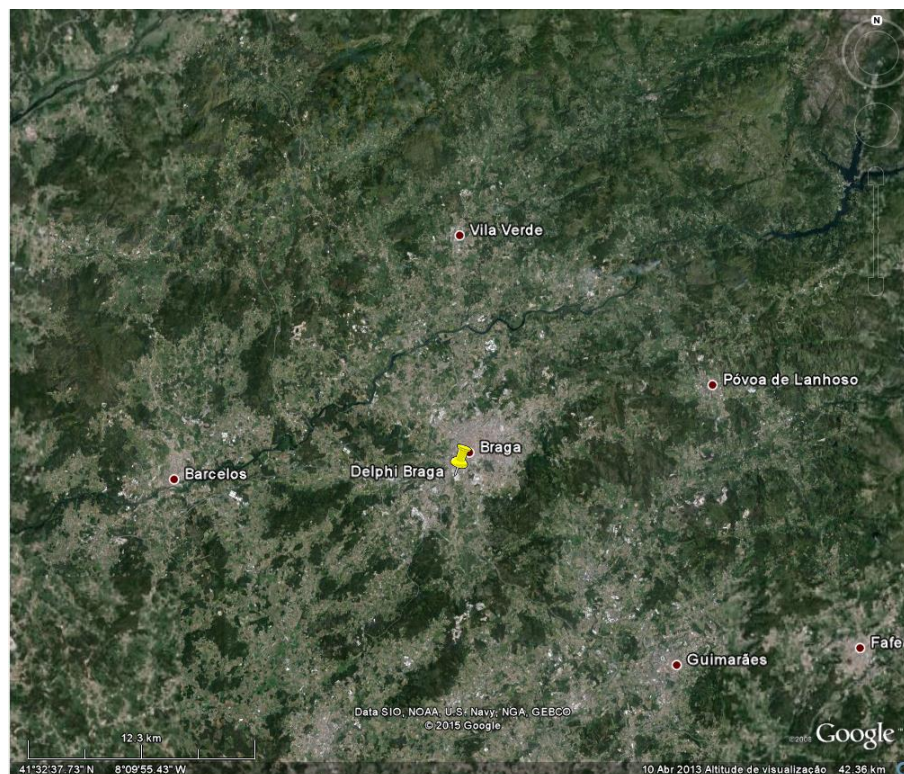


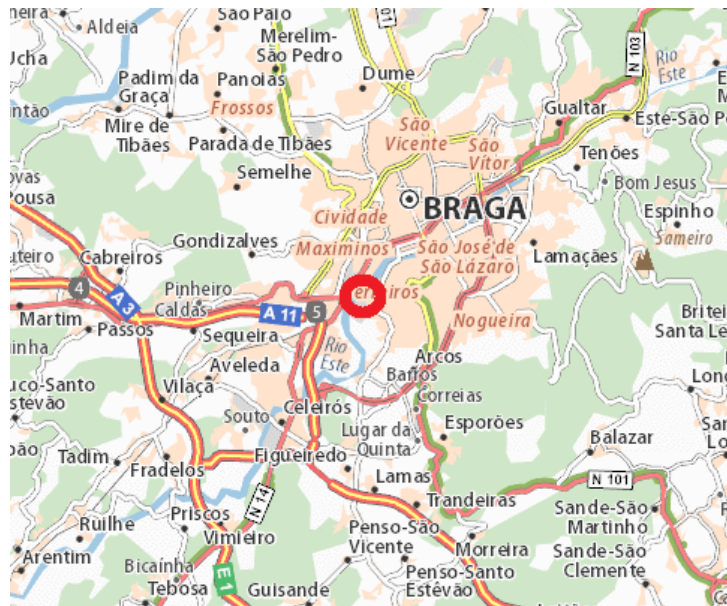
Figura 3 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga: Altitude de visualização 42,36 km.



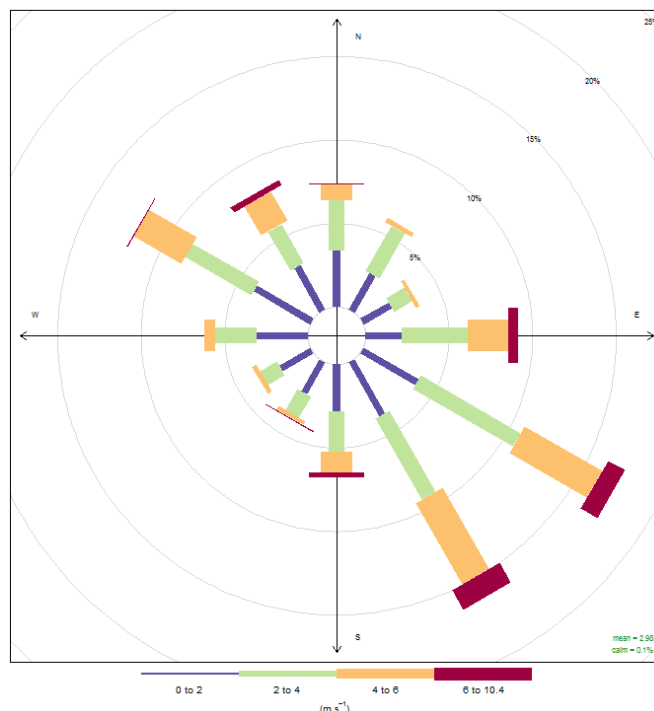
Figura 4 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga: Altitude de visualização 1,53 km.



Figura 5 - Imagem de satélite com localização da Delphi Braga e identificação dos edifícios contemplados no estudo. As fontes fixas consideradas no estudo encontram-se nos edifícios sublinhados a amarelo: Altitude de visualização 512 m.



Devido à indústria envolvente, ao tráfego rodoviário e à proximidade do meio urbano, a qualidade do ar na região envolvente da Delphi Braga é seguramente afetada por “concentrações de poluentes de fundo” que poderão não ser desprezáveis. A Figura 7 apresenta a rosa-dos-ventos nas coordenadas geográficas da Delphi Braga. Esta rosa-dos-ventos foi obtida para 10 m de altura a partir do programa TAPM com base em dados meteorológicos sinóticos do ano de 2011. A rosa-dos-ventos permite concluir que a 10 m de altitude a direção do vento mais frequente é de sudeste para noroeste.



A Tabela 5 caracteriza alguns parâmetros meteorológicos na coordenada geográfica da Delphi Braga.

Tabela 5 - Valores médios, mínimos e máximos de parâmetros meteorológicos na coordenada geográfica da Delphi Braga (10 m de altura, dados de 2011).

Estatística	Velocidade do vento (m/s)	Temperatura (°C)	Humidade relativa (%)	Precipitação (mm/hr)
Média	3,0	16	57	0,2
Máximo	10	36	100	5,4
Mínimo	0,0	0,5	12	0,0
Desvio Padrão	1,6	6,6	18	0,5

2.2.2 Monitorização das emissões

A verificação da altura das chaminés é efetuada através de um método holístico considerando o conjunto das emissões de todos os poluentes. Deste modo, nesta parte do trabalho, recorrer-se-á não só às medições de emissões de partículas, mas também à medição da emissão de outros poluentes característicos dos processos de produção em causa. As monitorizações foram realizadas por uma entidade certificada de acordo com os métodos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Monitorização das emissões para os diversos parâmetros.

Parâmetro	Norma de referência	Metodologia	Equipamento
PTS (Partículas Totais Suspensas)	EN 13284-1:2001	Gravimetria	SICK Gravimat SHC 502
COV (Compostos Orgânicos Voláteis, expressos em C)	EN 12619:2013	FID (Flame Ionization Detection)	Mess Analysentechnik GmbH PT
CO (Monóxido de Carbono)	MI.08 ed1 rev1: 2010-05-16	Eletroquímica	Testo 350 XL
NO _x (Óxidos de Azoto, expressos em NO ₂)	MI.06 ed1 rev1: 2010-05-16	Eletroquímica	Testo 350 XL
SO ₂ (Dióxido de Enxofre)	MI.33 ed1 rev0: 2014-05-24	Infravermelhos não dispersivos	Testo 350 XL
H ₂ S (Sulfureto de Hidrogénio)	VDI 3486-2:1979	Titulometria	Actaris Gallus 2000
Pb (Chumbo)	EN 14385:2004	ICP-OES (Espectrometria)	Tecora Isostack Basic
Sn (Estanho)	MI.32 ed1 rev0: 2012-10-18/ EN 14385:2004	ICP-OES (Espectrometria)	Tecora Isostack Basic

2.2.3 Modelo TAPM

Recorreu-se ao modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera TAPM para se estabelecer uma relação direta entre as emissões da fábrica e a qualidade do ar ambiente.

O programa desenvolvido na Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) - Division of Atmospheric Research é um modelo de dispersão tridimensional Euleriano baseado na resolução das principais equações da dinâmica de fluidos e de transporte para prever tanto a meteorologia como a concentração de poluentes. Através da integração de módulos meteorológicos e de poluição atmosférica, o TAPM estima os parâmetros meteorológicos importantes para a simulação da dispersão à escala local e regional. Os detalhes técnicos das equações do modelo, parametrizações e métodos numéricos são descritos no artigo técnico de Hurley (2002). O programa TAPM foi validado pela CSIRO - Division of Atmospheric Research responsável pelo desenvolvimento do programa, através da comparação de dados obtidos com dados experimentais (Hurley, Physick, Luhar, & Edwards, 2005). Este modelo foi escolhido pelo facto de ser de fácil utilização e pela sua capacidade e rapidez para aplicação a séries longas de dados. Neste estudo foi utilizada o TAPM GUI V3.0 e a sua aplicação foi efetuada para o período de amostragem de 1 de Janeiro de 2011 a 31 de Dezembro de 2011.

2.2.4 Monitorização da exposição dos trabalhadores

As monitorizações foram realizadas por entidades certificadas e de forma a garantir a representatividade das diferentes condições de exposição a poluentes. A amostragem foi efetuada em 6 locais diferentes da fábrica. Os trabalhadores que utilizaram os equipamentos de amostragem foram selecionados aleatoriamente entre o mesmo grupo de exposição similar. As amostragens foram realizadas na zona da respiração dos trabalhadores selecionados de forma a estimar a real exposição aos poluentes.

A caracterização da exposição ocupacional a compostos orgânicos voláteis foi efetuada por meio de amostradores passivos, os quais posteriormente são sujeitos a uma análise química por cromatografia gasosa de espectrometria de massa, através da adsorção em tubo de aço com enchimento TENAX TA após serem expostos nos postos de trabalho por 8 horas.

CAPÍTULO II

Apresentação de resultados

3 Apresentação de resultados

3.1 Gestão da Qualidade do ar em Portugal – partículas atmosféricas

3.1.1 Emissões de PM10

A Figura 8 apresenta a evolução temporal das emissões de PM10 em Portugal entre 2001 e 2011, verificando-se um decréscimo de cerca de 23% neste período de tempo. Nos últimos anos tem-se vindo a registar elevados decréscimos de ano para ano entre os estados membros relatados pelos UE-28, no inventário de emissões da União Europeia, (EEA, 2014). Adicionalmente a Figura 8 mostra a tendência das emissões de PM10 a partir das cinco principais categorias mais importantes na UE-28 entre 2001 e 2011. Sendo estas: A - Eletricidade pública e produção de calor; B - Combustão estacionária nas indústrias transformadoras e de construção; C - Operações agrícolas; D - Transporte rodoviário; E - Residencial: Instalações fixas. A categoria "E" apresenta resultados mais elevados para as emissões de PM10, correspondendo a 38% do total de emissões, seguida das categorias "A" e "B". A categoria "E" foi a única que apresentou uma tendência crescente com um aumento significativo entre 2007 e 2010, sendo que este aumento pode dever-se à crescente procura de conforto dentro das residências, com recurso a fontes de aquecimento ou arrefecimento. Contudo a partir de 2010 esta tendência parece inverter com a diminuição das emissões, o que pode estar relacionado com a implementação da Diretiva relativa à eficiência energética nos edifícios. As maiores reduções relativas das emissões foram alcançadas na categoria "A" e "B", com reduções de 47% e 36%, a segunda e terceira categorias mais importantes, respectivamente, (EEA, 2014). Esta diminuição pode estar relacionada com uma maior preocupação das cidades com o ambiente, tornando-se cada vez mais eficientes através de programas como a Estratégia Nacional de Desenvolvimento Sustentável (ENDS), com a aplicação das melhores técnicas disponíveis e aposta nas energias renováveis.

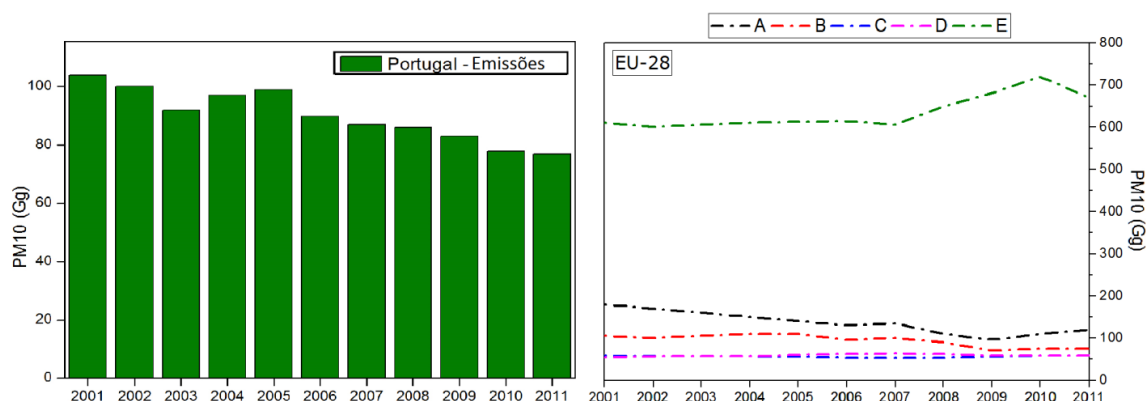


Figura 8 - Emissões de PM10 em Portugal e a tendência das emissões de PM10 das cinco principais categorias de fontes na UE-28, 2001-2011; Os resultados são apresentados em Gg (EEA, 2014).

Apesar da diminuição das emissões relacionadas com o transporte em Portugal, é possível observar na Figura 9 que o número de veículos aumentou em 14% no período de 2001 a 2011. No entanto, a mesma figura apresenta o número de veículos discriminados por categoria definida pelas normas europeias de emissões e indica uma diminuição dos veículos mais antigos (Euro 1), e um aumento de veículos mais recentes, produzidos de acordo com os novos requisitos ambientais e com os avanços tecnológicos que visam reduzir a poluição dos mesmos. O efeito das normas Euro 4 e Euro 5 sobre o decréscimo das emissões de PM10 de veículos é perceptível, uma vez que são exigidos filtros nos novos carros a *diesel* desde 2005. A criação de Zonas de Emissões Reduzidas (ZER), aplicada em cidades como Lisboa, onde só podem circular veículos com características específicas, no que diz respeito à emissão de poluentes de acordo com a norma europeia de emissões, contribui para a diminuição de emissões resultantes dos transportes e incentiva a população a utilizar os transportes públicos já existentes.

A crise económica e financeira que Portugal atravessa e que teve o seu início entre 2008/2009 é igualmente uma possível explicação para a diminuição da emissão de poluentes observada.

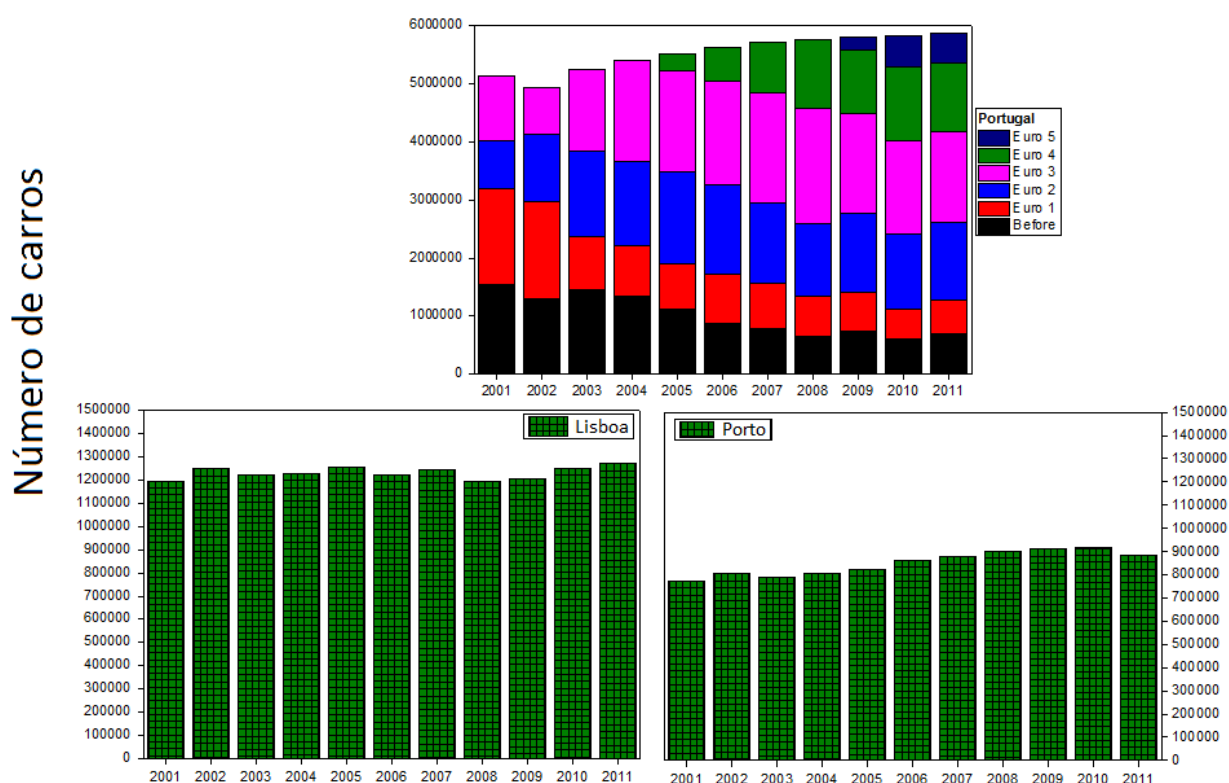


Figura 9 - Número de veículos na cidade de Lisboa e Porto. Número de veículos em Portugal, em conformidade com as normas europeias de emissões.

3.1.2 Concentrações atmosféricas de PM10

Um passo importante na avaliação da qualidade do ar é a análise do cumprimento da legislação. A Figura 10 sistematiza o cumprimento dos valores limite anual e diário para os anos de 2001, 2006 e 2011, demonstrando a diminuição das concentrações ao longo dos anos:

- em 2001, 83,3% das estações excederam o valor limite anual e o valor limite diário de PM10;
- em 2006, 15,6% das estações apresentaram uma concentração média anual superior a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e 57,8% das estações excedem o valor limite diário de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mais de 35 vezes;
- em 2011, 8,3% das estações ultrapassaram o valor anual e 26,7% das estações excedeu o valor diário de PM10.

68,8% das excedências ao valor diário de PM10 em 2011, localizam-se nas áreas metropolitanas do Porto e Lisboa, o que pode ser justificado pela maior densidade populacional destas zonas, onde mais de 40% da população portuguesa habita (ISN, 2012). Os resultados revelam que a quantidade de estações que cumpre o valor recomendado pela OMS de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tem vindo a crescer, 2001 (0%), 2006 (6,7%) e 2011 (16,7%).

Também é possível observar um aumento significativo no número de estações de medição de PM10. Este aumento está relacionado com as obrigações estabelecidas pela Directiva Europeia 2008/50/CE, que define o número de estações de acordo com a densidade populacional e com a existência de fontes de emissão. Deste modo justifica-se um maior número de estações localizadas na zona costeira de Portugal em comparação com a região interior, e um maior número de estações nas áreas metropolitanas de Lisboa e Porto que no resto do país. Por um lado esta distribuição permite uma melhor caracterização e identificação de fontes de poluição nestas zonas densamente povoadas e consequentemente uma melhor abordagem para a diminuição da concentração. Por outro lado, não permite a caracterização correta de concentrações em zonas mais rurais, muitas vezes afetadas por fontes de poluição muito específicas.

