



**Hugo dos Santos  
Guerra Tente**

**impacte das partículas em suspensão sobre a saúde  
humana: uma abordagem multidisciplinar para a  
cidade de Lisboa**



**Hugo dos Santos  
Guerra Tente**

**impacte das partículas em suspensão sobre a saúde humana: uma abordagem multidisciplinar para a cidade de Lisboa**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica, realizada sob a orientação científica da Doutora Teresa Nunes, Professora Catedrática do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor Francisco Ferreira, Professor do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

Dedico este trabalho à Marta Oliveira pelo incansável apoio ao longo da elaboração desta tese. A Marta foi, de resto, a principal prejudicada na alocação do meu tempo nestes últimos meses, tendo respondido à minha falta de tempo sempre com as palavras de incentivo certas e com o apontar dos caminhos mais simples para descomplexificar os momentos complicados.

**o júri**  
presidente

**Prof. Doutor Casimiro Adrião Pio**  
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes**  
Professora Associada da Universidade de Aveiro

**Prof. Doutor Francisco Manuel Cardoso Ferreira**  
Professor Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

**Prof. Doutor Nelson Augusto da Cruz Azevedo Barros**  
Professor Associado da Universidade Fernando Pessoa



## agradecimentos

O conjunto de pessoas que tornou possível, directa ou indirectamente, levar a cabo este trabalho foi grande. A todas estas quero deixar um sentido agradecimento que permita evitar algum nome que injustamente não seja citado de seguida. Agradeço em particular a:

Prof.<sup>a</sup> Doutora Teresa Nunes e Prof. Doutor Francisco Ferreira, pela orientação desta tese e fundamentais sugestões de melhoria;

Prof. Doutor Nelson Barros, pela precisa e preciosa revisão final da tese;

Eng.<sup>a</sup> Luísa Nogueira, da CCDRLVT, por ter possibilitado o acesso aos dados da rede de monitorização da qualidade do ar de LVT e, especialmente, pelo trabalho de revisão final desta tese;

Dr. Emile De Saeger e membros envolvidos do *Joint Research Centre/Institute for Environment and Sustainability (European Commission)* por terem cedido os amostradores gravimétricos (*Low Volume Samplers*) que tornaram possível a concretização de algumas das campanhas de medição pontual descritas neste trabalho;

Eng.<sup>a</sup> Sílvia Saldanha e Nuno Silva, do Laboratório de Referência do IA, pelo acesso aos resultados da caracterização química do aerossol colhido em Alfragide em 2003);

Fundação Calouste Gulbenkian, dado que parte do equipamento utilizado (alguns analisadores presentes na estação móvel de qualidade do ar) só foi possível adquirir graças ao financiamento desta instituição;

Marta Oliveira e gato Whisky pela paciência e benevolência demonstradas aquando da ausência física e psicológica do outro elemento da casa;

Nuno Grosso, o qual com a sua experiência em detecção remota de aerossóis consegue sempre pôr as questões vistas de outro prisma (o dos satélites);

Todos os meus amigos que, com as suas afáveis questões sobre o desenvolvimento da tese, contribuíram para a celeridade e concretização desta tese;

Meus pais e irmã que souberam, desde sempre, incutir-me o espírito de procurar fazer com que as coisas boas aconteçam.

**palavras-chave**

partículas em suspensão, avaliação de impacto sobre a saúde humana, análise multidisciplinar, modelos no receptor

**resumo**

Uma metodologia multidisciplinar foi aplicada para a caracterização das partículas em suspensão, principalmente PM<sub>10</sub>, em Lisboa e para a avaliação do impacto destas na saúde humana.

A vertente experimental do trabalho consistiu no desenvolvimento de quatro campanhas de medição pontual de partículas: distribuição de concentrações de fundo, concentrações no exterior vs. concentrações no interior, avaliação de concentrações máximas e avaliação da exposição pessoal. Uma outra vertente, de avaliação de dados, foi desenvolvida e englobou a avaliação da série temporal de dados de monitorização da rede para o período 2001-2003, inclusive. A avaliação destes dados foi efectuada para quatro estações: Avenida da Liberdade, Entrecampos, Alfragide e Olivais. Finalmente, foi ainda desenvolvida uma vertente de modelação, a qual consistiu na aplicação de modelação no receptor a um conjunto de amostras recolhido em Alfragide, pelo Laboratório de Referência do IA ao longo do ano de 2003, por forma a identificar e quantificar a contribuição das fontes para o aerossol urbano da cidade de Lisboa e, por outro lado, recorreu-se à utilização do modelo PSAS-9 (Instituto Nacional de Vigilância da Saúde Pública francês) para avaliar o impacto na saúde humana das concentrações de partículas medidas em Lisboa.

Os resultados obtidos permitem apresentar uma distribuição de concentrações médias diárias urbanas de fundo de PM<sub>10</sub> em Lisboa para diferentes situações meteorológicas, bem como ter uma ideia da influência das fontes existentes em ambientes interiores para a concentração de PM<sub>10</sub> a que a população está exposta. As concentrações medidas foram elevadas, especialmente durante alguns dias em que se registaram a ocorrência de intrusões de partículas provenientes de desertos norte-africanos. Estes resultados estão de acordo com a avaliação dos dados da rede de monitorização para o período 2001 a 2003 e parecem ser devidos, em grande medida, à influência do tráfego rodoviário. Influência esta que a aplicação de modelos no receptor a amostras recolhidas numa estação urbana de fundo (Alfragide) veio indicar ser bastante significativa, já que o tráfego rodoviário poderá ser responsável por cerca de 50% da concentração mássica de PM<sub>10</sub> contabilizando apenas as emissões provenientes do escape.

A avaliação do impacto para a saúde através do modelo PSAS-9 permitiu estimar o número de casos atribuíveis à poluição atmosférica por partículas (PM<sub>10</sub> mas também PM<sub>2.5</sub>) para diferentes cenários comparativos. O impacto mais significativo é o impacto de longo prazo associado à exposição a PM<sub>10</sub>, caso a concentração média anual fosse de 20 µg/m<sup>3</sup>, o qual foi estimado em 47 casos de mortalidade por causas internas em cada 100 000 habitantes do distrito de Lisboa (ano de base 2001). Espera-se que estes resultados possam servir como referência para comparação em futuros estudos desta natureza.

**keywords**

particulate matter, health impact assessment, multidisciplinary analysis, receptor modelling

**abstract**

A multidisciplinary methodology was performed in order to characterize suspended particulate matter, especially PM<sub>10</sub>, levels in Lisbon and their impact on human health.

In an experimental part of this work, four measuring campaigns were developed: background levels distribution, outdoor *versus* indoor levels, maximum PM<sub>10</sub> levels and personal exposure assessment. In another field of work, PM data series from Lisbon' monitoring network was assessed (data gathered from 2001 to 2003). Finally, another area which is included on this work is related with modelling, since receptor modelling methods were applied to some aerosol samples gathered on Alfragide in 2003. Another task developed within the modelling field was a health impact assessment for Lisbon using PSAS-9 model, a French model which is used by their National Authorities to assess the impact of atmospheric pollution, in general, and PM levels, in particular.

The results allow presenting a background PM<sub>10</sub> distribution across the city for several meteorological situations, as well as having an idea of the influence of indoor sources on the total population PM<sub>10</sub> exposure. The measured concentrations were high, especially in some days where Saharan transported dust seemed to play a major role. These results are in accordance with the monitoring network assessment and seem to be related with road traffic which seems to have an enormous influence. This influence was studied by means of source apportionment of Alfragide monitoring station' measured levels in 2003. Results point out that road traffic could be directly responsible for around 50% of the measured PM mass, if we take into account only primary PM emissions.

The health impact assessment performed using PSAS-9 model allowed to estimate the number of attributable cases to particulate atmospheric pollution (both measured as PM<sub>10</sub> and as PM<sub>2.5</sub>) for different comparative scenarios. The most important health impact is related with long term exposure to PM<sub>10</sub> since 47 mortality cases could be avoided if the average annual concentration was decreased to 20 µg/m<sup>3</sup> (taking 2001 as the reference year). There is a hope that this kind of modelling approach might act as a starter for future developments within Environment and Health area.

# ÍNDICE

<b>ÍNDICE DE FIGURAS.....</b>	<b>A</b>
<b>ÍNDICE DE TABELAS.....</b>	<b>E</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1-1</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>2-1</b>
2.1. BREVE EVOLUÇÃO HISTÓRICA DA INTERFACE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA - SAÚDE .....	2-1
2.1.1. <i>Os grandes episódios de poluição.....</i>	2-1
2.1.2. <i>A evolução posterior .....</i>	2-3
2.2. CARACTERÍSTICAS DAS PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO ATMOSFÉRICAS.....	2-4
2.2.1. <i>Origem, formação e granulometria.....</i>	2-5
2.2.2. <i>Composição química e tempos de residência do aerossol urbano .....</i>	2-8
2.3. MEDIÇÃO DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EM SUSPENSÃO.....	2-13
2.3.1. <i>Métodos de medição .....</i>	2-13
2.3.2. <i>Método para a demonstração de equivalência com o método de referência na UE .....</i>	2-16
2.3.3. <i>Medição da exposição pessoal .....</i>	2-17
2.4. ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO.....	2-19
2.5. IMPACTE DAS PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO NA ATMOSFERA SOBRE A SAÚDE HUMANA.....	2-21
2.5.1. <i>Classificação das partículas em função do seu efeito potencial sobre a saúde humana .....</i>	2-22
2.5.2. <i>O efeito da composição química das partículas na saúde humana .....</i>	2-24
2.5.3. <i>Descrição de alguns dos efeitos das PM na saúde humana .....</i>	2-25
2.5.4. <i>Os estudos epidemiológicos .....</i>	2-26
2.5.5. <i>Projecto APHEIS (Europa).....</i>	2-29
2.5.5.1. <i>Modelos AirQ e PSAS-9 .....</i>	2-30
2.5.6. <i>Algumas áreas de investigação futura sobre os efeitos das partículas na saúde humana .....</i>	2-31
<b>3. OBJECTIVOS .....</b>	<b>3-1</b>
3.1. ÂMBITO.....	3-2
3.1.1. <i>Área de estudo.....</i>	3-2
3.1.2. <i>Abrangência temporal do estudo.....</i>	3-3
3.2. MOTIVAÇÃO .....	3-3
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>4-1</b>
4.1. CONCEITO.....	4-1
4.2. CAMPANHAS DE MEDIÇÃO PONTUAL DE PARTÍCULAS.....	4-2
4.2.1. <i>Distribuição de concentrações de fundo .....</i>	4-2
4.2.1.1. <i>Locais de amostragem .....</i>	4-3
4.2.1.2. <i>Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>.....</i>	4-6
4.2.1.3. <i>Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado .....</i>	4-8
4.2.2. <i>Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior .....</i>	4-8
4.2.2.1. <i>Locais de amostragem .....</i>	4-8
4.2.2.2. <i>Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>.....</i>	4-11

4.2.2.3.	Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado .....	4-11
4.2.3.	<i>Avaliação de concentrações máximas</i> .....	4-11
4.2.3.1.	Locais de amostragem .....	4-12
4.2.3.2.	Método de amostragem e medição de PM <sub>10</sub> .....	4-15
4.2.3.3.	Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado .....	4-15
4.2.4.	<i>Avaliação da exposição pessoal</i> .....	4-16
4.2.4.1.	Locais de amostragem .....	4-19
4.2.4.2.	Método de amostragem de PM <sub>2,5</sub> e PM <sub>10</sub> .....	4-19
4.2.4.3.	Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado .....	4-22
4.3.	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR .....	4-23
4.3.1.	<i>Análise de Séries Temporais (ar ambiente)</i> .....	4-24
4.3.1.1.	Monitorização de PM <sub>10</sub> no âmbito da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar de Lisboa e Vale do Tejo .....	4-24
4.3.1.2.	Parâmetros integrados na avaliação anual dos dados da rede .....	4-25
4.3.1.3.	Ficha de estação geral .....	4-25
4.3.1.4.	Ficha de estação anual detalhada .....	4-26
4.3.2.	<i>Caracterização Química de Partículas no fundo urbano de Lisboa</i> .....	4-26
4.3.2.1.	Método de amostragem e medição de PM <sub>10</sub> .....	4-26
4.3.2.2.	Análises Químicas.....	4-28
4.4.	MODELAÇÃO .....	4-29
4.4.1.	<i>Modelos no receptor (Identificação e Quantificação de Fontes PM<sub>10</sub> em Lisboa)</i> .....	4-29
4.4.1.1.	Exploração das variáveis a utilizar .....	4-31
4.4.1.2.	Identificação de Fontes de PM <sub>10</sub> em Lisboa .....	4-32
4.4.1.3.	Quantificação de Fontes de PM <sub>10</sub> em Lisboa .....	4-35
4.4.2.	<i>Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas)</i> .....	4-35
4.4.2.1.	Dados de entrada .....	4-35
4.4.2.2.	Limitações inerentes à utilização deste tipo de modelo .....	4-44
4.4.2.3.	Algoritmos utilizados pelo modelo.....	4-45