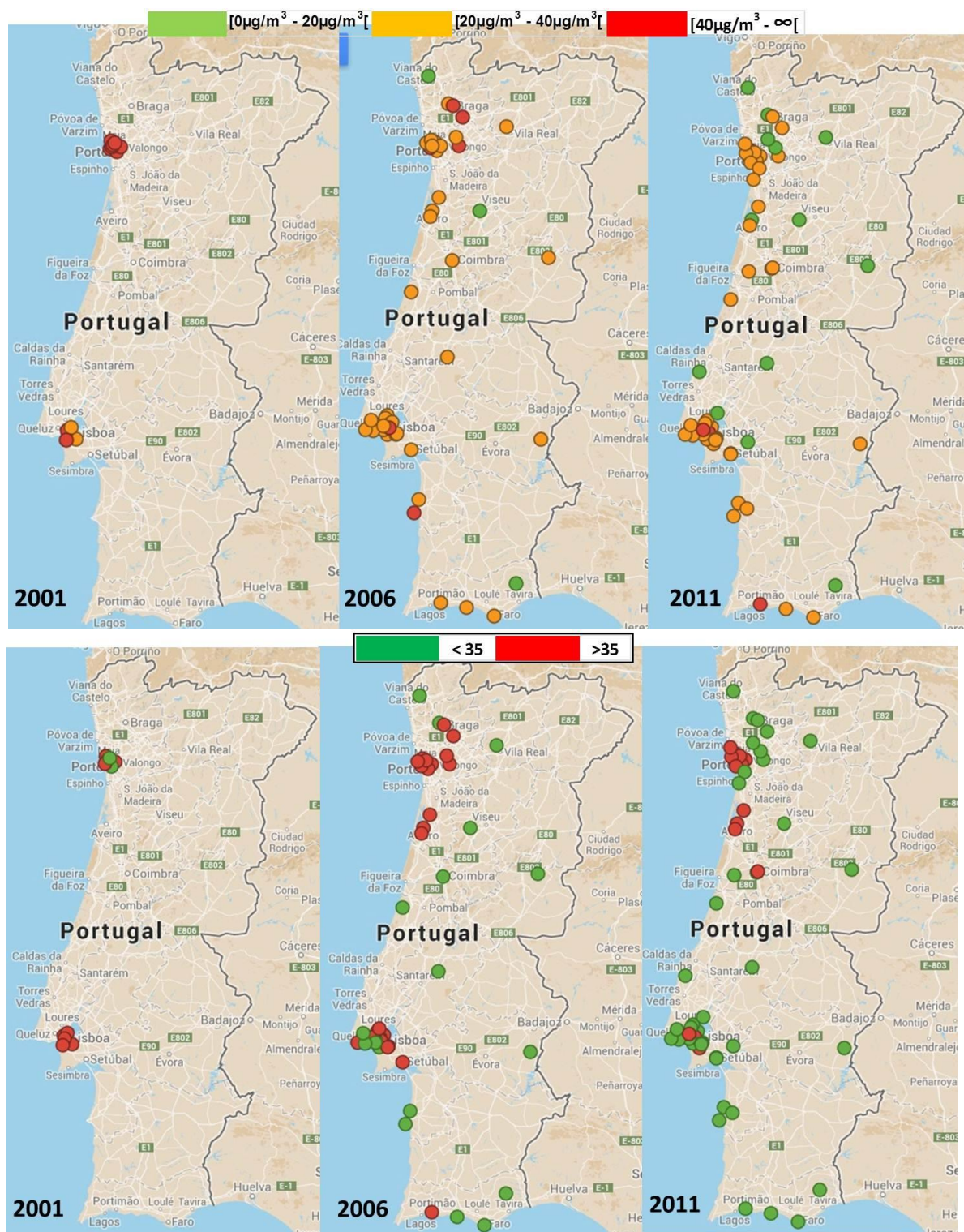


Figura 10 - - Concentração média de PM10 em cada estação para os anos de 2001, 2006 e 2011 (primeira linha). Estações que excederam o valor limite diário nos anos de 2001, 2006 e 2011 (2ª linha).

3.1.3 Análise espacial e temporal

A Figura 11 apresenta as concentrações médias anuais de PM10 em Portugal discriminadas por região e demonstra que estas diminuíram 53,3% no período de 2001 a 2011. As concentrações médias de PM10 diminuíram de $56,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2001 para $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2011. Esta tendência indica um declínio acentuado entre 2001 a 2008 que foi seguido por um lento decréscimo a partir do ano de 2008 a 2011. Observou-se um comportamento semelhante em Espanha por Querol et al. (2014). De acordo com a Agência Europeia do Ambiente, Portugal foi o país com maior redução relatada entre 2000 e 2010 (29%), (European Environment Agency [EEA], 2012). Entre 2001 e 2011, foi registada uma redução de PM10 de 60% e 35% na região Norte e na região de Lisboa e Vale do Tejo, respetivamente. Em média, o Norte do país apresentou as maiores concentrações de PM10 ao longo dos anos, seguido de Lisboa e Vale do Tejo. No entanto, desde 2008, ambas as estações apresentaram concentrações semelhantes ou mesmo mais elevadas em Lisboa e Vale do Tejo. As diminuições registadas entre 2001 e 2011 na região Norte e na região de Lisboa e Vale do Tejo podem ser atribuídas à implementação de melhores tecnologias disponíveis na indústria, ao desenvolvimento de veículos com emissões mais reduzidas e com a crise vivida nos últimos anos associada a uma diminuição do consumo e produção.

A Figura 11 apresenta também as concentrações médias anuais de PM10 discriminadas pelo tipo de estação, sendo que as estações de tráfego apresentaram valores de $75,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2001 e $33,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2011, apresentando uma redução de 54,9%. As estações localizadas em áreas industriais e suburbanas também apresentaram valores de $30,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $50,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2001 e $28,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $31,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2011, com reduções de 7,8% e 36,9%, respetivamente. As estações de monitorização localizadas em áreas de elevado tráfego continuam a apresentar as maiores concentrações de PM10. Todavia, apresentaram a maior redução no período do estudo. Este facto pode ser explicado pela utilização de tecnologias consideradas mais limpas aplicadas em veículos. As estações localizadas em áreas industriais e suburbanas também apresentaram elevados níveis de PM10, sendo que as industriais obtiveram uma redução inferior em relação às urbanas e suburbanas. As áreas suburbanas são caracterizadas por se localizarem perto dos centros urbanos, nas quais existem habitações mais baratas e com a possibilidade da existência de indústria nas proximidades.

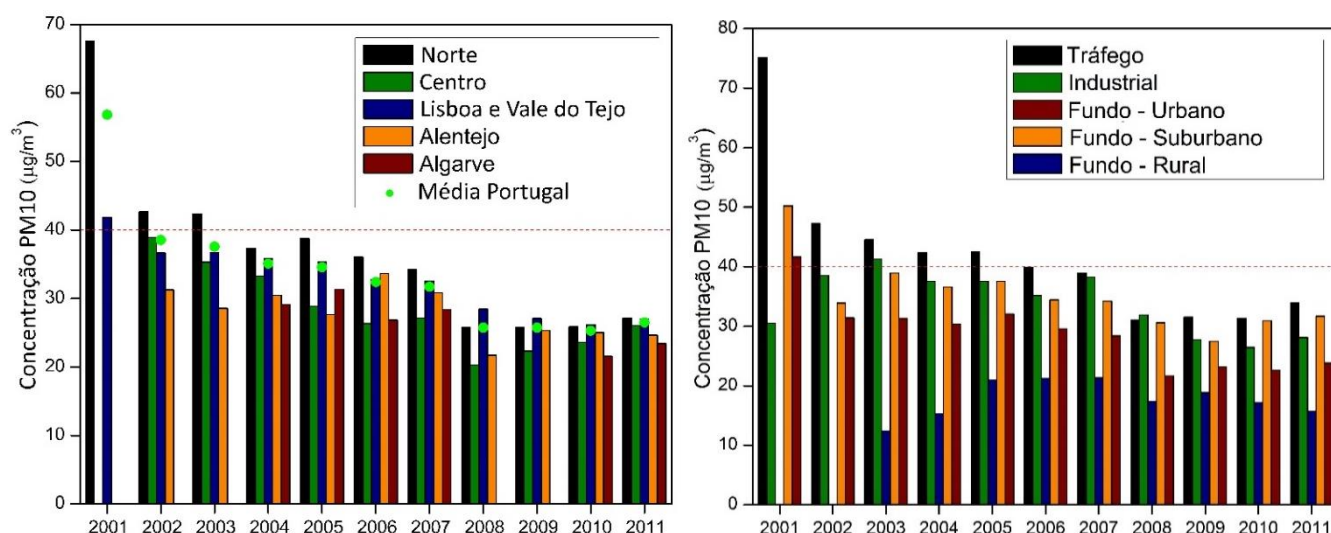


Figura 11 - Concentração de PM10 em Portugal discriminado por região e tipo de estação. Os resultados estão em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A Figura 12 apresenta as concentrações médias anuais de PM10 discriminadas por estação do ano, sendo possível observar que de ano para ano a estação do ano com maiores concentrações é diferente. O inverno é a estação que mais vezes apresenta uma maior concentração, 63,6% vezes, seguido do verão (27,3%) e outono (9,1%). A média para cada estação do ano, entre 2001 e 2011, é de 35,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o inverno, seguido de 34,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o outono, 32,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para o verão e 28,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para a primavera. Nos meses quentes com baixa percentagem de chuva, as elevadas concentrações de PM10 podem estar relacionadas com uma maior ressuspensão, enquanto no inverno, pode estar relacionada com a queima de biomassa para aquecimento de casa (Alves et al., 2016).

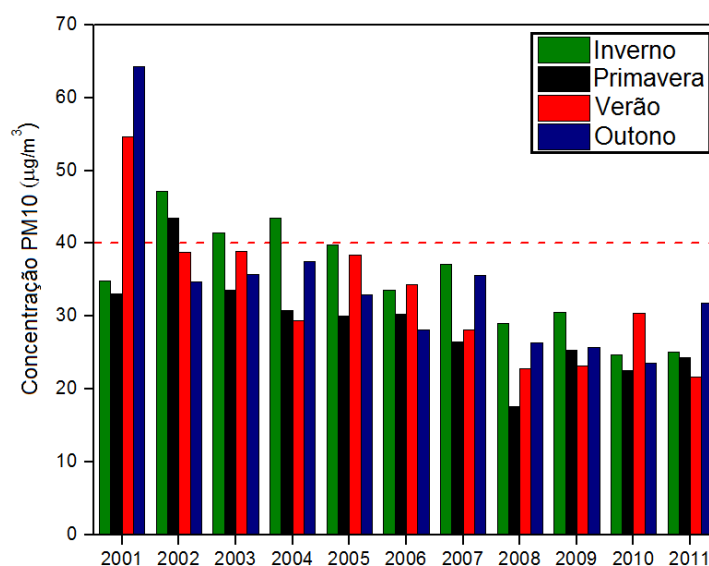


Figura 12 - Concentrações médias anuais de PM10 em Portugal discriminadas por estação do ano. Os resultados são apresentados em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.4 Qualidade do ar em grandes centros urbanos – Lisboa e Porto

As maiores e mais habitadas cidades de Portugal, Lisboa e Porto, apresentam os maiores focos de poluição e as principais excedências em relação à legislação. Através da Figura 13 é possível comparar a tendência de concentrações numa estação urbana de tráfego e numa estação urbana de fundo ao longo do dia, em Lisboa e no Porto. Os padrões diários de concentrações de PM₁₀ foram caracterizados por dois picos. As concentrações máximas de PM₁₀ ocorreram nos períodos das 8:00 às 12:00 e das 18:00 às 24:00, sendo que o primeiro pico é associado às horas de maior tráfego e o segundo pode ser atribuído a uma combinação de velocidades dos veículos mais altas, ventos mais fracos e a uma diminuição da temperatura do ar e aumento da humidade relativa durante esse período. O mesmo efeito foi observado noutro estudo (Zhu, Hinds, Kim, & Sioutas, 2001).

De forma a quantificar a contribuição do tráfego para as partículas, seguiu-se o conceito de Lenschow et al., (2001) no qual a diferença de massa de PM entre uma estação de trânsito e uma estação de fundo urbano pode ser atribuída ao tráfego adjacente. Deste modo, o fator de Impacto rodoviário (RI) foi definido como a diferença fracionada entre as concentrações nos locais de tráfego e de fundo urbano ($RI = (T - UB) / T$). A Figura 13 evidencia que o maior impacto rodoviário foi observado em Lisboa.

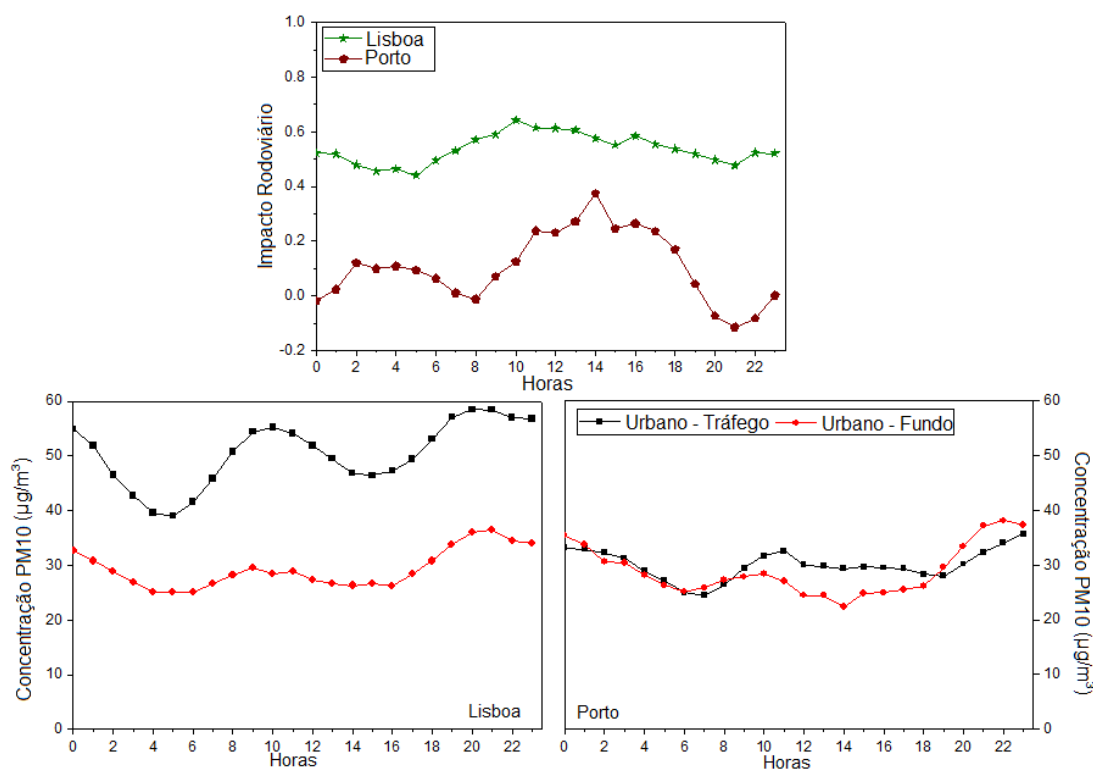


Figura 13 - Concentração média de PM₁₀ medida em Lisboa e Porto em estações urbanas de tráfego e fundo e o fator impacto rodoviário discriminados por hora. Valores calculados com base em 10 anos de medição (2001-2010).

3.1.5 Qualidade do ar nos centros industriais – Barreiro e Estarreja

Barreiro e Estarreja são duas áreas industriais portuguesas com uma contribuição significativa para a concentração de PM10 em Portugal. A Figura 14 apresenta a concentração média de PM10 nas estações industriais perto das áreas do Barreiro e Estarreja. É visível que as duas estações de monitorização apresentaram tendências e concentrações semelhantes embora o Barreiro tenha apresentado uma diminuição superior (33% entre 2001 e 2011). Ambas cumprem os valores limite desde 2006.

A Figura 14 apresenta também a tendência diária de PM10 em cada área industrial. Os padrões diários das concentrações de PM10 são caracterizados por dois picos. O primeiro pico ocorre no período de 7:00 às 11:00 e o segundo pico ocorre nos períodos das 18:00 às 23:00. O primeiro pico pode ser associado a um maior tráfego enquanto o segundo pico pode ser atribuído a uma combinação de ventos mais fracos, a uma diminuição da temperatura do ar e um aumento da humidade relativa durante esse período, que resulta numa menor dispersão de poluentes. Observou-se o mesmo efeito nas zonas urbanas de Lisboa e Porto e em trabalhos anteriores.

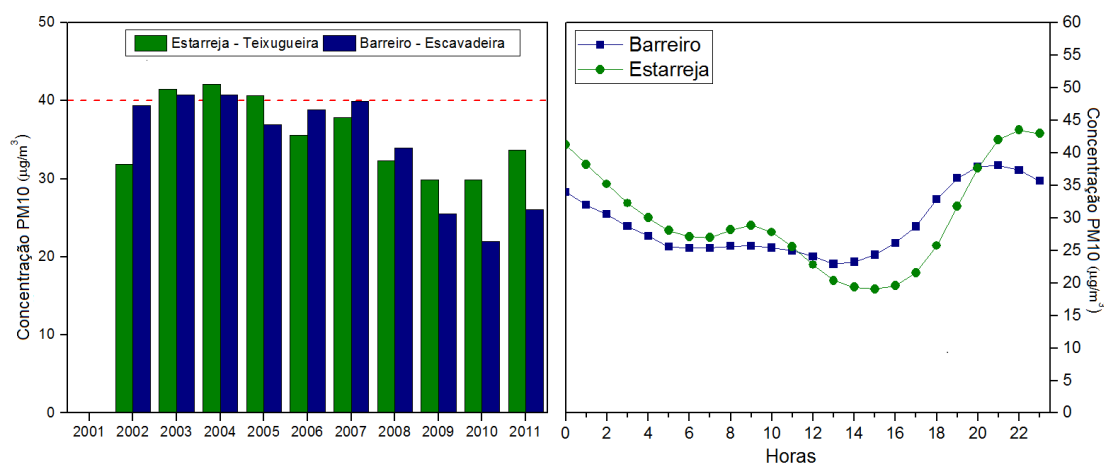


Figura 14 - Concentração de PM10 entre 2001 e 2011 em Estarreja e no Barreiro e os seus padrões diários.

3.1.6 Trajetórias de massas de ar.

Dependendo da sua densidade, dimensão e forma, as partículas poderão ser transportadas ao longo de grandes distâncias. A identificação da origem das massas de ar que veiculam essas partículas permite explicar algumas das propriedades físicas e químicas dos aerossóis numa dada região.

A Figura 15 apresenta as trajetórias de massas de ar retrógradas para o dia 11 de outubro de 2001, que apresenta os valores de concentração de PM10 mais elevados na zona de Lisboa e os mapas de índice de aerossol (TOMS) correspondente ao período de 9-11 de Outubro de 2001.