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 5-1

5.1.	CAMPANHAS DE MEDIÇÃO PONTUAL DE PARTÍCULAS .....	5-1
5.1.1.	<i>Distribuição de concentrações de fundo</i> .....	5-1
5.1.2.	<i>Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior</i> .....	5-9
5.1.3.	<i>Avaliação de concentrações máximas</i> .....	5-15
5.1.4.	<i>Avaliação da exposição pessoal</i> .....	5-17
5.1.4.1.	Campanha 1 .....	5-17
5.1.4.2.	Campanha 2 .....	5-19
5.2.	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR .....	5-20
5.2.1.	<i>Análise de Séries Temporais (ar ambiente)</i> .....	5-20
5.2.1.1.	Fichas de estação gerais.....	5-20
5.2.1.2.	Fichas de estação anuais detalhadas.....	5-26
5.2.2.	<i>Caracterização Química de Partículas no fundo urbano de Lisboa</i> .....	5-36
5.2.3.	<i>Outros parâmetros considerados</i> .....	5-40
5.3.	MODELAÇÃO .....	5-43
5.3.1.	<i>Modelos no receptor (Identificação e Quantificação de Fontes PM<sub>10</sub> em Lisboa)</i> 5-43	
5.3.1.1.	Exploração das variáveis a utilizar .....	5-44
5.3.1.2.	Identificação de Fontes de PM <sub>10</sub> em Lisboa .....	5-49
5.3.1.3.	Quantificação de Fontes de PM <sub>10</sub> em Lisboa .....	5-52
5.3.1.4.	Limitações inerentes à utilização do modelo adoptado.....	5-56
5.3.2.	<i>Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas)</i> .....	5-57
5.3.2.1.	AIS associada à exposição a PM <sub>10</sub> (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade total por todas as causas internas (CID9 < 800).....	5-57
5.3.2.2.	AIS associada à exposição a PM <sub>10</sub> (longo prazo) – impactes sobre a mortalidade total por todas as causas internas (CID9 < 800) .....	5-59
5.3.2.3.	AIS associada à exposição a PM <sub>10</sub> (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade cardiovascular (CID9 390-459).....	5-62
5.3.2.4.	AIS associada à exposição a PM <sub>10</sub> (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade respiratória (CID9 460-519).....	5-65

5.3.2.5. AIS associada à exposição a PM <sub>2.5</sub> (longo prazo) - impactes sobre a mortalidade total (CID9 0-999) .....	5-67
<b>6. CONCLUSÕES .....</b>	<b>6-1</b>
<b>7. ALGUMAS NECESSIDADES FUTURAS PARA A AVALIAÇÃO DO IMPACTE DAS PARTÍCULAS NA SAÚDE EM PORTUGAL .....</b>	<b>7-1</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>8-1</b>
<b>9. ANEXOS .....</b>	<b>9-1</b>
9.1. LOCALIZAÇÕES AMOSTRADAS (CAMPANHAS DE MEDIÇÃO PONTUAL).....	9-2
9.1.1. <i>Campanha de medição: Distribuição de concentrações de fundo</i> .....	9-2
9.1.2. <i>Campanha de medição: Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior</i>	9-9
9.1.3. <i>Campanha de medição: Avaliação de concentrações máximas</i> .....	9-17
9.2. CARACTERIZAÇÃO METEOROLÓGICA (DIA-A-DIA PARA OS PERÍODOS DAS CAMPANHA DE MEDIÇÃO PONTUAL).....	9-25
9.3. ÍNDICE DE AEROSSÓIS ICOD/DREAM (DIA-A-DIA PARA OS PERÍODOS DAS CAMPANHA DE MEDIÇÃO PONTUAL).....	9-41
9.4. TRAJECTÓRIA DAS MASSAS DE AR RETRÓGRADAS, MODELO HYSPLIT (PARA OS PERÍODOS DAS CAMPANHA DE MEDIÇÃO PONTUAL EM QUE O ÍNDICE DE AEROSSÓIS ICOD/DREAM É ELEVADO EM LISBOA)	9-60
9.5. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE PARTÍCULAS NO FUNDO URBANO DE LISBOA .....	9-64
9.6. EXEMPLO DO QUESTIONÁRIO DISTRIBUÍDO AOS VOLUNTÁRIOS (CAMPANHA DE AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO PESSOAL).....	9-69

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Dados de mortalidade e de qualidade do ar recolhidos na altura do grande episódio de Londres em 1962 (adaptado de Lippmann, 2001) .....	2-2
Figura 2: Emissões de dióxido de enxofre na área EMEP entre 1980 e 2000 (EMEP, 2002)	2-3
Figura 3: Variedade de curvas dose (exposição) – resposta (adaptado de CEEETA, 1998)	2-4
Figura 4: Distribuição das partículas atmosféricas por tamanhos e processos de formação e remoção. Fonte: adaptado de Seinfeld, 1998.....	2-6
Figura 5: Micrografia de uma amostra de partículas recolhida junto a uma via de tráfego intenso (WHO, 2004) .....	2-7
Figura 6: Distribuição em número, em superfície e em volume para partículas continentais remotas, rurais continentais, polares e de desertos (Seinfeld e Pandis, 1998) .....	2-8
Figura 7: Distribuição em número, distribuição em massa e tempo de residência para um local de tráfego intenso numa cidade holandesa (Aben <i>et al.</i> , 2002 – adaptado) .....	2-9
Figura 8: Distribuição em número, em superfície e em volume para partículas típicas de um aerossol urbano (Seinfeld e Pandis, 1998).....	2-10
Figura 9: Distribuição em número para diferentes aerossóis (próximo de uma auto-estrada, urbano médio, urbano de fundo e de fundo não urbano) (Seinfeld e Pandis, 1998) .....	2-10
Figura 10: Representação de um Hi-Vol (Amostrador de Alto Volume) para a medição de partículas em suspensão (PM <sub>10</sub> ) .....	2-13
Figura 11: Exemplo da eficiência de corte para um Amostrador de Alto Volume para PM <sub>10</sub> .....	2-14
Figura 12: Representação esquemática de um aparelho de medição de PM por absorção de radiação β (Fonte: DEFRA, 2002 – adaptado) .....	2-15
Figura 13: Representação esquemática de um aparelho de medição de PM TEOM – balança de inércia (Fonte: Rupprecht & Patashnick – adaptado) .....	2-16
Figura 14: Representação esquemática do enquadramento legislativo da avaliação e gestão qualidade do ar ambiente na UE e em Portugal .....	2-19
Figura 15: Sistema respiratório humano (EPA, 2003 – adaptado) .....	2-22
Figura 16: Convenção ISO para a medição associada a efeitos na saúde de partículas atmosféricas em suspensão (convenção IS 7708-1994) (HEI, 2000 – adaptado).....	2-23
Figura 17: Probabilidade de deposição de partículas inaláveis no tracto respiratório, de acordo com a dimensão granulométrica destas (WHO, 2004 – adaptado).....	2-24
Figura 18: Pirâmide de efeitos da poluição atmosférica na saúde humana (NERAM, 2003 – adaptado) .....	2-25
Figura 19: Riscos relativos para indicadores de impacte na saúde relacionados com o aumento de 10 µg/m <sup>3</sup> na concentração de diversos poluentes, para um intervalo de confiança de 95% (adaptado de WHO, 2004).....	2-29
Figura 20: Limites espaciais da área em estudo .....	3-2
Figura 21: Esquema gráfico da metodologia multidisciplinar adoptada.....	4-2
Figura 22: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de distribuição de concentrações de PM <sub>10</sub> .....	4-4
Figura 23: Amostrador colocado em Belém (Palácio de Belém) no âmbito desta campanha de medição .....	4-5
Figura 24: Amostrador colocado no Beato (topo da estação de monitorização da qualidade do ar do Beato) no âmbito desta campanha de medição .....	4-5
Figura 25: Amostrador de partículas em suspensão Derenda® LVS 3.1 (Derenda, 2004)...	4-6
Figura 26: Diagrama dos elementos constituintes do amostrador utilizado (adaptado de Derenda, 2004) .....	4-7
Figura 27: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha interior <i>versus</i> exterior .....	4-10

Figura 28: Amostrador colocado no interior nos Olivais (Escola Secundária Professor Herculano de Carvalho) no âmbito desta campanha de medição .....	4-11
Figura 29: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de medição em <i>hotspots</i> de tráfego .....	4-14
Figura 30: Amostrador colocado junto da "2ª Circular" (sentido Sul-Norte) no âmbito desta campanha de medição .....	4-14
Figura 31: Amostrador colocado junto da "2ª Circular" (sentido Norte-Sul) no âmbito desta campanha de medição .....	4-15
Figura 32: Concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas para a inter-comparação de métodos efectuada na estação de monitorização de qualidade do ar da Av. Liberdade .....	4-16
Figura 33: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de avaliação de exposição pessoal .....	4-19
Figura 34: Amostrador pessoal utilizado para a avaliação da exposição pessoal (adaptado de Rupprecht & Patashnick, 2004).....	4-20
Figura 35: Amostrador utilizado para medição em ambientes interiores (residência ou local de trabalho) dos voluntários (adaptado de Rupprecht & Patashnick, 2004).....	4-20
Figura 36: Fotografia da estação móvel de qualidade do ar utilizada na campanha de avaliação da exposição pessoal, <i>SNIF Air Lab</i> .....	4-21
Figura 37: Concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas para a inter-comparação de métodos efectuada .....	4-22
Figura 38: Comparação entre as concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas para o Amostrador de Baixo Volume e para o Amostrador Pessoal (4 L/min) .....	4-23
Figura 39: Comparação entre as concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas para o Amostrador de Baixo Volume e para o Amostrador Pessoal (1.8 L/min).....	4-23
Figura 40: Localização geográfica das estações de monitorização da qualidade do ar que medem partículas em suspensão na cidade de Lisboa .....	4-24
Figura 41: Amostrador de Alto Volume Andersen® com cabeça de amostragem PM <sub>10</sub> utilizado na campanha.....	4-27
Figura 42: Localização geográfica da estação de monitorização de qualidade do ar de Alfragide.....	4-28
Figura 43: Histograma das concentrações médias diárias de PM <sub>10</sub> medidas na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais em 2001 .....	4-39
Figura 44: Histograma das concentrações médias diárias de PM <sub>10</sub> medidas na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais em 2001 (concentrações corrigidas para comparação com método gravimétrico).....	4-42
Figura 45: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo.....	5-1
Figura 46: Mapa de interpolação das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (07/02/2004) e respectiva rosa de ventos .....	5-3
Figura 47: Mapa de interpolação das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (08/02/2004) e respectiva rosa de ventos .....	5-4
Figura 48: Mapa de interpolação das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (09/02/2004) e respectiva rosa de ventos .....	5-5
Figura 49: Mapa de interpolação das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (10/02/2004) e respectiva rosa de ventos .....	5-6
Figura 50: Mapa de interpolação das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (11/02/2004) e respectiva rosa de ventos .....	5-7
Figura 51: Altimetrias e rodovias estruturantes da cidade de Lisboa .....	5-8
Figura 52: Totalidade das concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior .....	5-9
Figura 53: Concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "café".....	5-10
Figura 54: Concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "repartição pública" .....	5-11
Figura 55: Concentrações de PM <sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "serviços (fumo de tabaco permitido)" .....	5-11



Figura 56: Concentrações de $PM_{10}$ obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "habitação (sem fumo de tabaco)" .....	5-12
Figura 57: Concentrações de $PM_{10}$ obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "colégio" .....	5-12
Figura 58: Concentrações de $PM_{10}$ obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "escola" .....	5-13
Figura 59: Concentrações de $PM_{10}$ obtidas durante a campanha de concentrações no exterior <i>versus</i> concentrações no interior para a localização "habitação (com fumadores no interior)" .....	5-13
Figura 60: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior e no interior .....	5-14
Figura 61: Totalidade das concentrações de $PM_{10}$ obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas .....	5-15
Figura 62: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas de $PM_{10}$ .....	5-16
Figura 63: Concentrações de partículas medidas na primeira campanha de avaliação da exposição pessoal .....	5-18
Figura 64: Concentrações de partículas medidas na segunda campanha de avaliação da exposição pessoal .....	5-19
Figura 65: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais .....	5-22
Figura 66: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar da Avenida da Liberdade .....	5-23
Figura 67: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos .....	5-24
Figura 68: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide .....	5-25
Figura 69: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2001) .....	5-27
Figura 70: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2002) .....	5-28
Figura 71: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2003) .....	5-29
Figura 72: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2001) .....	5-30
Figura 73: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2002) .....	5-31
Figura 74: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2003) .....	5-32
Figura 75: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2001) .....	5-33
Figura 76: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2002) .....	5-34
Figura 77: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2003) .....	5-35
Figura 78: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações de $PM_{10}$ e de alguns constituintes do aerossol (Alfragide, ano de 2003) .....	5-37
Figura 79: Mínimo, máximo, mediana e quartis para alguns constituintes do aerossol (Alfragide, ano de 2003) .....	5-37
Figura 80: Concentrações médias diárias de $PM_{10}$ e de $PM_{2.5}$ registadas na estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (Ano 2003) .....	5-41
Figura 81: Regressão linear para estimação do factor de conversão de $PM_{10}$ para $PM_{2.5}$ na estação de Entrecampos .....	5-41
Figura 82: Concentrações médias diárias de $PM_{10}$ e de $PM_{2.5}$ registadas na estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide (Ano 2003) .....	5-42
Figura 83: Regressão linear para estimação do factor de conversão de $PM_{10}$ para $PM_{2.5}$ na estação de Alfragide .....	5-43
Figura 84: Gráfico dos valores próprios associados a cada componente principal .....	5-50
Figura 85: Concentrações de $PM_{10}$ experimentais e as concentrações de $PM_{10}$ modeladas .....	5-55
Figura 86: Comparação entre as concentrações de $PM_{10}$ experimentais e as concentrações de $PM_{10}$ modeladas .....	5-56