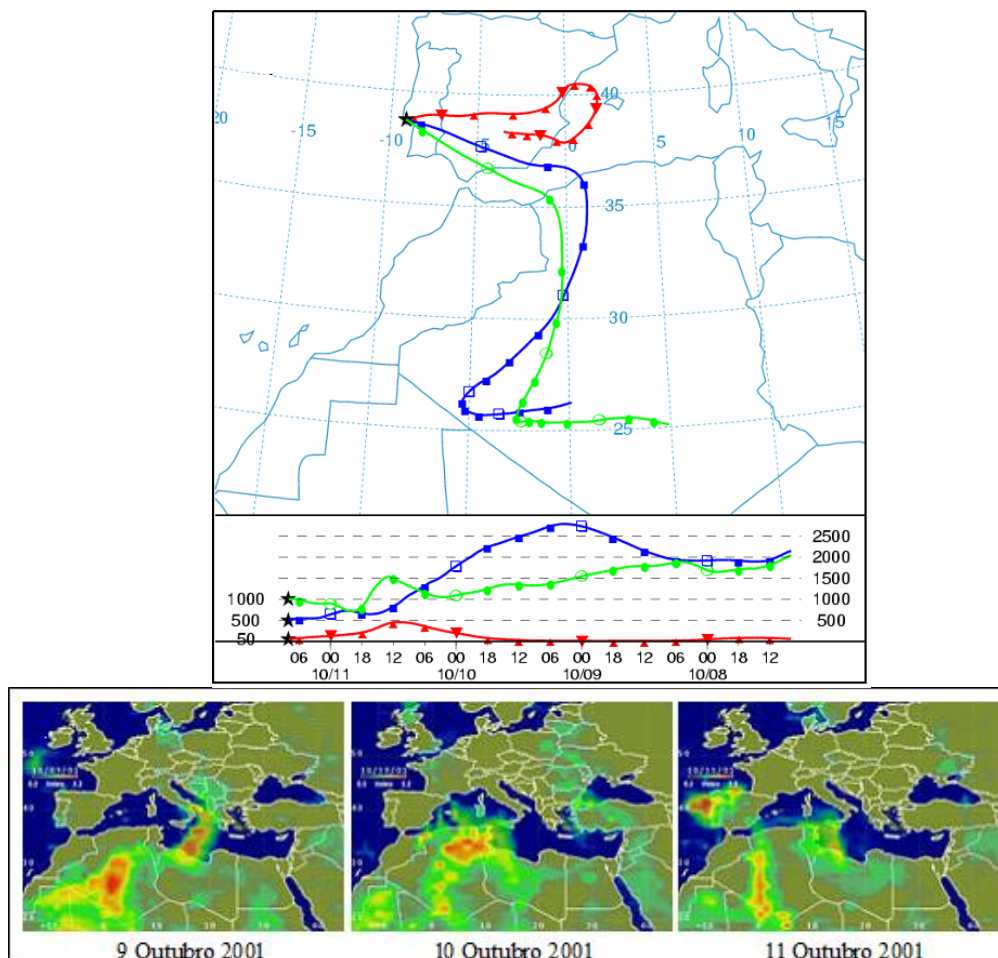


Figura 15 - Trajetórias de massas de ar retrógradas geradas pelo modelo Hisplit para o dia 11 de Outubro de 2001 e o mapa de índice de aerossol (TOMS) correspondente ao período de 9-11 de Outubro de 2001.

A Figura 15 mostra que as concentrações de PM10 registadas no dia 11 de Outubro de 2001 sofreram uma influência do transporte de partículas a longa distância, nomeadamente do deserto do Saara. Este exemplo ilustra um fenómeno que ocorre com frequência em Portugal e que contribui para um aumento das concentrações de PM10.

3.2 Gestão da qualidade do ar na indústria

3.2.1 Caracterização das chaminés da Delphi Braga

A Delphi Braga possui 33 chaminés, 21 delas implantadas no edifício 1 e 12 no edifício 2. A Tabela 7 apresenta para cada chaminé os poluentes característicos, a altura e o

diâmetro. Todas as chaminés possuem pelo menos mais 3 metros acima da cobertura do edifício de implantação.

Tabela 7 - Descrição sumária das chaminés do Edifício 1 e 2.

	Chaminé	Fontes	Poluentes característicos	Processo	Altura (m)	Altura desde a cobertura (m)	Diâmetro (m)
Edifício 1	1	FF1-001	COVs,	Estufa	11,30	3,90	0,15
	2	FF1-002	COVs,	Estufa	11,30	3,90	0,15
	3	FF1-003	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	4	FF1-004	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	5	FF1-005	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	6	FF1-006	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	7	FF1-007	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	8	FF1-008	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,20
	9	FF1-009	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,25
	10	FF1-010	COVs	Estufa	11,30	3,90	0,20
	11	FF1-011	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,20
	12	FF1-012	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,25
	13	FF1-013	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,25
	14	FF1-014 +FF1-015	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,30
	15	FF1-016 +FF1-017	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,30
	16	FF1-018	COVs, Pb, Sn, Metais III	Soldadura	11,30	3,90	0,25
	17	FF1-019 +FF1-020	COVs	Coating	11,30	3,90	0,30
	18	FF1-021	COVs	Forno	11,30	3,90	0,25
	19	FF1-022	COVs, PTS, CO, NO _x ,SO ₂ , H ₂ S	Produção de calor	9,50	3,00	0,25
	20	FF1-023	COVs, PTS, CO, NO _x ,SO ₂ , H ₂ S	Produção de calor	9,50	3,00	0,25
	21	FF1-024	COVs, PTS, CO, NO _x ,SO ₂ , H ₂ S	Produção de calor	9,50	3,00	0,25
Edifício 2	22	FF2-001	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,51
	23	FF2-002	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,20
	24	FF2-003	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,16
	25	FF2-004	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,41
	26	FF2-005	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,26
	27	FF2-006	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,51
	28	FF2-007	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,41
	29	FF2-008	COVs, PTS	Pintura de materiais plásticos	12,96	4,30	0,26
	30	FF2-009	COVs, PTS	Secagem de produtos pintados	12,96	4,30	0,36
	31	FF2-010	COVs, PTS	Processo de limpeza de utensílios utilizados	12,96	4,30	0,30
	32	FF2-011	COVs, PTS	Limpeza de moldes de injeção	12,96	4,30	0,20
	33	FF2-012	COVs, PTS	Limpeza de moldes de injeção	12,96	4,30	0,20

A Tabela 8 apresenta os valores de emissões de poluentes das chaminés da Delphi Braga, separadas por edifícios, nas quais todas as emissões encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de Abril e das Portarias que o regulamentam, descritas no capítulo anterior.

Tabela 8 - Emissões de poluentes das chaminés da Delphi Braga

Chaminé	Data monitorização	Temp. (K)	Vel. (m/s)	Caudal (m³/h)	Caudal seco (Nm³/h)	[COVs] (mg/Nm³)	qCOVS (Kg/h)	[PTS] (mg/Nm³)	qPTS (Kg/h)	[CO] (mg/Nm³)	qCO (Kg/h)	[Nox] (mg/Nm³)	qNox (Kg/h)	[SO₂] (mg/Nm³)	qSO₂ (Kg/h)	[H₂S] (mg/Nm³)	qH₂S (Kg/h)	[Pb] (mg/Nm³)	qPb (kg/h)	[Sn] (mg/Nm³)	qSn (kg/h)	[Metais III] (mg/Nm³)	qMetaisIII (kg/h)
1	2012	313	3.30	207	173	5.70	0.001																
2	2012	302	3.40	217	188	8.80	0.002																
3	2011	310	3.70	662	578	12.40	0.070																
4	2011	311	3.50	617	537	13.40	0.070																
5	2012	304	6.20	1102	967	8.00	0.008																
6	2014	299	2.20	385	342	5.00	0.002																
7	2014	315	4.20	742	626	3.50	0.020																
8	-	313	3.30	207	173	5.70	0.001																
9	2012	305	4.30	760	651	11.80	0.008																
10	2013	319	2.20	254	209	6.20	0.010																
11	2008	316	4.40	493	421	38.20	0.200											0.037	0.00002	0.09	0.00004	0.09	0.0000004
12	2008	334	3.10	800	623	503.40	0.300											0.850	0.00053	0.2	0.00012	0.77	0.00048
13	2013	334	2.40	424	330	186.60	0.600											0.013	0.000004	13.88	0.00460	13.9	0.0046
14	-	316	4.40	493	421	38.20	0.200											0.037	0.00002	0.09	0.00004	0.09	0.0000004
15	-	316	4.40	493	421	38.20	0.200											0.037	0.00002	0.09	0.00004	0.09	0.0000004
16	2009	335	4.20	742	586	415.50	0.200											0.570	0.00032	0.073	0.00004	0.54	0.00031
17	2013	304	6.50	2125	1838	93.80	0.200																
18	2010	303	5.30	597	521	41.50	0.020																
19	2015	379	3.30	585	376	4.40	0.002	13.70	0.0050	2.7	0.0009	119.0	0.05	6.30	0.002	1.40	0.0005						
20	2015	399	2.70	468	283	4.90	0.001	5.90	0.0020	12.6	0.0030	133.0	0.03	7.80	0.002	5.20	0.0010						
21	2015	371	2.60	454	293	93.40	0.030	2.30	0.0010	11664.0	3.7000	95.9	0.03	5.40	0.002	1.40	0.0004						
22	2012	292	9.60	6761	6141	146.40	0.900	31.00	0.2000														
23	2014	315	5.70	645	539	9.60	0.050	0.60	0.0003														
24	2013	299	2.70	172	151	12.40	0.020	1.50	0.0002														
25	2014	296	5.90	2678	2381	11.90	0.300	1.60	0.0040														
26	2013	296	4.70	831	741	6.40	0.050	0.60	0.0005														
27	2013	288	6.40	4509	4208	279.00	1.200	1.60	0.0070														
28	2013	293	8.00	3602	3305	33.60	0.100	3.10	0.0100														
29	2013	290	7.80	1379	1270	22.70	0.030	0.80	0.0010														
30	2013	324	1.50	697	571	86.50	0.500	3.50	0.0020														
31	2013	292	4.00	1018	922	56.90	0.500	0.60	0.0005														
32	2013	302	3.80	430	379	9.80	0.040	1.10	0.0004														
33	2013	303	2.20	249	218	17.50	0.060	1.40	0.0003														

3.2.2 Avaliação da necessidade de alteamento das chaminés

De acordo com a Portaria n.º 263/2005 de 17 de Março a altura a considerar para uma chaminé (H) – distância, expressa em metros, entre o seu topo e o solo – é determinada em função do nível de emissão dos poluentes atmosféricos e dos obstáculos próximos, considerando-se o maior valor entre Hp – altura mínima da chaminé calculada com base nas condições de emissão dos efluentes gasosos – e Hc – altura mínima da chaminé corrigida devido à presença de obstáculos próximos.

3.2.2.1 Cálculo de Hp

O valor de Hp expresso em metros, deve ser, pelo menos, igual ao valor numérico calculado através das equações 1 e 2:

$$Hp = \sqrt{S} \times \left(\frac{1}{Q \times \Delta T} \right)^{1/6} \quad (\text{eq. 1})$$

$$S = \frac{F \times q}{C} \quad (\text{eq. 2})$$

Sendo:

Q – caudal volúmico dos gases emitidos, expresso em metros cúbicos por hora e calculado à temperatura de saída para a atmosfera, funcionando a instalação à potência nominal;

ΔT – diferença entre a temperatura dos gases emitidos, medida à saída da chaminé, e a temperatura média anual típica da região onde se localiza a chaminé, expressa em Kelvin. Quando $\Delta T \leq 50$, considera-se $\Delta T = 50$ para o cálculo de Hp;

F - coeficiente de correção (F = 340 para gases e F = 680 para partículas);

q – caudal mássico máximo passível de emissão do poluente considerado, expresso em quilograma por hora;

C – diferença entre CR e CF – valores definidos para os poluentes partículas, NOx e SO₂ na Portaria n.º 263/2005.

- Sempre que se verifique a emissão de mais de um poluente, determinam-se valores de S para cada um dos poluentes presentes no efluente. A altura Hp será determinada tomando o maior valor de S obtido.

- Nos casos em que não estejam fixados valores de Cr para algum dos poluentes emitidos pela chaminé, não sendo possível determinar o parâmetro C, considera-se Hp igual a 10 m.

- Se numa instalação existirem outras chaminés, para além daquela que se pretende dimensionar, e que emitam os mesmos poluentes, o cálculo de Hp é efetuado do seguinte modo:

a) Verificação de dependência – sendo a altura das duas chaminés (i) e (j), respectivamente hi e hj serão consideradas dependentes se se verificar em simultâneo as três seguintes condições:

- A distância entre os eixos das duas chaminés for inferior à soma $hi + hj + 10$;

- hi for superior à metade de hj;

- hj for superior à metade de hi.

b) Caso se verifique existência de dependência, de acordo com a alínea anterior, o Hp da chaminé que se pretende calcular (hi) deverá ser determinado considerando o caudal mássico total (qi+qj) e um caudal volúmico total (Qi+Qj) dos gases emitidos pelas fontes dependentes, aplicando-se de novo a equação 1.

3.2.2.2 Verificação de dependência das chaminés

As características das chaminés e das suas localizações relativas podem dar origem à sobreposição de plumas de poluentes. De acordo com a Portaria n.º 263/2005 de 17 de março, atendendo às características das chaminés e suas localizações relativas obtém-se a Tabela 9 onde se estabelece a dependência de chaminés próximas.

Tabela 9 - Ocorrência de sobreposição de plumas de poluentes oriundas de fontes diferentes.

	Chaminé	Chaminés dependentes
Edifício 1	1	2, 3, 4, 5
	2	1, 3, 4, 5
	3	1, 2, 4, 5, 11
	4	1, 2, 3, 5, 11
	5	1, 2, 3, 4, 11
	6	7, 8, 9, 10, 17, 18
	7	6, 8, 9, 10, 17, 18
	8	6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 17, 18
	9	6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 17, 18
	10	6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 17, 18
	11	3, 4, 5, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17
	12	8, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 17
	13	8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17
	14	11, 12, 13, 15, 16, 17
	15	11, 12, 13, 14, 16
	16	11, 12, 13, 14, 15
	17	6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 18
	18	6, 7, 8, 9, 10, 17
	19	20, 21
	20	19, 21
	21	19, 20
Edifício 2	22	23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31
	23	22, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31
	24	22, 23, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31
	25	22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 30, 31
	26	22, 23, 24, 25, 27, 28, 29, 30, 31
	27	22, 23, 24, 25, 26, 28, 29, 30, 31
	28	22, 23, 24, 25, 26, 27, 29, 30, 31
	29	22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 30, 31
	30	22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 31
	31	22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30
	32	33
	33	32

Com base nas dependências apresentadas anteriormente a Tabela 10 apresenta as alturas mínimas de Hp das chaminés da Delphi Braga. Os caudais mássico e volúmico apresentados nas tabelas seguintes são a soma dos caudais emitidos pelas fontes dependentes.

Dada a inexistência de monitorização de poluentes nas chaminés 8, 14 e 15 do Edifício 1 considerou-se que os valores de emissão de partículas nestas chaminés são equivalentes aos valores registados na chaminé 1 e chaminé 11.

Tabela 10 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de PTS e a Portaria n.º 263/2005.

	Chaminé	Tchaminé (K)	Tambiente (k)	ΔT (K)	Q (m ³ /h)	qPTS (kg/h)	F	Cr	Cf	C	S	HpPTS	Hp final
Edifício 1	19	379	288,51	90,5	1507	0,008	680	0,15	0,05	0,1	54,40	1,028	10
	20	399	288,51	110	1507	0,008	680	0,15	0,05	0,1	54,40	0,994	10
	21	371	288,51	82,5	1507	0,008	680	0,15	0,05	0,1	54,40	1,044	10
Edifício 2	22	292	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	23	315	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	24	299	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	25	296	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	26	296	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	27	288	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	28	293	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	29	290	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	30	324	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	31	292	288,51	50	22292	0,2255	680	0,15	0,05	0,1	1533,40	3,85	10
	32	302	288,51	50	679	0,0007	680	0,15	0,05	0,1	4,76	0,38	10
	33	303	288,51	50	679	0,0007	680	0,15	0,05	0,1	4,76	0,38	10

A Tabela 11 apresenta as alturas mínimas de Hp das chaminés da Delphi Braga devido às emissões de NO_x.

Tabela 11 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de NO_x e a Portaria n.º 263/2005.

	Chaminé	Tchaminé (K)	Tambiente (k)	ΔT (K)	Q (m ³ /h)	qNO _x (kg/h)	F	Cr	Cf	C	S	HpNO _x	Hp final
Edifício 1	19	379	288,51	90,5	1507	0,11	340	0,14	0,04	0,1	374,00	2,70	10
	20	399	288,51	110	1507	0,11	340	0,14	0,04	0,1	374,00	2,61	10
	21	371	288,51	82,5	1507	0,11	340	0,14	0,04	0,1	374,00	2,74	10

A Tabela 12 apresenta as alturas mínimas de Hp das chaminés da Delphi Braga devido às emissões de SO₂.

Tabela 12 - Determinação das alturas Hp das chaminés da Delphi Braga tendo em conta o caudal de SO₂ e a Portaria n.º 263/2005.

	Chaminé	Tchaminé (K)	Tambiente (k)	ΔT (K)	Q (m ³ /h)	qSO ₂ (kg/h)	F	Cr	Cf	C	S	HpSO ₂	Hp final
Edifício 1	19	379	288.51	90,5	1507	0,006	340	0,1	0,03	0,07	29,14	0,752	10
	20	399	288.51	110	1507	0,006	340	0,1	0,03	0,07	29,14	0,728	10
	21	371	288.51	82,5	1507	0,006	340	0,1	0,03	0,07	29,14	0,764	10

Face à inexistência de valores de C para os restantes poluentes emitidos pelas fontes estudadas, de acordo com a Portaria n.º 263/2005, considera-se Hp igual a 10 metros.

3.2.2.3 Cálculo de Hc

Considera-se obstáculo próximo, qualquer obstáculo situado num raio de 300 metros da fonte de emissão (incluindo o edifício de implantação da chaminé) e que obedeça, simultaneamente, às seguintes condições:

$$i) H_0 \geq D/5$$

$$ii) L \geq 1 + (14D)/300$$

Se na vizinhança de uma determinada chaminé (raio de 300 metros) existirem obstáculos próximos, a altura H_c deve ser calculada do seguinte modo:

$$H_c = h_o + 3 - \frac{2D}{5h_o}$$

Sendo:

D – distância, expressa em metros, medida na horizontal, entre a fonte de emissão e o ponto mais elevado do obstáculo;

L – largura do obstáculo, expressa em metros.

h₀ - a altura do obstáculo, em metros, medida a partir da cota do solo na base de implantação da chaminé.

Na Tabela 13 é apresentada as alturas Hc das chaminés da Delphi Braga tendo em conta a Portaria n.º 263/2005 e o edifício próximo mais desfavorável.

Tabela 13 - Determinação das alturas Hc das chaminés da Delphi Braga tendo em conta os edifícios próximos mais desfavoráveis e a Portaria n.º 263/2005

	Chaminé	Obstáculo próximo mais desfavorável	Altura do obstáculo (m)	Distância (m)	Hc (m)
Edifício 1	1	ED1	7,4	0	10,4
	2	ED1	7,4	0	10,4
	3	ED1	7,4	0	10,4
	4	ED1	7,4	0	10,4
	5	ED1	7,4	0	10,4
	6	ED9	27	111,4	28,3
	7	ED9	27	115,8	28,3
	8	ED9	27	111,4	28,3
	9	ED9	27	111,4	28,3
	10	ED9	27	111,4	28,3
	11	ED9	27	118,7	28,2
	12	ED9	27	105,9	28,4
	13	ED9	27	105,9	28,4
	14	ED9	27	105,9	28,4
	15	ED9	27	105,9	28,4
	16	ED9	27	105,9	28,4
	17	ED9	27	115,8	28,3
	18	ED9	27	115,8	28,3
	19	ED9	27	25,6	29,6
	20	ED9	27	25,6	29,6
	21	ED9	27	25,6	29,6
Edifício 2	22	ED7	16	36,5	18,1
	23	ED7	16	34,7	18,1
	24	ED7	16	23,7	18,4
	25	ED7	16	38,4	18,0
	26	ED7	16	38,4	18,0
	27	ED7	16	23,7	18,4
	28	ED7	16	32,9	18,2
	29	ED7	16	32,9	18,2
	30	ED7	16	40,2	18,0
	31	ED7	16	20,1	18,5
	32	ED4	15	67,6	16,2
	33	ED4	15	73,0	16,1

3.2.2.4 Cálculo de H

- O valor de H é obtido considerando o maior valor entre Hp e Hc.

- Contudo a diferença de cotas entre o topo de qualquer chaminé e a mais elevada das cumeeiras dos telhados do edifício em que está implantada não poderá ser inferior a 3m.

Atendendo ao nível de emissão dos poluentes atmosféricos e dos obstáculos próximos das chaminés determinou-se a altura das chaminés da Delphi Braga que, de acordo com o Decreto-Lei n.º 78/2004 de 3 de Abril e Portaria n.º 263/2005 de 17 de Março, é a adequada à boa dispersão dos poluentes. A Tabela 14 demonstra que apenas as chaminés de 1, 2, 3, 4 e 5 têm uma altura superior à definida pela legislação. Este facto deve-se à proximidade da indústria a um edifício de habitação com uma altura de 27 metros.

Tabela 14 - Alturas das chaminés da Delphi Braga atendendo ao Decreto-Lei n.º 78/2004 de 3 de Abril e Portaria n.º 263/2005 de 17 de Março.

	Chaminé	Hatual (m)	H (m)
Edifício 1	1	11,30	10,40
	2	11,30	10,40
	3	11,30	10,40
	4	11,30	10,40
	5	11,30	10,40
	6	11,30	28,35
	7	11,30	28,28
	8	11,30	28,35
	9	11,30	28,35
	10	11,30	28,35
	11	11,30	28,24
	12	11,30	28,43
	13	11,30	28,43
	14	11,30	28,43
	15	11,30	28,43
	16	11,30	28,43
	17	11,30	28,28
	18	11,30	28,28
	19	9,50	29,62
	20	9,50	29,62
	21	9,50	29,62
Edifício 2	22	12,96	18,09
	23	12,96	18,13
	24	12,96	18,41
	25	12,96	18,04
	26	12,96	18,04
	27	12,96	18,41
	28	12,96	18,18
	29	12,96	18,18
	30	12,96	18,00
	31	12,96	18,50
	32	12,96	16,20
	33	12,96	16,05

Verifica-se que no presente estudo todas as chaminés cumprem o segundo critério, ou seja, a diferença de cotas entre o topo de qualquer chaminé e a mais elevada das cumeeiras dos telhados do edifício em que está implantada não poderá ser inferior a 3m, estipulada pela Portaria 263/2005 de 17 de março.

3.2.2.5 Modelação da dispersão de poluentes na atmosfera

Dado que o alteamento destas chaminés de acordo com a legislação esbarra contra soluções de difícil realização técnica (alteamentos importantes de chaminés) e consequentemente, elevados custos, opta-se neste estudo por uma abordagem holística ao problema de alteamento das chaminés da Delphi Braga, que não descartando as orientações facultadas pelo Decreto-Lei n.º 78/2004, recorre-se ao uso de um modelo matemático de dispersão para avaliar, na sua globalidade, as consequências das emissões das chaminés na qualidade do ar ambiente.

O Decreto-Lei n.º 78/2004 de 3 de abril prevê no artigo 30º a possibilidade de aprovar uma altura de chaminé diferente da obtida por aplicação da Portaria n.º 263/2005 no caso de se comprovar a inviabilidade técnica e ou económica desde que na justificação do alteamento alternativo sejam tidas em consideração as condições processuais, parâmetros climatológicos e obstáculos à dispersão dos penachos de poluentes.

O recurso à modelação da dispersão de poluentes avalia a conformidade com os limites legais de concentração de poluentes no ambiente, avaliando o efeito global das emissões de poluentes para a atmosfera, como alternativa à análise individual das chaminés.

No estudo de dispersão de poluentes na atmosfera utilizou-se o programa TAPM. A modelação matemática da dispersão com o programa TAPM considera, como se refere na secção 3, parâmetros climatológicos, obstáculos próximos, relevo e permite integrar condições processuais específicas da Delphi Braga como caudais, temperaturas e velocidades de emissão de poluentes, localização e altura e diâmetro das chaminés.

O presente estudo de dispersão considerou que as fontes funcionam em contínuo, 24 horas por dia, durante todo o ano e em simultâneo.

A Figura 16 apresenta os contornos dos obstáculos ao penacho considerados no estudo e respectivas alturas. A Figura 17 localiza as fontes emissoras em relação aos obstáculos.

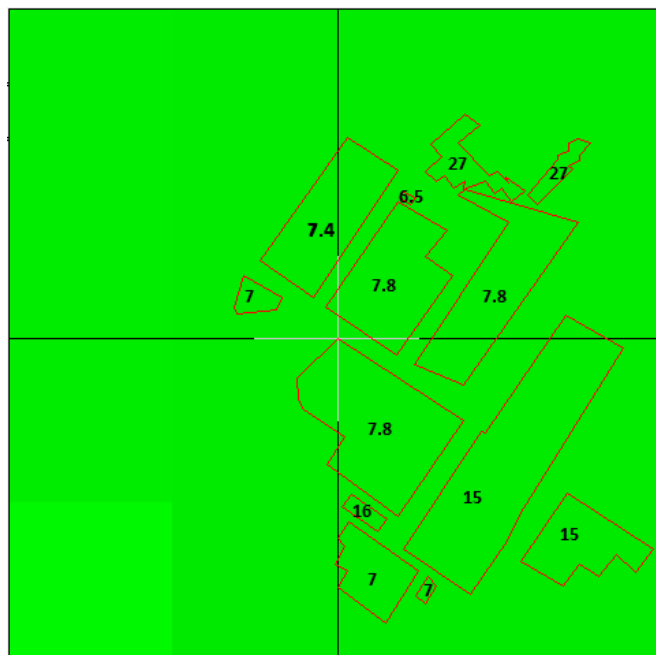


Figura 16 - Obstáculos ao penacho considerados no estudo e respectivas alturas (metros).

:

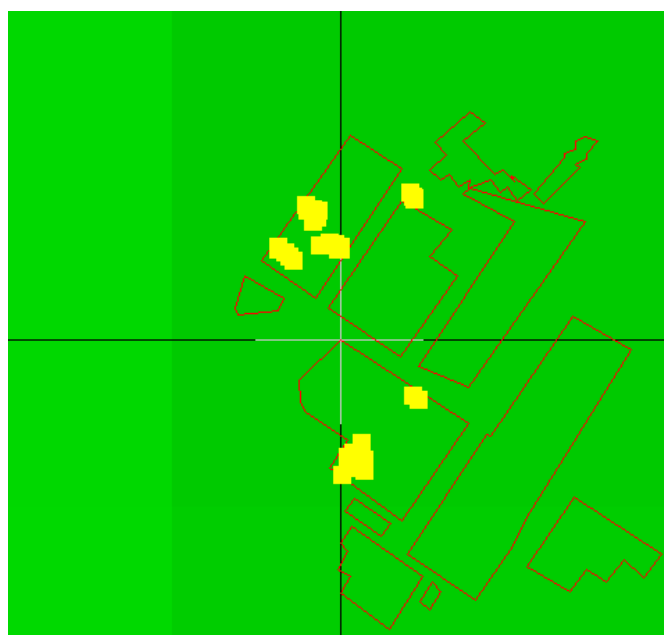


Figura 17 - Localização das fontes emissoras em relação aos obstáculos.

Considerando as características geométricas dos edifícios e das chaminés da Delphi Braga e admitindo como representativos os parâmetros característicos das emissões de poluentes apresentados anteriormente, as Figuras 18 a 35 apresentam, para a região envolvente da Delphi Braga, as concentrações no ar ao nível do solo, dos

poluentes nomeadamente partículas totais em suspensão, dióxido de enxofre, óxidos de azoto, monóxido de carbono e compostos orgânicos voláteis, sulfureto de hidrogénio, chumbo, estanho e metais III (Pt+V+Pb+Cr+Cu+Sb+Sn+Mn+Pd+Zn).

Salienta-se que os resultados são expressos em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e que o ponto com coordenada (0,0) localiza-se no ponto mais a norte do edifício 2.

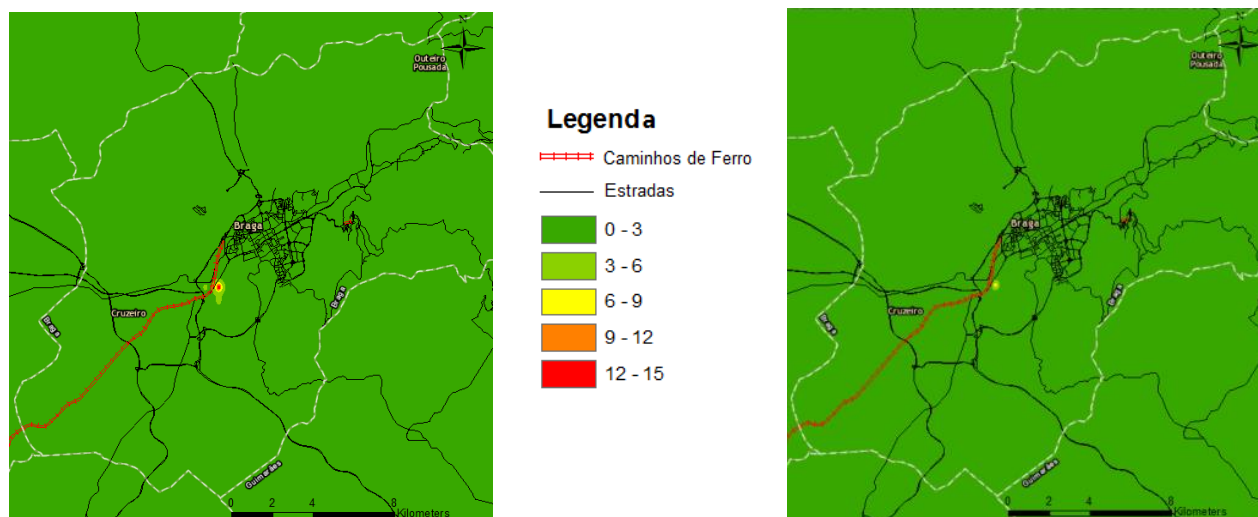


Figura 18 - Concentração de CO ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

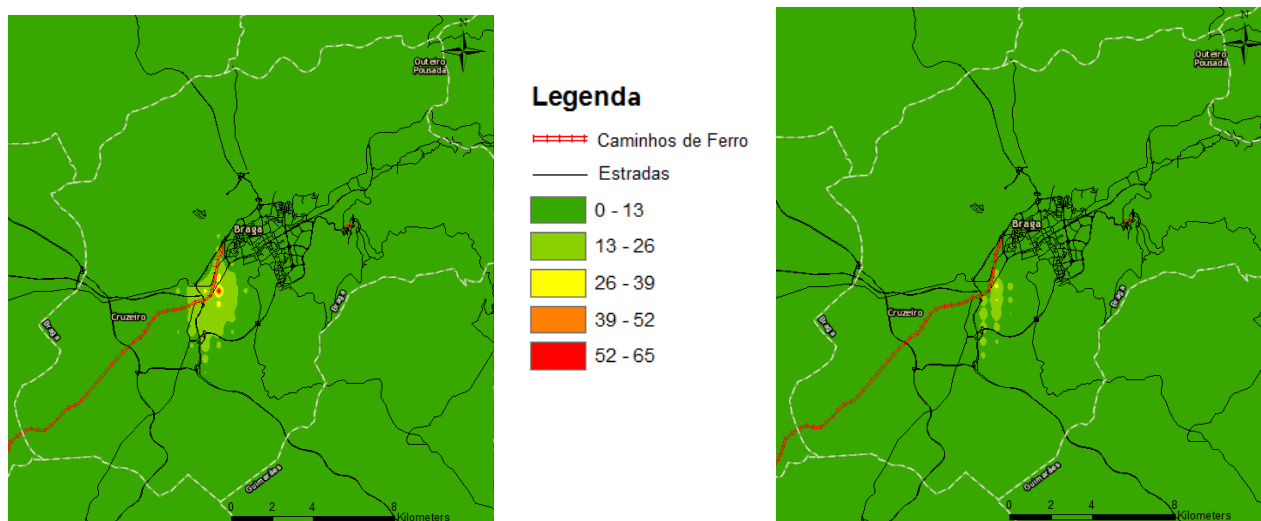


Figura 19 - Concentração de CO ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos octo-horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

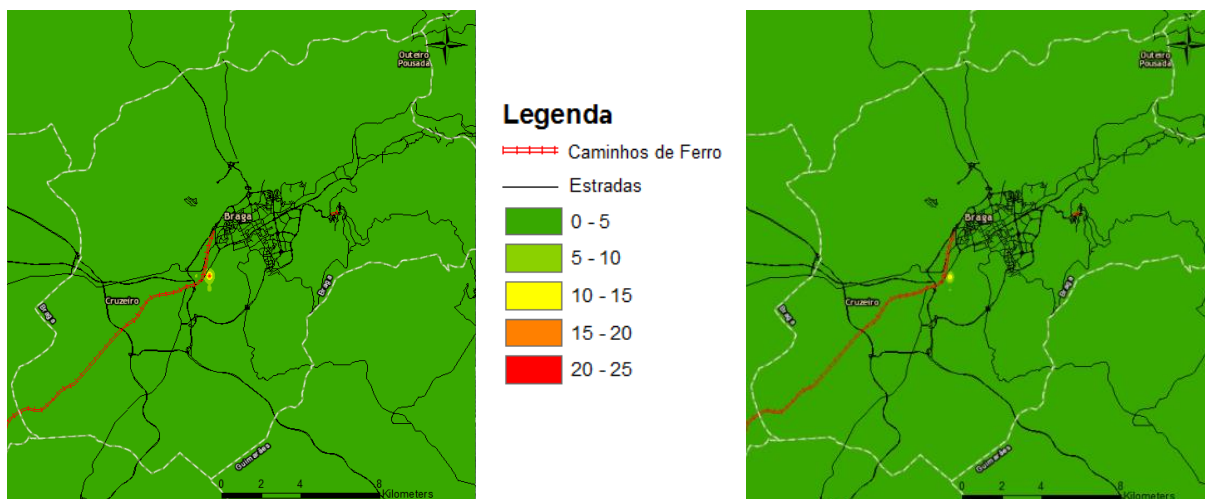


Figura 20 - Concentração de COVs ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

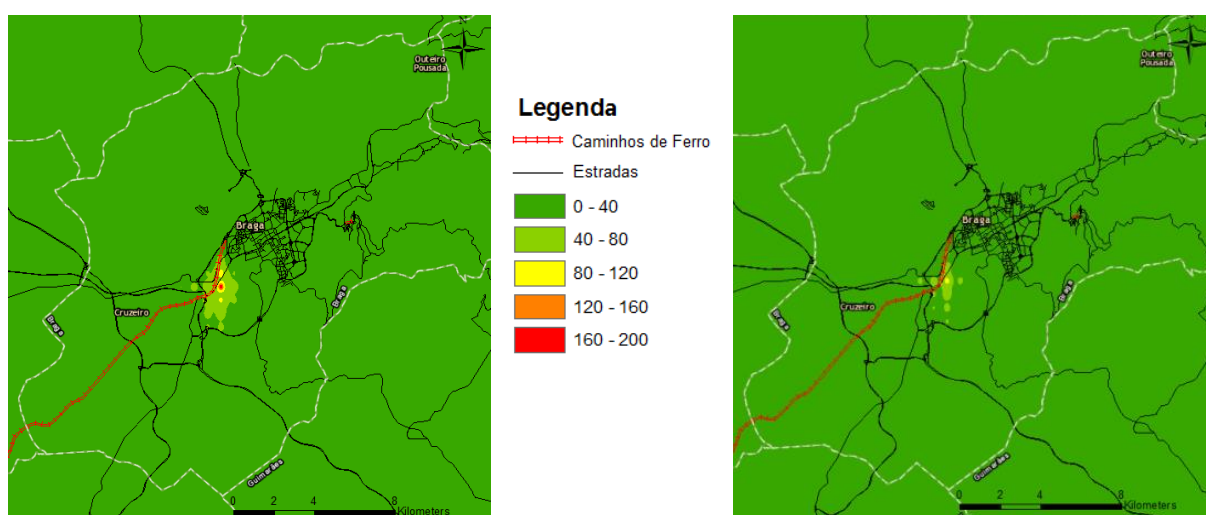


Figura 21 - Concentração de COVs ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

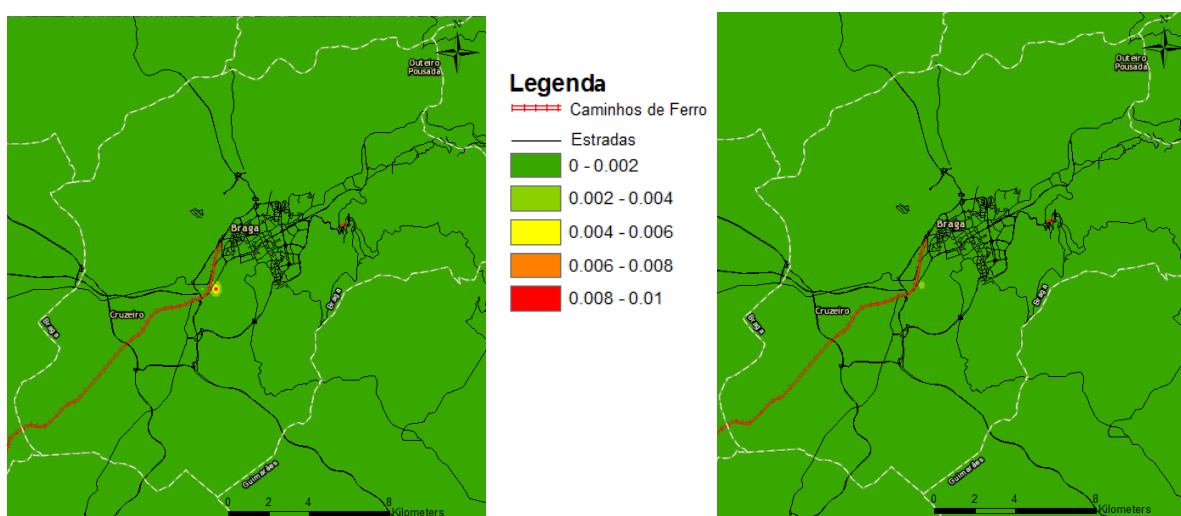


Figura 22 - Concentração de H_2S ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

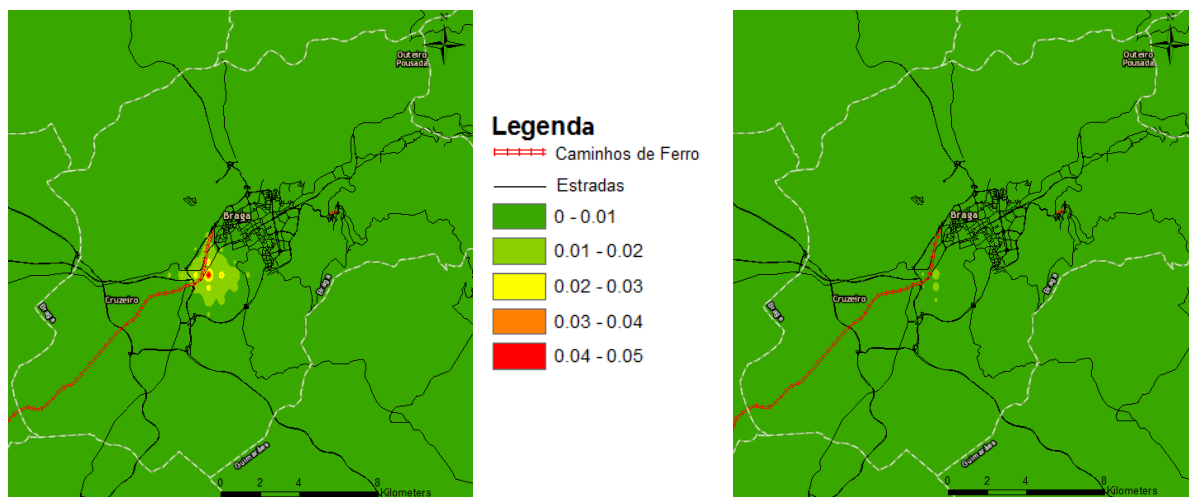


Figura 23 - Concentração de H₂S ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em µg/m³).