Figura 87: Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Total (por causas internas – CID 9 < 800) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a PM <sub>10</sub> .....	5-58
Figura 88: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS .....	5-59
Figura 89: Avaliação de Impacte na Mortalidade Total (por causas internas – CID 9 < 800) Saúde de longo prazo .....	5-60
Figura 90: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo, curto prazo cumulativo e longo prazo sobre a mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS .....	5-61
Figura 91: Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Cardiovascular (CID 9 390-459) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a PM <sub>10</sub> .....	5-63
Figura 92: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade cardiovascular (CID 9 390-459) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS.....	5-64
Figura 93: : Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Respiratória (CID 9 460-519) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a PM <sub>10</sub> .....	5-66
Figura 94: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade respiratória (CID 9 460-519) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS .....	5-67
Figura 95: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição a PM <sub>2.5</sub> de longo prazo sobre a mortalidade total (CID 9 0-999) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS.....	5-69

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Constituição química e fontes de partículas finas e grosseiras (Seinfeld e Pandis, 1998; Lippmann, 2001 – adaptado).....	2-12
Tabela 2: Factores de conversão de medições por absorção de radiação $\beta$ para medições segundo o método de referência (Xavier <i>et al.</i> , 2002) .....	2-17
Tabela 3: Valores-limite em aplicação em Portugal para partículas em suspensão atmosféricas (período 1993-2010) .....	2-20
Tabela 4: Efeitos da exposição de curto e longo prazo a partículas em suspensão atmosféricas (WHO, 2004) .....	2-26
Tabela 5: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de distribuição de concentrações de $PM_{10}$ .....	4-3
Tabela 6: Pontos de amostragem seleccionados (campanha de distribuição de concentrações de $PM_{10}$ ) .....	4-4
Tabela 7: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha interior <i>versus</i> exterior .....	4-8
Tabela 8: Pontos de amostragem seleccionados (campanha interior <i>versus</i> exterior).....	4-9
Tabela 9: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de avaliação de concentrações máximas de $PM_{10}$ .....	4-12
Tabela 10: Pontos de amostragem seleccionados (campanha de avaliação de concentrações máximas de $PM_{10}$ ).....	4-13
Tabela 11: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de avaliação de concentrações máximas de $PM_{10}$ .....	4-18
Tabela 12: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de caracterização química de $PM_{10}$ .....	4-27
Tabela 13: Síntese dos indicadores de impacte na saúde utilizados para a Avaliação de Impacte na Saúde associada a exposições de curto prazo .....	4-37
Tabela 14: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de curto prazo em Lisboa para 2001 .....	4-38
Tabela 15: Síntese dos indicadores de impacte na saúde utilizados para a Avaliação de Impacte na Saúde associada a exposições de longo prazo .....	4-40
Tabela 16: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de longo prazo a $PM_{10}$ em Lisboa para 2001 .....	4-41
Tabela 17: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de longo prazo a $PM_{2.5}$ em Lisboa para 2001 .....	4-44
Tabela 18: Concentrações obtidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo .....	5-1
Tabela 19: Concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior e no interior .....	5-9
Tabela 20: Concentrações obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas de $PM_{10}$ .....	5-15
Tabela 21: Concentrações de partículas obtidas para a campanha 1 da avaliação da exposição pessoal .....	5-17
Tabela 22: Concentrações de partículas obtidas para a campanha 2 da avaliação da exposição pessoal .....	5-19
Tabela 23: Algumas estatísticas descritivas da amostra de aerossol em estudo .....	5-38
Tabela 24: Concentrações médias de alguns constituintes do aerossol recolhidos em diferentes locais .....	5-39
Tabela 25: Estatísticas descritivas das concentrações de $PM_{2.5}$ e $PM_{10}$ na estação de Entrecampos .....	5-40
Tabela 26: Estatísticas descritivas das concentrações de $PM_{2.5}$ e $PM_{10}$ na estação de Alfragide.....	5-42
Tabela 27: Resultado do Teste de Bartlett e do Teste de Kaiser-Meyer-Olkin aos componentes de $PM_{10}$ obtidos na estação de Alfragide .....	5-44
Tabela 28: Classificação dos coeficientes de correlação. <i>Fonte:</i> Friel, 2000 .....	5-44
Tabela 29: Extração das comunalidades .....	5-45

Tabela 30: Matriz de correlações para a especificação química das amostras de aerossol recolhidas em Alfragide .....	5-46
Tabela 31: Matriz anti-imagem da fracção grosseira do aerossol analisado .....	5-48
Tabela 32: Total da variância explicada para a fracção grosseira do aerossol estudado ...	5-49
Tabela 33: Matriz de componentes da ACP sem rotação de eixos.....	5-50
Tabela 34: Matriz de componentes da ACP com rotação Varimax normalizada com a designação dos componentes principais .....	5-52
Tabela 35: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP para o aerossol em estudo .....	5-53
Tabela 36: Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP efectuada para PM <sub>10</sub> ao aerossol em estudo .....	5-53
Tabela 37: Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP efectuada para os constituintes do aerossol em estudo.....	5-54
Tabela 38: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM <sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total excepto acidentes e morte violenta - CID 9 < 800).....	5-57
Tabela 39: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a longo prazo de PM <sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total excepto acidentes e morte violenta - CID 9 < 800).....	5-60
Tabela 40: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM <sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade cardiovascular - CID 9 390-459) .....	5-63
Tabela 41: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM <sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade respiratória - CID 9 460-519) .....	5-65
Tabela 42: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a longo prazo de PM <sub>2,5</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total - CID 9 0-999) .....	5-68

## 1. INTRODUÇÃO

*"The level of air pollution in Asia isn't just a matter of aesthetics. It's one of life and death. According to the World Health Organization, two-thirds of the 800,000 premature deaths caused by air pollution globally occur in Asia. Long-term exposure to air pollution can raise the risk of pulmonary and heart disease, irritate underlying respiratory conditions and potentially take months or more off a healthy life-span."*

*Time magazine, 6 Dec 2004*

A citação anterior seria comum em qualquer publicação científica dedicada às Ciências do Ambiente ou da Saúde. Porém, esta não deriva de nenhuma publicação científica mas sim de uma revista de informação generalista com grande tiragem internacional. A sua escolha não foi inocente, servindo para ilustrar como, progressivamente, se tem vindo a generalizar o que a epidemiologia já vinha alertando como sendo evidência científica muito importante: a relação entre a poluição do ar e os seus efeitos nocivos na saúde das populações humanas.