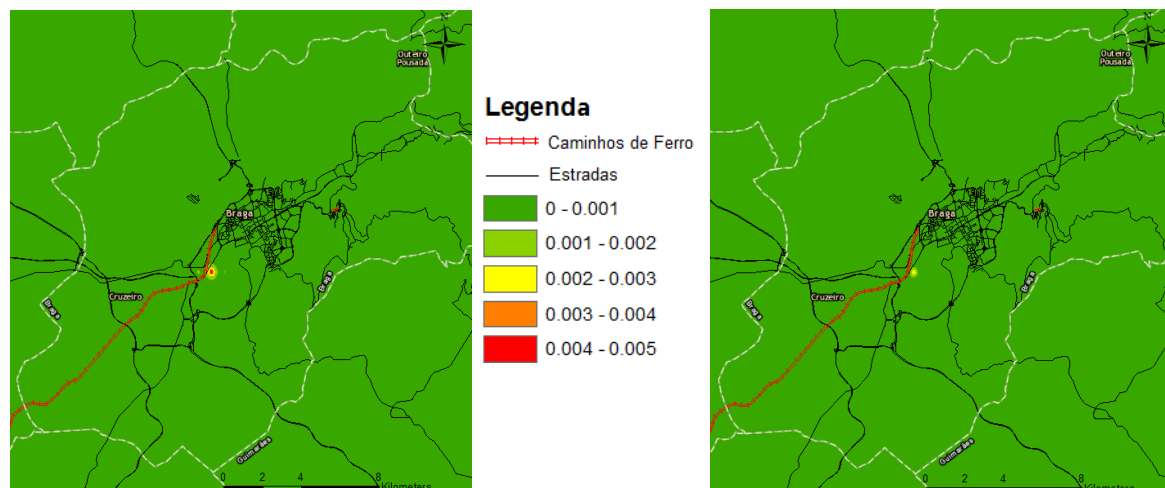


Figura 24 - Concentração de Pb ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em µg/m³).

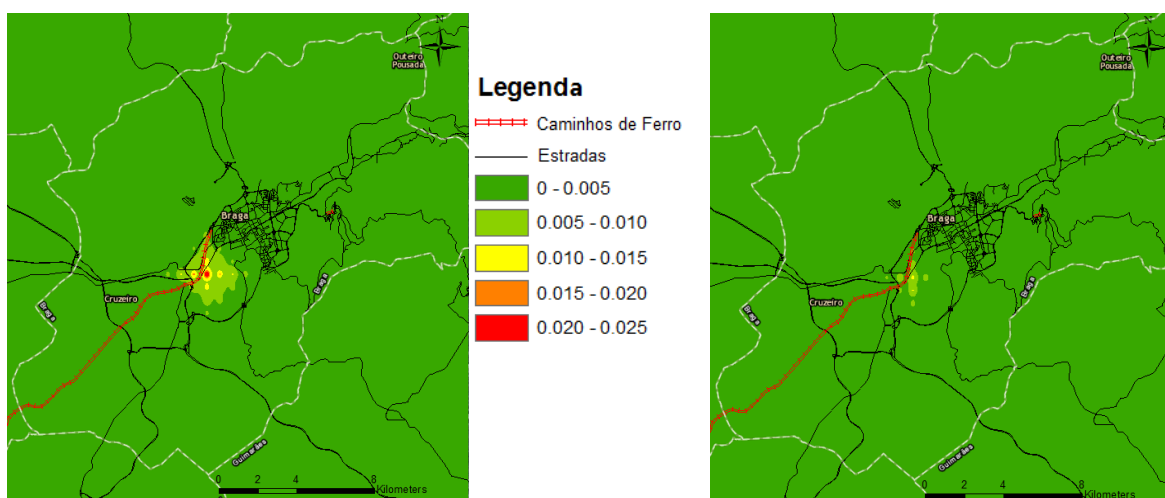


Figura 25 - Concentração de Pb ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos diários (valores em µg/m³).

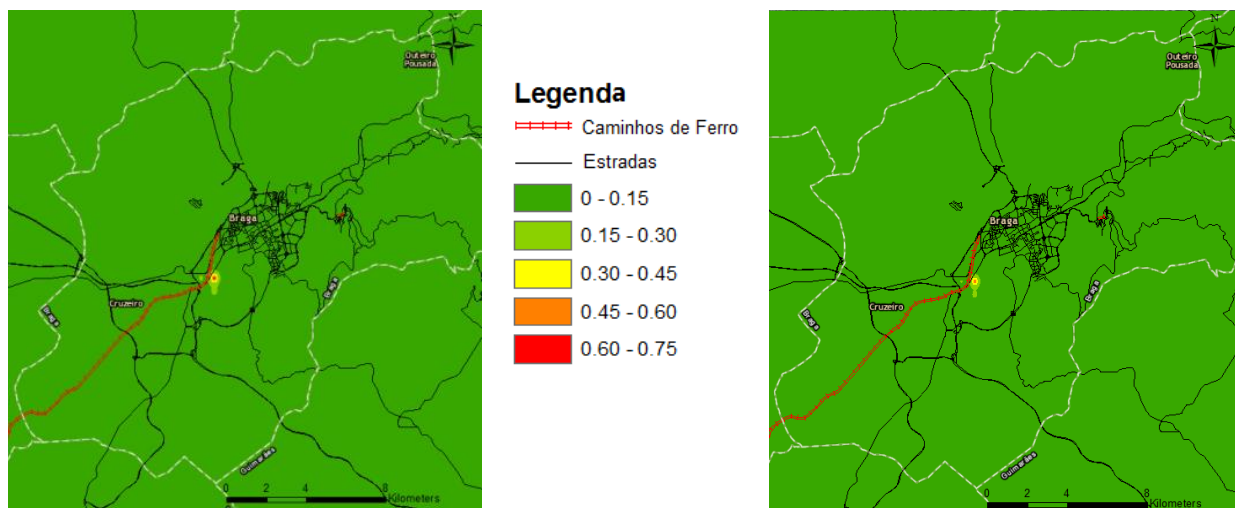


Figura 26 - Concentração de PTS ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

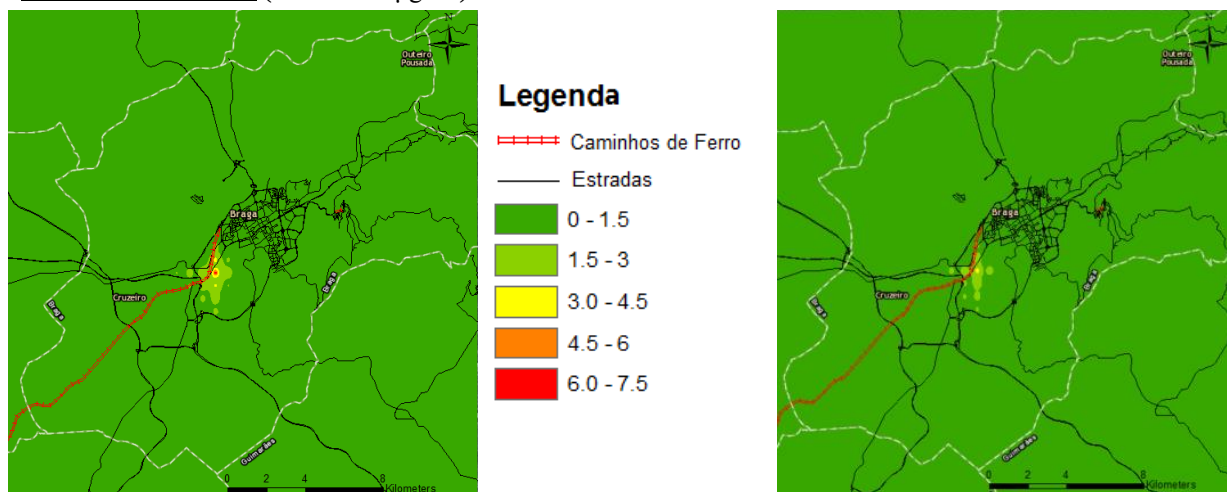


Figura 27 - Concentração de PTS ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos diários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

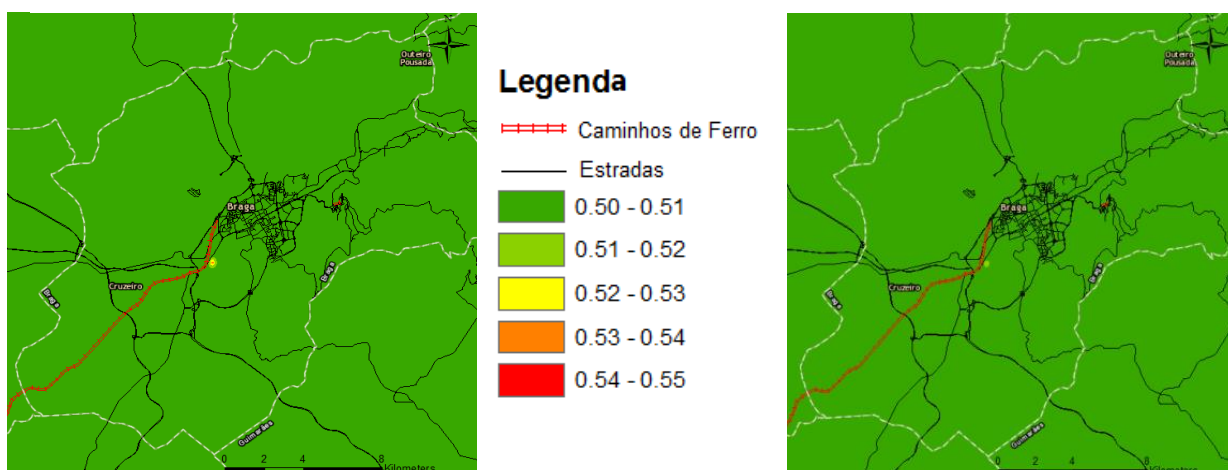


Figura 28 - Concentração de Sn ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

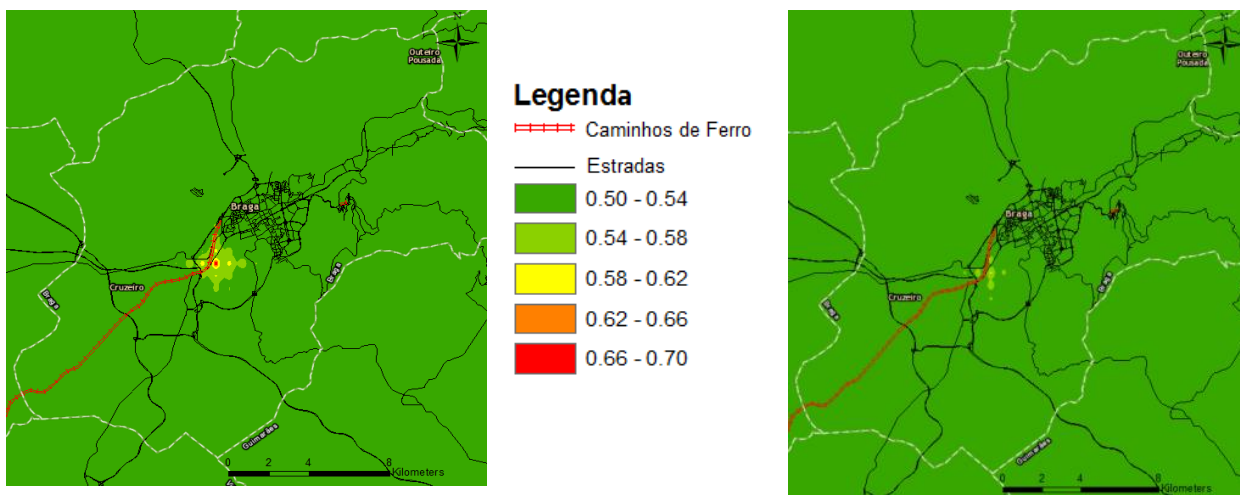


Figura 29 - Concentração de Sn ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

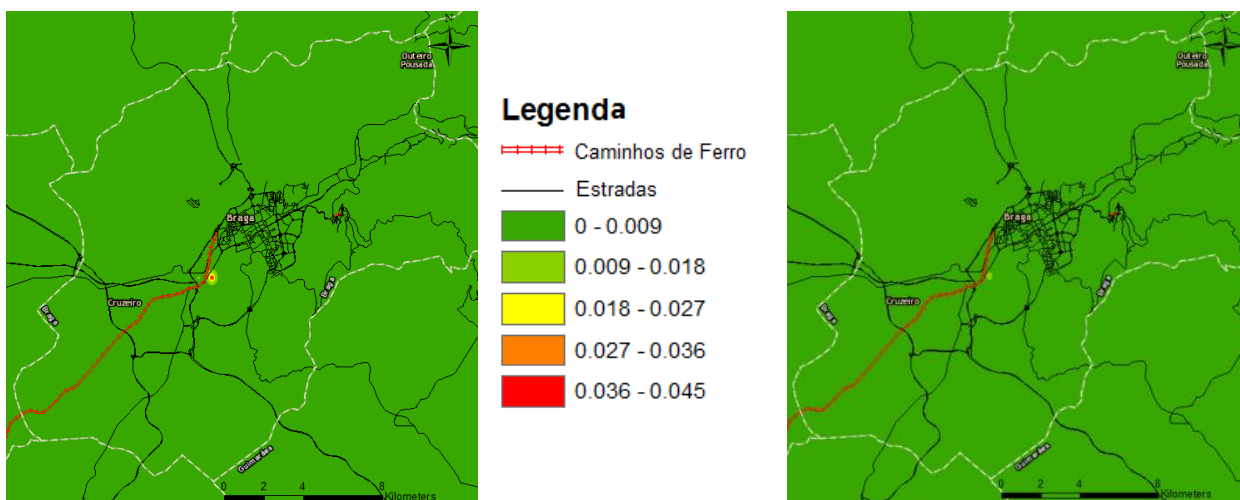


Figura 30 - Concentração de SO_2 ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

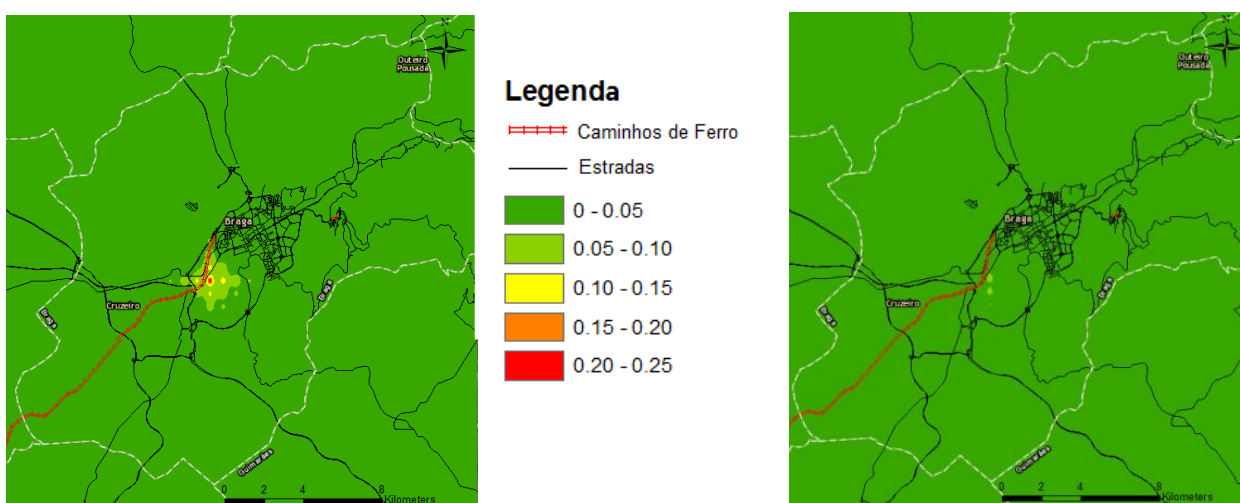


Figura 31 - Concentração de SO_2 ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

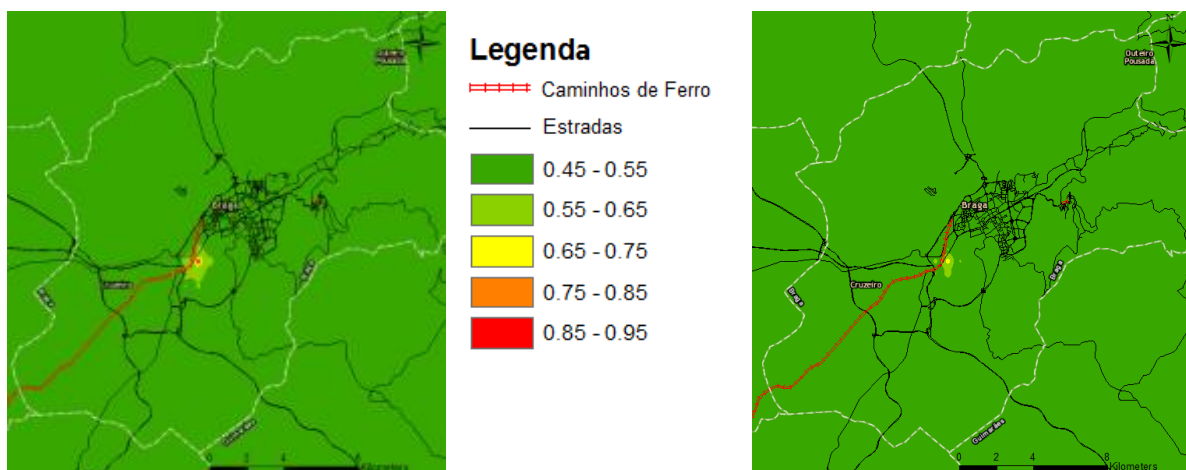


Figura 32 - Concentração de NO_x ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

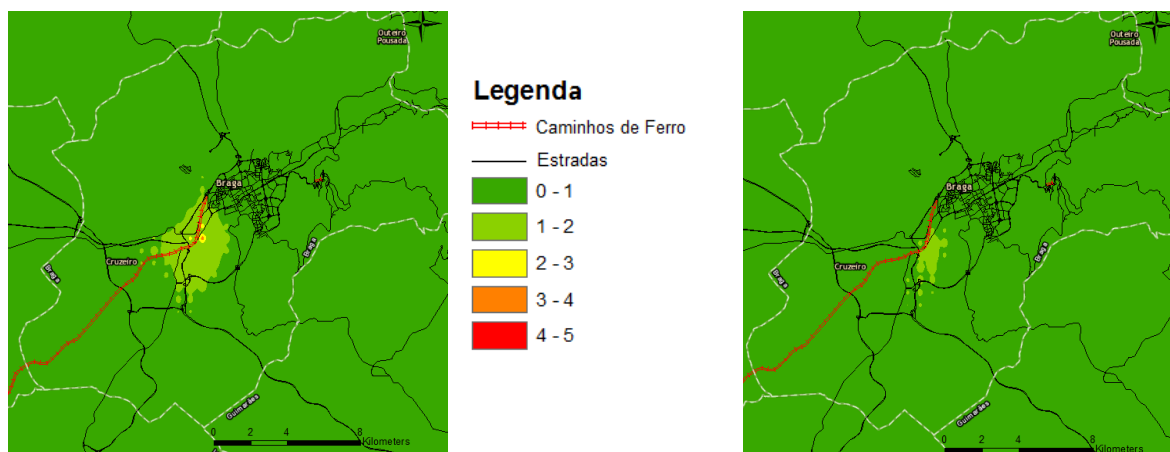


Figura 33 - Concentração de NO_x ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