A importância dada à problemática da qualidade do ar tem também vindo a crescer significativamente. Um dos aspectos que justifica este aumento de importância é que, ao longo das últimas décadas nos países mais desenvolvidos, um conjunto de problemas de poluição do ar tem vindo a ser identificado e, melhor ou pior, melhorado. As soluções foram, em alguns casos, bastante visíveis no dia-a-dia das pessoas. O caso do chumbo no ar ambiente pode ser dado como exemplo de uma estratégia de sucesso: no desenvolvimento dos catalisadores de oxidação, a instalar nos automóveis para reduzir compostos como o monóxido de carbono ou os hidrocarbonetos, a presença de chumbo nos combustíveis impossibilitava o funcionamento destes equipamentos de minimização da poluição. Deste modo, houve a necessidade de substituir o chumbo por outros compostos na constituição dos combustíveis rodoviários, em particular na constituição da gasolina. O resultado foi uma diminuição drástica das concentrações no ar ambiente e, conseqüentemente, dos seus efeitos sobre as populações, em especial sobre as crianças. Em termos de efeitos o chumbo está associado ao aparecimento de diversos problemas de "desenvolvimento neuronal e efeitos no comportamento em crianças" (WHO, 2004), assim sendo a substituição do conteúdo em chumbo da gasolina trouxe um valioso valor acrescentado: a redução do impacto deste poluente sobre a saúde humana.

Todavia, hoje em dia e como a citação inicial deixa antever, os problemas de poluição atmosférica, mesmo nos países desenvolvidos, estão longe de estarem resolvidos. O resultado da exposição a alguns poluentes presentes na atmosfera continua a traduzir-se pelo aumento da incidência de doenças respiratórias como a asma, pelo aumento do número de admissões hospitalares, pelo aumento do uso de determinada medicação (p.ex. bronco-dilatadores) e, muito importante, pela redução no número de anos de vida expectáveis de cada indivíduo. Uma parte significativa deste quadro é devida às partículas atmosféricas em suspensão, para as quais a Organização Mundial de Saúde (OMS) tem vindo a calcular níveis de risco associados à mortalidade e morbilidade bastante significativos para concentrações típicas, hoje em dia, de cidades europeias.

Todo este contexto de base conduziu à decisão de centrar na relação entre as concentrações das partículas em suspensão atmosféricas e os seus efeitos na saúde este trabalho. O trabalho desenvolve-se ao longo de seis capítulos, a saber:

- **Revisão bibliográfica**, constitui o capítulo de enquadramento dos conceitos teóricos fundamentais à compreensão das diferentes vertentes que pretendem ser exploradas neste trabalho;

- **Objectivos**, capítulo no qual se indicam os objectivos que se pretendem atingir com a abordagem efectuada ao longo do documento, bem como a abrangência deste estudo;
- **Metodologia**, o qual se refere ao capítulo onde a metodologia utilizada para a realização deste estudo é descrita, com algum detalhe;
- **Resultados e discussão**, capítulo caracterizado pela exploração e interpretação dos resultados obtidos;
- **Conclusões**, capítulo onde se faz a síntese dos principais resultados e ilações decorrentes deste trabalho;
- **Algumas necessidades futuras para a avaliação do impacte das partículas na saúde em Portugal**, breve capítulo onde são efectuadas, com base na experiência obtida ao longo deste trabalho, algumas recomendações para a optimização futura da recolha de informação relativa à saúde em Portugal.

Ao longo deste trabalho a relação entre os níveis de partículas no ar ambiente e a saúde humana na cidade de Lisboa é abordada, sendo utilizada uma metodologia multidisciplinar. Esta metodologia procura conjugar uma vertente experimental, uma vertente de avaliação de dados e uma vertente de modelação. No contexto da vertente experimental são utilizados os resultados de diversas campanhas de medição que foram desenvolvidas, visando a caracterização de aspectos como a distribuição das partículas em suspensão (PM<sub>10</sub>) na cidade. A vertente de avaliação de dados recorre aos dados da rede de monitorização de qualidade do ar e foi desenvolvida com o objectivo de avaliar um período temporal alargado, permitindo percepcionar tendências de evolução deste poluente na região de Lisboa e também procurando enquadrar numa escala temporal mais alargada os resultados das campanhas de medição desenvolvidas. Finalmente, a vertente de modelação serve os objectivos de identificar e caracterizar as fontes poluentes na cidade, assim como a estimativa do impacte das concentrações de partículas registadas sobre a saúde humana.

---

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

### 2.1. Breve evolução histórica da interface poluição atmosférica - saúde

#### 2.1.1. Os grandes episódios de poluição

Em finais da década de quarenta e no decorrer da década de cinquenta, um conjunto de grandes episódios de poluição ocorreram em cidades densamente povoadas como Los Angeles e Nova Iorque, EUA, ou Londres, Inglaterra (Lipfert, 1994). Alguns destes episódios pela sua intensidade, duração e efeitos nefastos tiveram como uma das consequências o surgimento de uma investigação sistemática em torno da problemática da poluição do ar, de tal forma que Revelle & Revelle em 1981 refere o caso de *smog* fotoquímico de Donora, ocorrido em Outubro de 1948 no Estado norte-americano da Pensilvânia, como sendo o primeiro “cientificamente” descrito, na medida em que houve uma clara preocupação na descrição quantitativa do evento quer em termos de gestão da qualidade do ar (o episódio durou cinco dias), quer em termos de mortalidade (tendo morrido vinte pessoas) e até de população exposta (o episódio afectou 43% dos cerca de 14 000 habitantes da cidade). O episódio contribuiu ainda para a criação pelo governo estadual do primeiro corpo técnico talhado para lidar com o problema da poluição do ar: a Divisão de Controlo da Poluição Atmosférica. Este aumento da importância da problemática da qualidade do ar continuou, bem como os acidentes que o originaram, tal como em Dezembro de 1952 quando em Londres o denominado grande *smog* de Londres foi associado a 3 000 mortes na primeira semana e a mais 12 000 nos três meses subsequentes (Bell e Davis, 2001). Este episódio agudo dos efeitos da poluição atmosférica foi bem documentado, em termos de estatísticas relativas a saúde, de tal forma que foi possível a Bell e Davis reavaliarem-no com base em queixas a seguradoras, admissões hospitalares, taxas de atendimento hospitalar por doença cardíaca e respiratória, casos de pneumonia, dados de mortalidade, dados de temperatura e de algumas concentrações de qualidade do ar.

Os primeiros episódios de poluição com efeitos agudos nefastos sobre a saúde humana conduziram, paradoxalmente, a um aspecto positivo: o aumento da disponibilidade de dados que permitiu o desenvolvimento de um ramo específico das ciências da saúde que se dedica ao estudo destes efeitos, bem como o advento das medidas de minimização destes elevados níveis de poluentes atmosféricos. Desta forma, o último grande episódio que ocorreu em Londres, em 1962 (dez anos mais tarde), foi já acompanhado por uma disponibilidade de dados incomparavelmente superior ao episódio de 1952. A Figura 1 apresenta alguns destes dados, recolhidos numa base sistemática, como as medições de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), de fumos negros, para além dos dados relativos à mortalidade diária na capital inglesa.



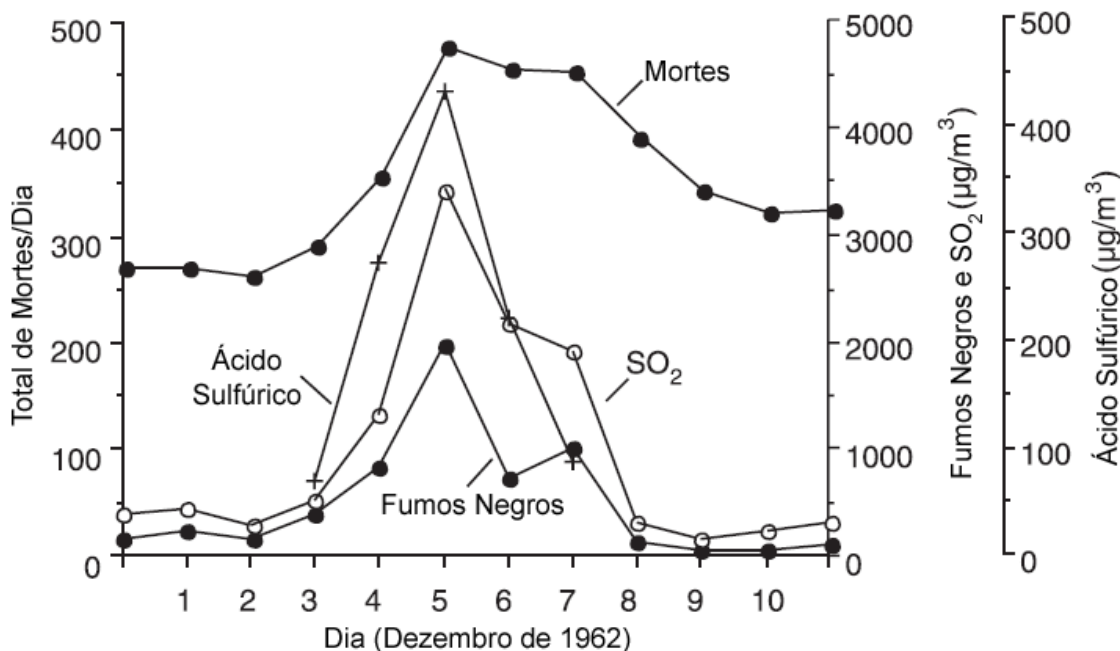


Figura 1: Dados de mortalidade e de qualidade do ar recolhidos na altura do grande episódio de Londres em 1962 (adaptado de Lippmann, 2001)

A coincidência de picos entre as curvas dos diferentes elementos indicados na Figura 1 referentes a este episódio sugere, sem a necessidade de recurso a avaliações estatísticas complexas, a estreita correlação entre os níveis de poluição monitorizados naquela época e os seus efeitos na mortalidade. Não obstante, uma série de perguntas eram formuladas, p.ex. a razão pela qual, à semelhança do episódio ocorrido dez anos antes, a taxa de mortalidade continuava anormalmente elevada alguns dias após o máximo das concentrações. Em algumas publicações da época, compiladas por Lippmann (2001), a razão avançada consistia "na forte acidificação associada à reacção, nas gotículas que constituíam o *fog*, do SO<sub>2</sub>, o qual era oxidado e convertido em ácido sulfúrico". A conclusão era parcialmente correcta mas padecia de um problema que ainda subsiste mas que tem vindo a ser, progressivamente, reduzido: informação reduzida, dado que eram medidas concentrações de poucas substâncias presentes na atmosfera. Vir-se-ia a demonstrar por diversas vezes nos anos seguintes que muitos mais elementos e poluentes estão em jogo quando se avalia a mortalidade gerada pelos níveis elevados de poluição atmosférica (como se poderá constatar adiante neste trabalho). Neste caso particular do *fog* de Londres, características físicas podem complementar a explicação da mortalidade registada. O SO<sub>2</sub> emitido, especialmente a partir de indústrias e produção de energia, é transportado pelo vento diminuindo gradualmente a sua concentração com o aumento do tempo e distância decorridos. Um dos factores que contribui para a redução de concentração é a formação de aerossóis, na medida em que a oxidação do SO<sub>2</sub> também forma trióxido de enxofre (SO<sub>3</sub>), um gás com propriedades higroscópicas. Como na atmosfera existe uma quantidade significativa de vapor de água, este reage com o SO<sub>3</sub> formando-se uma quantidade significativa de gotículas de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Estas coagulam rapidamente produzindo partículas ultra-finas (entre 0.1 e 1 µm), as quais como citado anteriormente (ver modo de acumulação em "Origem, formação e granulometria", pág. 2-5) têm um tempo de residência na atmosfera bastante longo (Seinfeld e Pandis, 1998). Está assim criada uma fonte persistente de aerossol atmosférico, a qual subsiste durante alguns dias, ajudando assim a explicar o desfasamento registado entre o pico de concentração de SO<sub>2</sub> e a elevada mortalidade diária.



### 2.1.2.A evolução posterior

Nas décadas seguintes, a investigação em torno dos efeitos da poluição atmosférica não mais cessou de aumentar, conduzindo a evidência científica que ia sendo gerada à necessidade de criar legislação sobre esta matéria. Assim, em 1970, os Estados Unidos da América (EUA) introduziram “a primeira legislação, à escala nacional: o *Clean Air Act*” (EPA, 2004).