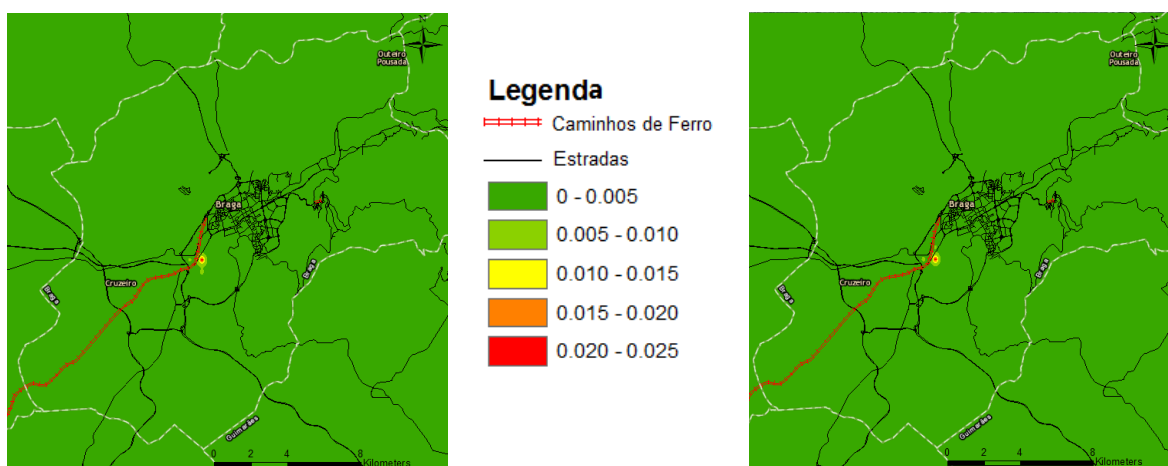


Figura 34 - Concentração de Metais III ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores médios anuais (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

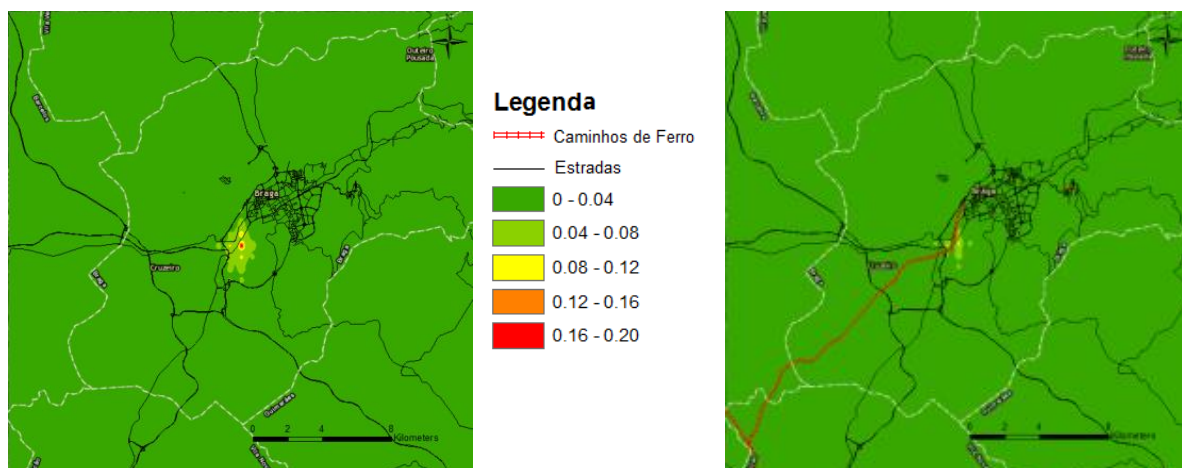


Figura 35 - Concentração de Metais III ao nível do solo para chaminés com altura atual e regulamentar respetivamente: valores máximos horários (valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

A análise das figuras anteriores permite concluir que as concentrações de poluentes mais elevadas ocorrem nas imediações próximas da Delphi Braga.

Para o ponto onde se verificou um impacto superior da Delphi Braga apresentam-se, na Tabela 15, os valores médios e máximos de concentração de poluentes obtidos por simulação numérica.

Tabela 15 - Valores de concentração média e concentração máxima de poluentes no local mais desfavorável. Valores limite legais. (*Período de 1h **Período de 8h ***Período de 24h)

Poluentes	Altura	Máximo da concentração média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Máximo da concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	VLE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Anual Diário
COVs	Altura Atual	23,658*	213,970*	Não fixado
	Altura Regulamentar	16,474*	123,870*	
PM	Altura Atual	0,755***	1,606***	40 50 (35x)
	Altura Regulamentar	0,633***	1,332***	
CO	Altura Atual	16,364**	69,639**	10000
	Altura Regulamentar	8,547**	35,265**	
NO _x (expressos em NO ₂)	Altura Atual	0,975*	3,922*	40 ^a 200 (18x) ^a Horário
	Altura Regulamentar	0,745*	2,052*	
SO ₂	Altura Atual	0,046*	0,259*	^b 125 (3x) 350 (24x) ^b Diário Horário
	Altura Regulamentar	0,020*	0,094*	
H ₂ S	Altura Atual	0,010*	0,058*	Não fixado
	Altura Regulamentar	0,004*	0,020*	
Sn	Altura Atual	0,537*	0,706*	Não fixado
	Altura Regulamentar	0,521*	0,591*	
Pb	Altura Atual	0,006***	0,013***	0,5 -
	Altura Regulamentar	0,003***	0,006***	
Metais3	Altura Atual	0,024*	0,206*	Não fixado
	Altura Regulamentar	0,024*	0,103*	

Comparando o valor máximo da concentração média anual de PM10 obtido para a área em estudo ($0,755 \mu\text{g}/\text{m}^3$) com o valor limite anual para partículas em suspensão ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) conclui-se que o impacto das emissões para a atmosfera da Delphi Braga não inviabiliza a conformidade com a legislação nacional. Nenhum valor de concentração diária alcançou os $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor limite diário que não pode ser excedido mais de 35 vezes em cada ano civil. No local e período mais desfavorável (que corresponde à concentração máxima) a contribuição da Delphi Braga representou 3,2% do valor limite de 24 horas para as partículas. Para o mesmo local mas considerando a concentração média verifica-se que a contribuição da Delphi representou 1,5% do valor limite de 24 horas e que o alteamento para as alturas regulamentares apenas diminuiria este valor para 1,3%. De referir ainda que a legislação se refere a partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a $10 \mu\text{m}$ (PM10) e que a sua simulação se refere a partículas totais. Este facto dá ainda uma maior margem de segurança ao estudo dado que as PM10 são um subgrupo das totais.

Quanto ao SO_2 , o valor da sua concentração diária é de $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - que não deverá ser excedido mais de 3 vezes em cada ano civil - e o valor de concentração horária é de $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - que não deve ser excedido mais de 24 vezes em cada ano civil – não foram alcançados em nenhum ponto considerado. No local e período mais desfavorável a contribuição da Delphi Braga representou 0,074% do valor limite de 1 hora para o SO_2 . Para o mesmo local, mas considerando a concentração média verifica-se que a contribuição da Delphi representou 0,013% do valor limite de 1 hora para este poluente e que o alteamento para as alturas regulamentares apenas diminuiria este valor para 0,005%.

O mesmo se aplica para o valor de NO_2 , pois o valor máximo da concentração média anual obtido ($0,975 \mu\text{g}/\text{m}^3$) não excede o valor limite anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e o valor de concentração horária de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - que não deverá ser excedido mais de 18 vezes em cada ano civil - não foi alcançado em nenhum ponto considerado. No local e período mais desfavorável a contribuição da Delphi Braga representou 2,0% do valor limite de 1 hora para o NO_2 . Para o mesmo local, mas considerando a concentração média verifica-se que a contribuição da Delphi representou 0,49% do valor limite de 1 hora para este poluente e que o alteamento para as alturas regulamentares apenas diminuiria este valor para 0,37%.

O valor de CO tem definido um valor limite de $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para um período de 8 horas, sendo que o valor de concentração horária máxima de monóxido de carbono

simulado para o ponto mais desfavorável foi $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Conclui-se que o impacto da Delphi Braga não inviabiliza a conformidade com a legislação nacional no que se refere ao CO. No local e período mais desfavorável a contribuição da Delphi Braga representou 0,70% do valor limite de 8 horas para o CO. Para o mesmo local, mas considerando a concentração média verifica-se que a contribuição da Delphi representou 0,16% do valor limite de 8 horas para este poluente e que o alteamento para as alturas regulamentares apenas diminuiria este valor para 0,09%.

Por último o valor máximo da concentração média anual obtido para o Pb ($0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$) não excede o valor limite anual de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No local e período mais desfavorável a contribuição da Delphi Braga representou 2,6% do valor limite de 24 horas para o Pb. Para o mesmo local, mas considerando a concentração média, verifica-se que a contribuição da Delphi representou 1,2% do valor limite de 24 horas para este poluente e que o alteamento para as alturas regulamentares apenas diminuiria este valor para 0,6%.

Na legislação nacional referente à qualidade do ar não são apresentados valores limite de COV totais, H_2S , Sn e Metais III para a qualidade de ar ambiente, de modo a que permitam efetuar o enquadramento legal das concentrações simuladas.

Também é possível observar, através da análise da Figura 18 à 35, que as concentrações de poluentes mais elevadas ocorrem nas imediações próximas da Delphi Braga (tanto para as chaminés com a altura atual como para as chaminé com a altura regulamentar).

3.2.3 Exposição ocupacional

Na Tabela 16 são apresentadas as concentrações obtidas para cada parâmetro, nas diferentes áreas avaliadas a par dos valores limites na Norma Portuguesa de Exposição Profissional a Agentes Químicos (NP 1796: 2014) e do Decreto-Lei n.º 24/2012, de 6 de Fevereiro. A comparação dos resultados obtidos com os respetivos limites permitiu verificar que os resultados foram inferiores para todos os parâmetros avaliados.

Tabela 16 - Concentrações para cada parâmetro avaliado na vertente da exposição ocupacional e comparação com os valores limite da NP 1796: 2014 e do Decreto-Lei n.º 24/2012, respectivamente.

Local da fábrica	Parâmetro avaliado (mg/m ³)	Concentração (mg/m ³)	VLE-MP (mg/m ³)	VLE-MP (mg/m ³)
Coating-Pcoat	Acetato de etilo	2,32	1441	
	Acetato de n-bútilo	0,27	712,6	
Montagem final do produto	Acetato de etilo	0,27	1441	
Sticklead	Chumbo	<0,01	0,05	0,15
	Álcool isopropílico	12,3	492	-
	Ácido acético	0,123	24,5	10
Sticklead (coating)	Acetato de etilo	0,36	1441	-
	m,p-xileno	0,174	434	50
	Álcool isopropílico	0,98	492	
	Ácido acético	0,25	24,5	10
	Tolueno	0,38	75,36	50
Cozinha da pintura	Metilisobutilcetona	40,97	81,93	-
	Acetato de etilo	21,62	1441	-
	Acetona	11,87	1187	500
	m,p-xileno	21,71	434	50
	Acetato de isopropílico	4,18	417,71	-
	Álcool isopropílico	7,13	492	-
Preparação pintura	2-metil-pentano	0,30	2951	-
	2-metil-hexano	0,106	1762	-
	3-metil-pentano	0,030	2951	-
	m,p-xileno	0,04	434	50

CAPÍTULO III

Discussão

4 Discussão

4.1 Legislação Nacional e Internacional

Como foi possível observar ao longo do estudo, houve uma evolução nas últimas décadas no que diz respeito à legislação nacional e europeia para a qualidade do ar nas suas mais variadas vertentes, com o objetivo constante da sua melhoria. A concretização deste feito, uma qualidade do ar melhor do que a que existia antes da implementação da legislação, é resultado do sucesso das políticas aplicadas, mostrando que é possível dissociar o crescimento económico da deterioração da qualidade do ar.

A União Europeia tem desenvolvido estudos ao longo dos anos para aferir a necessidade e o custo-eficácia de medidas que permitam a melhoria contínua da qualidade do ar, para além do que já foi alcançado através da aplicação da legislação existente. O entendimento da necessidade de melhoria contínua dos parâmetros de qualidade do ar com recurso a mais estudos e a novas medidas, surge da perceção de que se não se trabalhar por resultados mais satisfatórios persistirão os impactes significativos na saúde, visibilidade, clima e ecossistemas. Foi no ano de 1979 que foi criado o primeiro instrumento internacional sobre poluição do ar, através da Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiras a Longa Distancia com a finalidade de desenvolver a interação e partilha entre Estados e de criar medidas para prevenir e reduzir progressivamente a poluição atmosférica. Mais recentemente, em 2013, foram apresentadas estratégias para os próximos anos através do “Pacote Ar Limpo: Melhorar a qualidade do ar na Europa”, que já conta com objetivos para 2030.

Portugal tem seguido os esforços da comunidade europeia, aplicando vários planos e programas, como também atualizado a sua legislação com vista a reduzir os efeitos nocivos da poluição do ar. A Estratégia Nacional para o Ar (ENAR 2020) é o mais recente reflexo desta necessidade de medidas que permitam a melhoria contínua da qualidade do ar, pretendendo avaliar os resultados já alcançados a nível de emissões e da qualidade do ar, antecipar os próximos anos através de projeções para 2020 e atuar através da definição de vetores estratégicos de atuação e identificação de medidas necessárias.

4.2 Qualidade do ar em Portugal

4.2.1 Emissões de PM10

Em Portugal, as emissões de PM10 têm vindo a decrescer desde 1990, sendo que entre 2001 e 2011 se verificou um decréscimo de cerca de 23%. Este decréscimo é acompanhado pelos restantes Estados-Membros, onde dos 28 integrantes da União Europeia, 19 diminuíram as suas emissões, 1 não relatou dados (Grécia) e 7 aumentaram as emissões de PM10. Por fim, a Polónia apresentou um decréscimo praticamente nulo, tendo em 2011 uma contribuição de 261 Gg, uma das mais elevadas da União Europeia, a par com a França (261 Gg) e Alemanha (219 Gg). Dos Estados-Membros que não apresentaram uma diminuição das suas emissões entre 2001 e 2011, sete em oito, encontram-se localizados na Europa do Leste, tendo entrado para a União Europeia depois de 2003. Este facto pode estar relacionado com uma aplicação mais tardia das regras exigentes da União Europeia. Portugal tem sido dos países com maiores decréscimos anuais. A soma dos totais nacionais reportados pelos estados membros, por outras palavras, o total emitido pela União Europeia, apresentou um decréscimo de 18% entre 2001 e 2011.

As diminuições verificadas em Portugal podem estar relacionadas com:

- 1) Inovação da tecnologia, principalmente na atividade industrial e automóvel, através de equipamentos de controlo de emissões mais sofisticados como sistemas de filtração e purificação do ar mais eficientes;
- 2) Alterações que os combustíveis têm sofrido ao longo dos anos, tornando-se mais “verdes”;
- 3) Alteração de processos nos variados setores, como por exemplo a troca da combustão do carvão ou gás para aquecimento por eletricidade com a aposta nas energias renováveis;
- 4) Mudança do parque automóvel por veículos que respeitam regras ecológicas mais apertadas e
- 5) Redução da atividade industrial, fruto da crise económico-financeira que Portugal atravessou.

4.2.2 Concentrações atmosféricas de PM10

Vários são os estudos realizados em várias metrópoles do mundo que demonstraram o impacto significativo que as PM10 podem ter na morbilidade e mortalidade das populações. (Sunyer, Castellsague, Saez, Tobias, & Anto, 1996; Michelozzi et al., 1998; Medina, Plasencia, Ballester, Mucke, & Schwartz, 2004; Chung, Zhang, & Zhong, 2011; Chen et al., 2012). É portanto relevante conseguir diminuir as concentrações atmosféricas de PM10, que apesar da sua diminuição ao longo dos anos, em função da diminuição das emissões de PM10, continuam elevadas em algumas zonas do país, principalmente nas grandes áreas urbanas. Um dos principais motivos de incumprimento da legislação em Portugal em relação às PM10 está relacionado com episódios de transporte de poluentes do deserto do Saara.

Comparando as concentrações de PM10 medidas em Portugal com as concentrações de PM10 em cidades chinesas, onde o PM10 é o poluente atmosférico mais significativo, verifica-se que a média de concentrações de 113 importantes cidades foi de $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto em Portugal o valor registado em 2011 foi de $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wang & Hao, 2012). No mesmo estudo é possível verificar que em Pequim o nível médio anual de PM10 flutuou em torno de $114\text{-}127 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 2005 e 2010, sendo que em Portugal em 2001 a concentração média era metade, $56,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Apenas 1% da população urbana da China vive em cidades com um nível médio anual de PM10 inferior a $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wang & Hao, 2012). Outro estudo realizado em 26 cidades chinesas apresentou resultados similares, com os valores das concentrações médias a variarem entre $38,7$ e $189,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ com um valor médio total de $95,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chai, Gao, Chen, Wang, & Zhang, 2014). Um estudo efetuado na Cidade do México, capital do México, obteve resultados de $71,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2001 e de $68,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2007, valores superiores aos medidos em Portugal (Stephens et al., 2008). Comparando com as concentrações médias de PM10 de Portugal com os Estados Unidos da América, entre 2001 e 2011, este país apresentou um valor médio de $102,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2001 e um valor médio de $64,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2011 (US Environmental Protection Agency [US-EPA], 2015), valores bastante acima do valor médio português.

A avaliação espacial das concentrações de PM10 na Europa, para o ano 2005 permite observar que Portugal apresentou concentrações a rondar os $30,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto Reino Unido, Espanha, França, Alemanha, Holanda e Itália apresentavam valores de $20,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $27,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $19,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $22,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $29,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $32,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$,

respetivamente (EEA, 2009). Através desta comparação é perceptível que a maioria dos países integrantes da União Europeia apresentam valores similares e mais baixos que no resto do mundo, sendo reflexo das políticas rigorosas aplicadas.

Segundo o Fundo Monetário Internacional, no Top 10 dos países com maior PIB mundial, quatro são europeus, sendo eles a Alemanha, França, Reino Unido e Itália. (Fundo Monetário Internacional [FMI], 2015). Analisando as suas emissões e as concentrações de PM₁₀ e comparando aos níveis correspondentes em Portugal, que ocupa a posição 47 do ranking, é perceptível que os quatros países apresentam valores de emissão superiores aos de Portugal para os anos de 2001 a 2011. Em 2011 apresentavam valores de 219 Gg, 261 Gg, 112 Gg e 155 Gg, respectivamente, enquanto Portugal emitiu 77 Gg. Já a nível de concentração de PM₁₀ no ar, Portugal apresenta o valor mais elevado a par da Itália. Alemanha, França e o Reino Unido apresentam uma diferença em 2005 maior que 8.5 µg/ m³. Esta diferença pode ser explicada pelo facto das emissões poderem ocorrer em pontos específicos, onde se encontram elevadas concentrações de PM₁₀, mas que pela área dos países, bastante superior à de Portugal, exista um equilíbrio quanto à concentração de PM₁₀ no ar. As estações de monitorização são colocadas em função da densidade populacional e das fontes de emissão, o que não significa obrigatoriamente uma avaliação completa da qualidade do ar de um país. Outro fator importante é a contribuição natural de PM₁₀ que os países do mediterrâneo possuem, indo de encontro aos valores mais elevados de Portugal e Itália.

A análise sazonal das concentrações de PM₁₀ ao longo do período de estudo permitiu perceber que existe uma tendência para o Inverno apresentar maiores concentrações médias, embora as variações entre estações de ano fossem pequenas de ano para ano. Um estudo na ilha de Creta, Grécia, obteve na primavera (abril), seguido do inverno (fevereiro) o período de tempo com maior concentração. Segundo o autor, em ambos os períodos ocorreu um aumento significativo de partículas provenientes do norte de África o que fez aumentar as concentrações médias de PM₁₀. É de salientar que no mesmo estudo realizavam uma amostragem de 2 a 3 dias que consideravam representativa do mês inteiro, situação diferente deste estudo que utilizou dados dos 365 dias do ano (Gerasopoulos et al., 2007). Um estudo realizado em 100 cidades dos EUA mostra que os níveis médios de PM₁₀ por estação do ano variam consoante a região. Nas regiões do sul da Califórnia, Noroeste e Sudoeste dos EUA é no outono que se encontram os níveis mais elevados de concentração média de PM₁₀, enquanto nas restantes regiões é no verão (Peng, Dominici, Pastor-Barriuso, Zeger, & Samet, 2005).

Um estudo realizado em 26 cidades chinesas demonstrou que as concentrações médias mais elevadas de PM₁₀ ocorrem nos meses de outono e de inverno, principalmente nas cidades do Norte. A justificação apresentada é que nos meses mais frios as temperaturas médias são inferiores a 0°C e devido às más condições de aquecimento de grande parte das famílias este é feito através da queima de biomassa, e durante os vários meses para garantir as casas sempre quentes, o que leva a um aumento considerável das concentrações de PM₁₀ (Chai, Gao, Chen, Wang, & Zhang, 2014).

Comparando os dados obtidos com os estudos referenciados anteriormente, é possível observar que de país para país o efeito da sazonalidade nas concentrações médias de PM₁₀ varia, o que pode estar relacionado com o facto de em cada local as condições meteorológicas, os estilos de vida e as contribuições naturais serem bastante distintas.

Os resultados obtidos no estudo permitiu identificar dois principais tipos de fontes de emissão de PM₁₀, sendo elas o tráfego nas grandes metrópoles e a indústria nos grandes centros industriais. Inclusivamente continua a ser devido a estes fatores que Portugal não consegue cumprir na sua totalidade os valores estipulados por lei. Um estudo feito em várias cidades de Espanha, durante o período de 2001 a 2012 demonstra, tal como neste estudo, que as concentrações médias de PM₁₀ têm vindo a decrescer ao longo dos anos, sendo as provenientes de estações de tráfego urbanas que continuam a apresentar valores mais elevados com concentrações médias em 2012 entre 30 a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Querol et al., 2014). Um estudo realizado no Porto concluiu também que nas medições efetuadas junto à estrada tinham valores superiores, sendo que o aumento de valores de PM₁₀ foi associado a uma taxa mais elevada de ressuspensão de poeira pelo tráfego (Oliveira et al., 2010). O mesmo estudo aplicou o fator de impacto rodoviário e concluiu que o tráfego rodoviário é a fonte predominante de PM₁₀ na área urbana do Porto.

Observando os resultados referentes à análise da qualidade do ar, especificamente nos centros industriais, é perceptível um maior decréscimo das concentrações médias a partir de 2007, o que está de acordo com os resultados encontrados no estudo que Querol et al., (2014), realizou em Espanha. No entanto, este decréscimo em Espanha, apresentava em 2001 valores superiores aos Portugueses na ordem dos 15 a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Foi realizada uma análise horária da concentração média de PM₁₀ durante os anos em estudo nas estações de monitorização perto das áreas industriais, sendo que foram encontrados dois picos de concentração média de PM₁₀.

Comparando estes resultados com um estudo realizado numa área industrializada de Portugal, mais concretamente em Setúbal, é possível encontrar uma possível justificação associada à contribuição do tráfego através dos gases de escape e da ressuspensão.

Como trabalho futuro seria importante o estudo da especiação de partículas nestes locais, com concentrações mais elevadas, para uma identificação de fontes mais pormenorizada.

O estudo das trajetórias de massas de ar e a sequência de mapas de índice de aerossol apresentado na Figura 15 permite perceber o impacto que as zonas áridas do Norte de África têm em Portugal. Os episódios Saarianos são caracterizados por grandes aumentos das concentrações de material particulado em Portugal. Este facto reforça a necessidade de identificação da contribuição das fontes naturais para a concentração total de PM₁₀ aquando da comparação com os valores limite estabelecidos pela UE. Um estudo realizado em áreas rurais no Sul de Espanha, verificou que os eventos Saarianos contribuíam para 10-23 excedências diárias anuais do valor-limite (Rodríguez, Querol, Alastuey, Kallos, & Kakaliagou, 2001). O conhecimento destes eventos permite a distinção entre concentrações de origem antropogénica e local, e concentrações originadas pelo transporte a longas distâncias de poeiras naturais.

4.3 Gestão da qualidade do ar na indústria

4.3.1 Emissão e Dispersão de poluentes

Como é possível observar, apenas as chaminés 1, 2, 3, 4 e 5 possuem uma altura igual ou superior à prevista pela Portaria nº 263/2005 de 17 de março. A altura dos edifícios 1, 4, 7 e 9, com 7,4 metros, 15 metros, 16 metros e 27 metros respectivamente, foi determinante no cálculo da altura das chaminés desta instalação, dando origem à necessidade de alteamentos muito significativos das chaminés. Esta necessidade levou à realização de um estudo mais pormenorizado da emissão e dispersão de todos os poluentes emitidos pela fábrica. Assim sendo, foi feita uma análise não restrita ao poluente PM₁₀, quer na componente de emissão, quer na componente de dispersão de poluentes.

A fábrica em estudo emite cerca de 9 poluentes diferentes ao longo dos vários processos nela existentes. Como é possível observar na Tabela 8, alguns poluentes

encontram-se acima do VLE estabelecido (Tabela 3): 1) o caso dos COVs na chaminé 12, com uma emissão de 503mg/Nm³, na chaminé 16 com uma emissão de 415mg/Nm³ e na chaminé 27 com uma emissão de 279 mg/Nm³; 2) o caso do CO para a chaminé 21, com uma emissão de 11664 mg/Nm³; 3) o caso do H₂S na chaminé 20, com uma emissão de 5,20 mg/Nm³ e 4) o caso dos Metais III na chaminé 13, com uma emissão de 13,9 mg/Nm³. A aplicação e o cumprimento dos VLE são obrigatórios para todas as fontes de emissão. No entanto, o Decreto-Lei n.º 78/2004, de 3 de abril, no seu artigo 27.º, prevê a situação de não sujeição ao cumprimento de VLE, fixado para um determinado poluente, quando a instalação funcionar à sua capacidade nominal registre um caudal mássico inferior ao limiar mássico mínimo fixado na Portaria n.º 80/2006, de 23 de janeiro, situação que se verifica para a totalidade das emissões.

O modelo TAPM permitiu estudar o impacto da fábrica na qualidade do ar da sua envolvente. Os valores simulados para o local mais desfavorável, e que são apresentados na Tabela 15 foram comparados com os limites de concentração de PM₁₀, SO₂, NO₂, CO e Pb no ar ambiente, estabelecidos no Decreto-Lei n.º 102/2010. Esta comparação mostrou que o não alteamento não põe em causa a qualidade do ar ambiente. A utilidade da aplicação de modelos de dispersão de poluentes atmosféricos foi reforçada neste estudo. Estes modelos são ferramentas com diversas vantagens pois permitem a comparação de cenários diferentes, onde é possível variar as condições de processo, as emissões, as dimensões dos obstáculos e chaminés, as condições meteorológicas e estudar o efeito no meio ambiente, constituindo assim ferramentas essenciais na gestão da qualidade do ar.

4.4 Exposição ocupacional

Como é possível observar na Tabela 16, foram realizadas monitorizações de exposição a agentes químicos em 6 locais diferentes e a uma variedade de poluentes, consoante o local ou processo em estudo. Todos os poluentes estavam dentro dos valores indicados pelo Decreto-Lei n.º 24/2012, de 6 de fevereiro e pela NP 1796: 2014.

A avaliação da exposição profissional a agentes químicos e a sua comparação com valores de referência representativos do limiar de exposição a níveis aceitáveis de risco é uma medida útil na prevenção de impactes negativos na saúde.

Em ambientes industriais as partículas têm especial importância, não só porque os trabalhadores passam mais tempo dentro do local de trabalho do que no exterior,

como também devido ao facto das concentrações de partículas no interior da indústria serem superiores às concentrações exteriores e da sua composição apresentar uma maior toxicidade (Almeida et al., 2010). O tamanho das partículas e a sua composição varia com a fonte de emissão, ou seja, é dependente dos processos e matérias primas utilizados na fábrica, sendo que os trabalhadores estão expostos a estes poluentes e assim susceptíveis aos seus impactes negativos.

Analisando os poluentes descritos na Tabela 16 verifica-se que alguns poluentes são comuns aos vários processos enquanto outros são específicos de um só processo/local. Mesmo apresentando concentrações baixas, uma exposição contínua ao longo dos anos pode acarretar danos para a saúde, o que reforça a importância de cumprir com os VLE definidos. Na Delphi Braga a maioria dos postos de trabalho são rotativos.

A exposição a elevadas concentrações de acetato de etilo pode levar a irritações oculares e do trato respiratório superior (TRS). O mesmo se verifica com a exposição a acetato de n-bútilo, álcool isopropílico e aos isómeros do hexano (2- metil-pentano e 3- metil-pentano) que podem ainda afetar o sistema nervoso central (SNC), tal como o m.p-xileno e a acetona ao qual acresce possíveis efeitos hematológicos. O ácido acético para além das irritações oculares e do TRS pode levar a complicações na função respiratória e a exposição a elevadas concentrações de Tolueno pode afetar a vista e provocar lesões no aparelho reprodutor feminino. A metilisobutilcetona provoca irritações do TRS, tonturas e cefaleias enquanto o isómero do Heptano (2-metil-hexano) pode afetar o SNC e provocar irritação no TRS. Já a exposição ao chumbo pode afetar o sistemas nervoso central e periférico e provocar efeitos hematológicos.

A utilização das melhores tecnologias disponíveis, a formação e informação disponibilizada aos trabalhadores, o aumento do rigor em segurança por parte das normas, a utilização de equipamentos de proteção de grupo e individuais, a utilização de equipamento de extração/proteção dos trabalhadores eficientes e o acompanhamento médico são fundamentais para a garantia de condições de trabalho seguras.

5 Conclusão

Este trabalho pretendeu rever a legislação nacional e europeia referente à qualidade do ar ambiente, emissões industriais e exposição ocupacional. Foi possível verificar que nas últimas décadas existiu um aumento de interesse pela qualidade do ar por parte da classe política, que está espelhada através das várias diretivas europeias emitidas e respetivas transposições para direito interno. A legislação é vista como instrumento fundamental para a redução da poluição no ar através da definição de objetivos com carácter obrigatório, em forma de valores limite e outros, que tendem a ficar cada vez mais rigorosos e perto dos valores apresentados pela OMS.

A qualidade do ar ambiente é legislada pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, que agrega a Directiva n.º 2008/50/CE e a Directiva n.º 2004/107/CE, criando um documento único. Os valores regulamentares estabelecidos para as PM₁₀ foram na sua maioria cumpridos em Portugal. Alguns locais em falha, como as metrópoles de Lisboa e Porto, têm aplicado medidas específicas para alcançarem este objetivo. Na indústria, uma série de documentos legais atua na prevenção e controlo das emissões atmosféricas. O Decreto-Lei n.º 78/2004 é diploma legal em vigor, sendo regulamentado por várias portarias que definem os valores limite de emissão e os limiares mássicos. No caso de estudo as emissões praticamente cumpriam os valores limite de emissão e quando não cumpriam o caudal de emissão era inferior ao limiar mássico.

Cada fábrica é responsável pelas suas emissões e por cumprir os valores legais, o que não quer dizer que mesmo que todas as fábricas de uma determinada zona cumpram com o estipulado na Lei a soma dessas emissões não seja nociva para o ambiente e para a população.

Por fim, a exposição ocupacional a agentes químicos na indústria é regulada pelo Decreto-Lei n.º 24/2012. Também se recorre à Norma Portuguesa 1796:2014 que segue os valores propostos pela *American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH). Nos locais avaliados, todos estavam dentro do estipulado no pelo Decreto-Lei n.º 24/2012.

Este estudo pretendeu também avaliar a influência das PM₁₀ na qualidade do ar em Portugal.

A monitorização dos níveis de poluição na atmosfera e a interpretação das tendências da qualidade do ar do passado é de fundamental importância, fornecendo

orientações sobre a eficácia das ações de controlo e indicando onde é necessário mais medidas.

A análise dos dados indica que em Portugal a poluição do ar por PM10 sofreu uma redução significativa entre 2001 e 2011. A tendência mostra um declínio acentuado a partir de 2001 a 2008. A melhoria da qualidade do ar é evidente em todas as tipologias de estações, mas principalmente nas estações urbanas. A diminuição global foi de 53,3% e a diminuição nas estações urbanas foi de 42,9%. As maiores concentrações de PM10 foram registadas nas estações das regiões Norte e Lisboa e Vale do Tejo, o que pode estar ligado à grande influência antropogénica dada a sua proximidade a grandes áreas urbanas e industriais.

As políticas de controlo das emissões, a melhoria tecnológica e logística nos setores dos transportes e energia e os efeitos da crise financeira durante o período estudado foram fatores importantes para a redução das emissões e, consequentemente para a melhoria da qualidade do ar. Em 2001, 83,3% das estações ultrapassaram o valor-limite anual e excederam o valor-limite diário, enquanto em 2011 apenas 26,7% das estações ultrapassaram o valor-limite anual e 8,3% excedeu o valor-limite diário. O estudo das estações de tráfego nas cidades de Lisboa e Porto e das estações industriais do Barreiro e Estarreja permitiu perceber a influência destas para o aumento dos níveis de concentração de PM10 a nível local.

Através do modelo HYSPLIT foi possível observar o contributo do transporte de partículas por longas distâncias provenientes do deserto do Saara para as concentrações de PM10 em Portugal. Em suma, os resultados demonstraram um efeito benéfico das políticas ambientais sobre a qualidade do ar nos últimos anos, no entanto, os valores-limite e as orientações da OMS, ainda são excedidos. Para atender a estes valores mais estudos e medidas são necessárias.

O estudo da qualidade do ar na indústria permitiu avaliar as emissões para atmosfera, a sua dispersão nas imediações e a exposição dos trabalhadores. A abordagem holística ao problema de alteamento das chaminés da Delphi Braga, que se socorreu do uso de um modelo matemático de dispersão para avaliar as consequências das emissões das chaminés na qualidade do ar ambiente permitiu concluir que os impactes na qualidade do ar associados a um não alteamento das chaminés da Delphi Braga não põem em causa os limites estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 102/2010 para os poluentes PM10, NO₂, SO₂, CO e Pb. A aplicação desta metodologia sustentada cientificamente, prevista na lei, permite concluir que o cenário atual apesar de não

verificar completamente a Portaria n.º 263/2005, está, ainda assim, em conformidade com o Decreto-Lei n.º 78/2004. Este estudo reforçou a importância dos modelos de dispersão de poluentes na atmosfera.

Quanto à exposição ocupacional, verificou-se que as condições nos postos de trabalho se encontravam dentro dos limites legais estabelecidos Decreto-Lei n.º 24/2012 e suportados pela NP 1796: 2014.

No âmbito deste trabalho de mestrado foi preparado um relatório, apresentado pela Delphi à CCDDR-N, com o objetivo de solicitar autorização para o não alçamento das chaminés. Os resultados referentes à avaliação da qualidade do ar em Portugal estão publicados em três livros de resumos de conferências internacionais, foram apresentados pelo aluno no formato de apresentação oral (1) e poster (2) e encontram-se num artigo a submeter a uma revista científica. Durante o período de realização deste mestrado o aluno foi co-autor de 9 artigos científicos relacionados com gestão da qualidade do ar: 6 artigos em exposição ocupacional, 2 artigos em qualidade do ar interior e 1 artigo em qualidade do ar ambiente.

6 Bibliografia

- Almeida, S. (2004). *Composição e origem do aerossol atmosférico em zona urbano-industrial*. Tese apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor
- Almeida, S. M., Silva, A., & Sarmiento, S. (2014). Effects of exposure to particles and ozone on hospital admissions for cardiorespiratory diseases in Setúbal, Portugal. *Journal of Toxicology & Environmental Health - Part A*, 77(14-16), 837-848. doi:10.1080/15287394.2014.887399.
- Almeida, S., Félix, P., Franco, C., Freitas, M., Barreiros, A., Alves, L., et. al., (2010). Using the exhaled breath condensate as a tool for non-invasive evaluation of pollutant exposure. *International Journal of Environment and Health*, 4(2-3), 293–304. doi:http://dx.doi.org/10.1504/IJEnvH.2010.033715
- Almeida, S., Freitas, M., & Pio, C. (2008). Neutron activation analysis for identification of African mineral dust transport. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 276(1), 161-165. doi: 10.1007/s10967-007-0426-4
- Almeida, S., Pio, C., Freitas, M., Reis, M., & Trancoso, M. (2005). Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast. *Atmospheric Environment*, 39(17), 3127–3138. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.01.048
- Alpert, P., & Kischka, P. (2008). Quantification of the effect of urbanization on solar dimming. *Geophysical Research Letters*, 35(8), L08801. doi:10.1029/2007GL033012
- Alves, A., Oliveira, C., Martins, N., Mirante, F., Caseiro, A., Pio, C., et. al., (2016). Road tunnel, roadside and urban background measurements of aliphatic compounds in size-segregated particulate matter. 168, 139–148. doi:10.1016/j.atmosres.2015.09.007
- Amaro, C. (6 de Janeiro de 2008). Que futuro para o planeta? *Notícias Magazine*.
- Amato, F., Viana, M., Richard, A., Furger, M., Prévôt, A. S., Nava, S., et. al., (2011). Size and time-resolved roadside enrichment of atmospheric particulate pollutants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 2917-2931. doi:10.5194/acp-11-2917-2011
- Anderson, M., Brookman, E., Londergan, R., Yocom, J., Watson, J., & Liroy, P. (1984). Source apportionment techniques and considerations in combining their use. *Receptor Model Technical Series Vol. 5, EPA - 450/4-84- -020- U.S. Environ.*
- Beelen, R., Hoek, G., van den Brandt, P., Goldbohm, R., Fischer, P., Schouten, L., et. al., (2008). Long-Term Effects of Traffic-Related Air Pollution on Mortality in a

- Dutch Cohort (NLCS-AIR Study). *Environmental Health Perspectives*, 116(2), 196–202. doi:10.1289/ehp.10767
- Bergin, M., West, J., Keating, T., & Russell, A. (2012). Regional Atmospheric Pollution And Transboundary Air Quality Management. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 1-37. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.144138
- Borm, P., Schins, R., & Albrecht, C. (2004). Inhaled particles and lung cancer, part B: paradigms and risk assessment. *International Journal of Cancer*, 110(1), 3-14.
- Buchanan, C., Beverland, I., & Heal, M. (2002). The influence of weather-type and long-range transport on airborne particle concentrations in Edinburgh, UK. *Atmospheric Environment*, 36(34), 5343-5454. doi:10.1016/S1352-2310(02)00579-4
- Calvo, A., Fraile, R., Alves, C., Castro, A., Pont, V., & Vicente, A. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmospheric Research*, 120-121, 1–28. doi:10.1016/j.atmosres.2012.09.021
- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (25 de Fevereiro de 2016). Obtido de CCDDR-N: <http://www2.ccdr-n.pt/pt/ambiente/qual-ar-emissoes-atmosfericas/rede-de-monitorizacao/>
- Comissão Europeia (23 de Novembro de 2015). *Ambiente - ar*. Obtido de Comissão Europeia: http://ec.europa.eu/environment/air/index_en.htm
- Chai, F., Gao, J., Chen, Z., Wang, S., & Zhang, Y. (2014). Spatial and temporal variation of particulate matter and gaseous pollutants. *Journal of Environmental Sciences*, 26(1), 75-82. doi:10.1016/S1001-0742(13)60383-6
- Charlson, R., Schwartz, S., Hales, J., Cees, R., Coakley, J., Hansen, J., et. al., (1992). Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science*, 255(5043), 423-430. doi:10.1126/science.255.5043.423
- Chen, R., Kan, H., Chen, B., Huang, W., Bai, Z., Song, G., et. al., (2012). Association of particulate air pollution with daily mortality: the China Air Pollution and Health Effects Study. *American Journal of Epidemiology*, 175(11), 1173-1181. doi:10.1093/aje/kwr425
- Chena, S., Shena, X., Hua, Z., Chenc, H., Shia, Y., & Liu, Y. (2012). Effects of simulated acid rain on soil CO₂ emission in a secondary forest in subtropical China. *Geoderma*, 189-190, 65-71. doi:10.1016/j.geoderma.2012.05.002
- Cheng, Y., Chao, Y., Wu, C., Tsai, C., Uang, S., & Shih, T. (2008). Measurements of ultrafine particle concentrations and size distribution in an iron foundry. *Journal of Hazardous Materials*, 158(1), 124-130. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.01.036

- Chung, K., Zhang, J., & Zhong, N. (2011). Outdoor air pollution and respiratory health in Asia. *Respirology*, 16(7), 1023-1026. doi:10.1111/j.1440-1843.2011.02034.x.
- Cohen, A. (2004). Global and regional burden of disease attributable to selected major factors. Em M. L. Ezzati, Comparative quantification of health risks. (Vol. 2, pp. 1354–1433).
- Correia, A., Pope, C. 3., Dockery, D., Wang, Y., Ezzati, M., & Dominici, F. (2013). 2007., Effect of air pollution control on life expectancy in the United States: an analysis of 545 U.S. counties for the period from 2000 to. *Epidemiology*, 24(1), 23-31. doi:10.1097/EDE.0b013e3182770237.
- Coz, E., Moreno, T., & Artíñano, B. (2011). Variations on the Mineralogical Particle Properties of Atmospheric Saharan Dust from Different Source Regions. *Revista de la sociedad española de mineralogia*, 15, 69-70.
- Cruz, A., Sarmiento, S., Almeida, S., Silva, A., Alves, C., Freitas, M., et. al., (2015). Association between atmospheric pollutants and hospital admissions in Lisbon. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(7), 5500-5510. doi:10.1007/s11356-014-3838-z
- Curtis, L., Reac, W., Smith-Willisc, P., Fenyvesc, E., & Panc, Y. (2006). Adverse health effects of outdoor air pollutants. *Environment International*, 32(6), 815-830. doi:10.1016/j.envint.2006.03.012
- Dergham, M., Lepers, C., Verdin, A., Cazier, F., Billet, S., Courcot, et. al., (2015). Temporal-spatial variations of the physicochemical characteristics of air pollution Particulate Matter (PM_{2.5-0.3}) and toxicological effects in human bronchial epithelial cells (BEAS-2B). *Environmental Research*, 137, 256-267. doi:10.1016/j.envres.2014.12.015
- Dockery, D., Pope, C. 3., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., et. al., (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759. doi:10.1056/NEJM199312093292401
- Draxler, R., & Rolph, G. (2012). HYSPLIT (HYbrid Single-particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website. NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD. Obtido de <http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>.
- Draxler, R., Stunder, B., Rolph, G., Stein, A., & Taylor, A. (Janeiro de 2009). HYSPLIT4 User's Guide. NOAA Air Resources Laboratory. Obtido de http://www.arl.noaa.gov/documents/reports/hysplit_user_guide.pdf

- European Environment Agency. (2008). *Serviço de pesquisa de terminologia ambiental*. Obtido em 21 de Janeiro de 2016, de European Environment Agency: <http://glossary.pt.eea.europa.eu/>
- European Environment Agency. (2009). *Spatial assessment of PM10 and ozone concentrations in Europe (2005)*. EEA Technical report, No 1/2009.
- European Environment Agency. (2012). *European Union emission inventory report 1990–2010 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP)*. Tech. Rep. 8/2012. ISSN 1725-2237.
- European Environment Agency. (9 de Dezembro de 2013). *Indústria*. Obtido de <http://www.eea.europa.eu/>
- European Environment Agency. (2014). *European Union emission inventory report 1990–2012 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP) (Technical report No 12/2014)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Falcon-Rodriguez, C., Osornio-Vargas, A., Sada-Ovalle, I., & Segura-Medina, P. (2016). Aeroparticles, Composition, and Lung Diseases. *Frontiers in Immunology*, 7(3). doi:10.3389/fimmu.2016.00003
- Fundo Monetário Internacional. (Outubro de 2015). *World Economic Outlook Database: Nominal GDP list of countries - 2014*. Obtido de <https://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2015/02/weodata/index.aspx>
- Gerasopoulos, E., Koulouri, E., Kalivitis, N., Kouvarakis, G., Saarikoski, S., Mäkelä, T., et. al., (2007). Size-segregated mass distributions of aerosols over Eastern Mediterranean: seasonal variability and comparison with AERONET columnar size-distributions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(10), 2551-2561. doi:10.5194/acp-7-2551-2007
- Goldoni, M., Catalani, S., De Palma, G., Manini, P., Acampa, O., Corradi, M., et. al., (2004). Exhaled breath condensate as a suitable matrix to assess lung dose and effects in workers exposed to cobalt and tungsten. *Environmental Health Perspectives*, 112(13), 1293-1298. doi:10.1289/ehp.7108
- Gomes, J. (1993). *Qualidade do Ar*. Lisboa: Ed. Técnicas do Inst. de Soldadura e Qualidade, D.L.
- Grantz, D., Garner, J., & Johnson, D. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29(2-3), 213–239. doi:10.1016/S0160-4120(02)00181-2
- Guderian, R. (1997). *Air pollution: phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

- Harrison, R., & Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? *Science of The Total Environment*, 249(1-3), 85-101. doi:10.1016/S0048-9697(99)00513-6
- Hicks, B. (1986). Differences in wet and dry particle deposition parameters between North America and Europe Hicks, BB. Em S. Lee, T. Schneider, L. Grant, & P. Verkerk, *Aerosols: research, risk assessment and control strategies; proceedings of the second U.S.-Dutch international symposium* (pp. 973-). Williamsburg, VA. Chelsea, MI : Lewis Publishers .
- Hlavay, J., Polyák, K., & Wesemann, G. (1992). Particle size distribution of mineral phases and metals in dusts collected at different workplaces. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 344(7), 319-321. doi:10.1007/BF00321840
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., & van den Brandt, P. (2002). Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet*, 360(9341), 1203-1209. doi:10.1016/S0140-6736(02)11280-3
- Hogrefe, C., Biswas, J., Lynn, B., Civerolo, K., Ku, J., Rosenthal, J., et. al., (2004). Simulating regional-scale ozone climatology over the eastern United States: Model evaluation results. *Atmospheric Environment*, 38, 2627-2638. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.02.033
- Huang, X., Olmez, I., & Aras, N. (1994). Emissions of trace elements from motor vehicles:. *Atmospheric Environment*, 28(8), 1385-1391. doi:10.1016/1352-2310(94)90201-1
- Hurley, P., Physick, W., Luhar, A., & Edwards, M. (2005). The Air Pollution Model (TAPM) VErson 3. Part 2: Summary of Some Verification Studies. *CSIRO - Marine and Atmospheric Research*.
- Husar, R., Husar, J., & Martin, L. (2000). Distribution of continental surface aerosol extinction based on visual range data. *Atmospheric Environment*, 34, 5067-5078.
- ISN, I. N. (2012). *Censos 2011 - XV Recenseamento Geral da População e V Recenseamento Geral da Habitação - Portugal*. Lisboa, Portugal: Instituto Nacional de Estatística, I.P.
- Junge, C. E. (1964). Air Chemistry and Radioactivity. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 90(384), 220-221. doi:10.1002/qj.49709038422
- Karlsen, J., Farrants, G., Torggrimsen, T., & Reith, A. (1992). Chemical composition and morphology of welding fume particles and grinding dusts. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 53(5), 290-297.
- Koutrakis, P., & Sioutas, C. (1996). Physico-Chemical Properties and Measurement of Ambient Particles. Em R. Wilson, & J. D. Spengler., *Particles in our air :*

concentrations and health effects (pp. 15-39). Cambridge, MA: Harvard University Press.

- Kreyling, W., Semmler, M., Erbe, F., Mayer, P., Takenaka, S., Schulz, H., et. al., (2001). Translocation of ultrafine insoluble iridium particles from lung epithelium to extrapulmonary organs is size dependent but very low. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 65(20), 1513-1530. doi:10.1080/00984100290071649
- Kreyling, W., Semmler-Behnke, M., & Möller, W. (2006). Ultrafine particle-lung interactions: does size matter? *Journal of Aerosol Medicine*, 19(1), 74-83. doi:10.1089/jam.2006.19.74
- Langmann, B. B., & Bey, I. (2003). The influence of the global photochemical composition of the troposphere on European summer smog. Part I: Application of a global to mesoscale model chain. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 108, 4146. doi:10.1029/2002JD002072.
- Lenschow, P., Abraham, H., Kutzner, K., Lutz, M., Preuss, J., & Reichenbacher, W. (2001). Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35(1), 23-33. doi:10.1016/S1352-2310(01)00122-4
- Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., & Schwartz, J. (2012). Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: An Extended Follow-up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009. *Environmental Health Perspectives*, 120(7), 965-970. doi:10.1289/ehp.1104660
- Lin, J., Fang, G., Holsen, T., & Noll, K. (1993). A comparison of dry deposition modeled from size distribution data and measured with a smooth surface for total particle mass, lead and calcium in Chicago. *Atmospheric Environment Part A*, 27(7), 1131-1138. doi:10.1016/0960-1686(93)90148-R
- Ling, S., & van Eeden, S. (2009). Particulate matter air pollution exposure: role in the development and exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease. *International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary*, 233-243.
- Lovett, G. (1994). Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*, 4(4), 629-650. doi:10.2307/1941997
- Lojze-Pilot, M., Martin, J., & Morelli, J. (1986). Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input to the Mediterranean. *Nature*, 321, 427-428. doi:10.1038/321427a0
- Lozano, N. (2010). *Variability of Atmospheric Aerosols at Urban, Regional and Continental Backgrounds in the Western Mediterranean Basin*. Tese apresentada à Universitat Autònoma de Barcelona para obtenção do grau de doutor

- Medina, S., Plasencia, A., Ballester, F., Mucke, H., & Schwartz, J. (2004). Apheis: public health impact of PM₁₀ in 19 European cities. *Journal of Epidemiology & Community Health*, 58(10), 831–836. doi:10.1136/jech.2003.016386
- Michelozzi, P., Forastiere, F., Fusco, D., Perucci, C., Ostro, B., Ancona, C., et. al., (1998). Air pollution and daily mortality in Rome, Italy. *Occupational and Environmental Medicine*, 55(9), 605–610.
- Miller, K., Siscovick, D., Shepard, L., Shepherd, K., Sullivan, J., Anderson, G., et. al., (2007). Long-Term Exposure to Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Events in Women. *The New England Journal of Medicine*, 356, 447-458. doi:10.1056/NEJMoa054409
- Mills, N., Donaldson, K., Hadoke, P., Boon, N., MacNee, W., Cassee, F., et. al., (2009). Adverse cardiovascular effects of air pollution. *Nature Clinical Practice Cardiovascular Medicine*, 6(1), 36-44. doi:10.1038/ncpcardio1399.
- Mirante, F. (2013). *Distribuição por tamanhos do aerosol atmosférico na Península Ibérica; Size fractionated atmospheric aerosol in the Iberian Peninsula*. Tese apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de doutor
- Mugica, V., Ortiz, E., Molina, L., De Vizcaya-Ruiz, A., Nebot, A., Quintana, R., . . . Alcántara, E. (2009). PM composition and source reconciliation in Mexico City. *Atmospheric Environment*, 43(32), 5068–5074. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.051
- National Aero-Space Agency (2001). *Total ozone mapping spectrometer. TOMS aerosol hot spot images for 2001*. Obtido de <http://jwocky.gsfc.nasa.gov/aerossols/aerossols.html>
- Nasser, Z., Salameh, P., Nasser, W., Abou Abas, L., Elias, E., & Leveque, A. (2015). Outdoor particulate matter (PM) and associated cardiovascular diseases in the Middle East. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 28(4), 641-661. doi:10.13075/ijomeh.1896.00186.
- Nawrot, T. A.-M. (2008). Update in occupational and environmental respiratory disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 177(7), 696-700. doi:10.1164/rccm.200801-116UP
- Neinhuis, C., & Barthlott, W. (1998). Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. *New Phytologist*, 138(1), 91-98. doi:10.1046/j.1469-8137.1998.00882.x
- Nemmar, A., Holme, J., Rosas, I., Schwarze, P., & Alfaro-Moreno, E. (2013). Recent advances in particulate matter and nanoparticle toxicology: a review of the in vivo and in vitro studies. *BioMed Research International*, 2013, 279371. doi:10.1155/2013/279371

- Neto, J. (2013). *Influência da atmosfera terrestre na visibilidade, Estudo da correlação entre dados atmosféricos e visibilidade*. Tese apresentada à Universidade da Beira Interior para a obtenção do grau de mestre.
- Nriagu, J. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 47 - 49. doi:10.1038/338047a0
- Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Kreyling, W., et. al., (2004). Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. *Inhalation Toxicology*, 16(6-7), 437-445. doi:10.1080/08958370490439597
- Oliveira, C., Pio, C., Caseiro, A., Santos, P., Nunes, T., Mao, H., et. al., (2010). Road traffic impact on urban atmospheric aerosol loading at Oporto, Portugal. *Atmospheric Environment*, 44, 3147-3158. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.05.027
- Pacyna, J. (1998). Sources Inventories for Atmospheric Trace Metals. In Atmospheric Particles. Em R. M. Harrison, & R. E. van Grieken, *Atmospheric Particles (Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems)* (Vol. 5, pp. 385-423). Chichester, UK: Wiley.
- Pacyna, J., Scholtz, M., & Li, Y. (1995). Global budget of trace metal sources. *Environmental Reviews*, 3(2), 145-159. doi:10.1139/a95-006
- Peng, R., Dominici, F., Pastor-Barriuso, R., Zeger, S., & Samet, J. (2005). Seasonal Analyses of Air Pollution and Mortality in 100 US Cities. *American Journal of Epidemiology*, 161(6), 585-594. doi:10.1093/aje/kwi075
- Phalen, R., & Phalen, R. (2013). *Introduction to Air Pollution Science: A Public Health Perspective*. Estados Unidos: Burlington: Jones & Bartlett Learning .
- Pope, C. 3., Muhlestein, J., May, H., Renlund, D., Anderson, J., & Horne, B. (2006). Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. *Circulation*, 114(23), 2443-2448. doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.106.636977
- Pope, C., Burnett, R., Thurston, G., Thun, M., Calle, E., Krewski, D., et. al., (2004). Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109(1), 71-77. doi:10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F
- Pope., C. (2000). Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? *Environmental Health Perspectives*, 108(4), 713-723.
- Pope., C., Burnett, R., Thun, M., Calle, E., Krewski, D., Ito, K., et. al., (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal American Medical Association*, 287(9), 1132-1141.

- Querol, X., Alastuey, A., Pandolfi, M., Reche, C., Pérez, N., Minguillón, M., et. al., (2014). 2001-2012 trends on air quality in Spain. *Science of the Total Environment*, 15(490), 957- 969. doi:10.1016/j.scitotenv
- Raes, F., Van Dingenen, R., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.-P., Seinfeld, J., et. al., (2000). Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric Environment*, 34(25), 4215-4240. doi:10.1016/S1352-2310(00)00239-9
- Ramanathan, V., & Carmichael, G. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience*, 1, 221-227.
- Raupach, M., Woods, N., Dorr, G., Leys, J., & Cleugh, H. (2001). The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment*, 35, 3373-3383. doi:10.1016/S1352-2310(01)00139-X
- Rebelo, F. (1996). Florestas e grandes incêndios florestais no mundo. *Territorium*, 3, 5-10.
- Reisinger, L. (1989). Analysis of airborne particles sampled in the southern Appalachian Mountains. *Water, Air, & Soil Pollution*, 50, 149-162.
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Kallos, G., & Kakaliagou, O. (2001). Saharan dust contributions to PM₁₀ and TSP levels in Southern and Eastern Spain. *Atmospheric Environment*, 35(14), 2433–2447. doi:10.1016/S1352-2310(00)00496-9
- Samoli, E., Peng, R., Ramsay, T., Pipikou, M., Touloumi, G., Dominici, F., et. al., (2008). Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA study. *Environmental Health Perspectives*, 116(11), 1480-1486. doi:10.1289/ehp.11345
- Schwartz, J., Coull, B., Laden, F., & Ryan, L. (2008). The effect of dose and timing of dose on the association between airborne particles and survival. *Environmental Health Perspectives*, 116(1), 64-69. doi:10.1289/ehp.9955.
- Seinfeld, J., & Pandis, S. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics* . USA: Wiley.
- Singh, A., & Sagnik, D. (2012). Influence of aerosol composition on visibility in megacity Delhi. *Atmospheric Environment*, 62, 367–373. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.08.048
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, B., et. al., (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

- Stephens, S., Madronich, S., Wu, F., Olson, J., Ramos, R., Retama, A., et. al., (2008). Weekly patterns of M'exico City's surface concentrations of CO, NO_x, PM₁₀ and O₃ during 1986–2007. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 5313–5325.
- Sunyer, J., Castellsague, J., Saez, M., Tobias, A., & Anto, J. (1996). Air pollution and mortality in Barcelona. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50(1), 76-80.
- Sunyer, J., Schwartz, J., Tobías, A., Macfarlane, D., Garcia, J., & Antó, J. (2000). Patients with chronic obstructive pulmonary disease are at increased risk of death associated with urban particle air pollution: a case-crossover analysis. *American Journal of Epidemiology*, 151(1), 50-56.
- Takemura, T., Nakajima, T., Nozawa, T., & Aoki, K. (2001). Simulation of Future Aerosol Distribution, Radiative Forcing, and Long-Range Transport in East Asia. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 79(6), 1139-1155. doi:10.2151/jmsj.79.1139
- Taylor, K., & Penner, J. (1994). Response of climate system to atmospheric aerosol and greenhouse gases. *Nature*, 369, 734 - 737. doi:10.1038/369734a0
- Thorpe, A., & Harrison, R. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400(1-3), 270-282. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.007
- US Environmental Protection Agency (2015). *Particulate Matter*. Obtido de Air Trends: <https://www3.epa.gov/airtrends/pm.html>
- US Environmental Protection Agency (29 de Março de 2016). *NAAQS Table*. Obtido de Criteria Air Pollutants: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Vallero, D. (2008). *Fundamentals of Air pollution, Fourth Edition*. USA: Academic Press.
- Wake, D., Mark, D., & Northage, C. (2002). Ultrafine aerosols in the workplace. *The Annals of Occupational Hygiene*, 46(1), 235-238. doi:10.1093/annhyg/46.suppl_1.235
- Wallace, J., & Hobbs, P. (2006). *Atmospheric Science: An Introductory Survey, 2nd Edition*. London, UK: International Geophysics Series, Elsevier.
- Wang, S., & Hao, J. (2012). Air quality management in China: Issues, challenges, and options. *Journal of Environmental Sciences*, 24(1), 2–13.
- Ware, J. (2000). Particulate air pollution and mortality clearing the air. 343, 1798-1799. doi:10.1056/NEJM200012143432409

- Weckwerth, G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air. *Atmospheric Environment*, 35, 5525-5536. doi:10.1016/S1352-2310(01)00234-5
- Westman, W. (1977). How much are nature's services worth? Measuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating. *Science*, 197(4307), 960-964. doi:10.1126/science.197.4307.960
- World Health Organization (2000). *Air quality guidelines for Europe (2nd Edition)*.
- World Health Organization (2005). *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen, dioxide and sulfur dioxide*.
- World Health Organization (2014). *World Health Organization*. Obtido em 4 de Fevereiro de 2016, de Fact sheet N°313: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>
- Wilson, R., & Spengler, J. D. (1996). *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*. Havard: Havard University Press.
- Zhu, Y., Hinds, W., Kim, S., & Sioutas, C. (2001). Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52(9), 1032-1042. doi:10.1080/10473289.2002.10470842