À semelhança do que ocorreu nos EUA, na Europa, o advento da legislação ambiental relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar conduziu à implementação de uma série de estratégias de melhoria na gestão deste recurso. Um exemplo do efeito de legislação ou de acordos internacionais para a redução de emissões de poluentes atmosféricos pode ser dado pela Figura 2. Nesta figura encontra-se o total das emissões de SO<sub>2</sub>, por parte dos países signatários da Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância (CPATLD). Dentro do espaço EMEP<sup>1</sup>, entre 1980 e 2000, as emissões de SO<sub>2</sub> decresceram cerca de 60% (EMEP, 2002). Este tipo de melhorias, induzido pela introdução de instrumentos com força de lei, ocorreu igualmente para outros poluentes como o dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>) ou as partículas (PM), “as quais foram reduzidas drasticamente em cidades na Europa Ocidental e na América do Norte” (González, 2002).

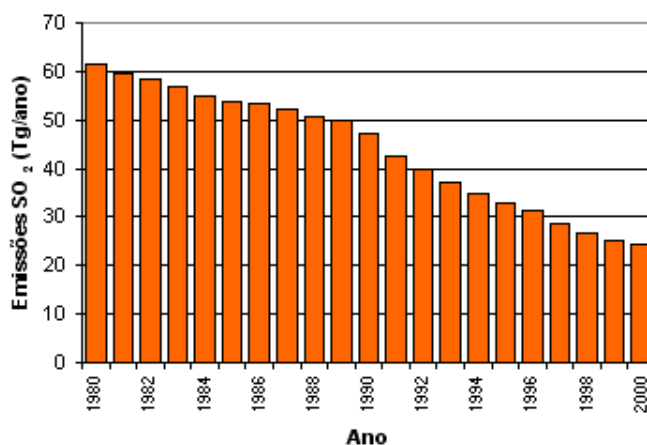


Figura 2: Emissões de dióxido de enxofre na área EMEP entre 1980 e 2000 (EMEP, 2002)

Estas melhorias significativas na qualidade do ar ambiente deslocaram o foco da maioria da investigação em torno dos efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde humana para uma avaliação dos efeitos de concentrações menores mas por períodos mais prolongados: a avaliação dos efeitos crónicos. Os estudos epidemiológicos sofreram neste período uma evolução muito acelerada (ver capítulo “Os estudos epidemiológicos”, pág. 2-26), servindo hoje em dia como um dos elementos de base fundamentais para a definição de valores-limite legislados, seja para exposições curtas (valores-limite horários ou diários) seja para exposições mais prolongadas (valores-limite anuais). Quer isto dizer que os efeitos agudos não foram esquecidos, especialmente no caso de locais de elevadas concentrações (*hotspots*), particularmente locais de tráfego intenso em áreas urbanas (como será abordado mais adiante). A este propósito, doravante neste estudo

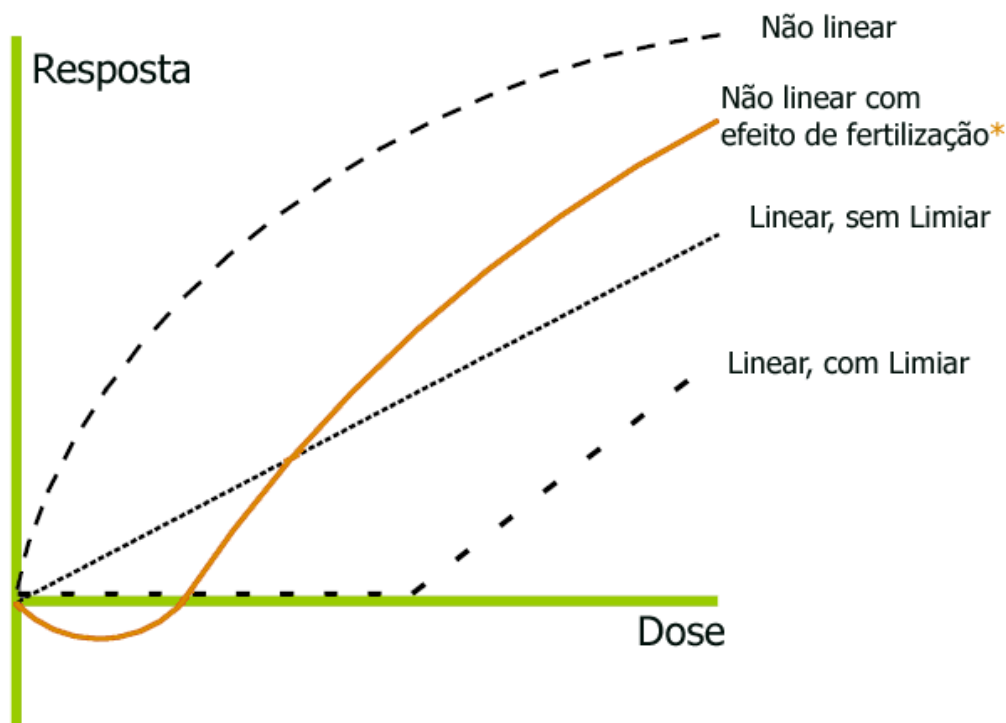
<sup>1</sup> EMEP – é a designação pela qual é conhecido o “Programa Cooperativo para a Monitorização e Avaliação do Transporte de Longa Distância de Poluentes Atmosféricos na Europa”. Foi estabelecido paralelamente com a Convenção sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância e visa a troca de informação, nomeadamente de dados de monitorização, entre os países signatários ([www.emep.int](http://www.emep.int))

quando se referir curto prazo estar-se-á a falar de concentrações médias diárias de partículas ( $PM_{10}$  ou  $PM_{2.5}$ ), enquanto quando se falar de longo prazo o período de integração será de um ano (concentração média anual).

Não obstante as tendências decrescentes das emissões de poluentes atmosféricos em vastas áreas do mundo, diversos aspectos contribuem actualmente para a alta prioridade dada pela OMS à “investigação sobre os efeitos da qualidade do ar ambiente” (2002), nomeadamente no seu programa de combate a factores indutores de doença (*Global Burden of Disease*). Um desses aspectos é o aumento do número de veículos automóveis existentes a nível mundial, os quais decuplicaram entre 1950 e 2000, sendo as suas emissões um risco significativo para a saúde derivado das partículas finas que são emitidas ao nível do escape (Colville *et al.*, 2001). Outro é a importância quantitativa que a poluição do ar ainda assume nas estimativas de causas de mortalidade: a OMS estima que a “poluição do ar será responsável por 1.4% de toda a mortalidade” mundial, incluindo os países desenvolvidos e em vias de desenvolvimento (Cohen *et al.*, 2003).

## 2.2. Características das partículas em suspensão atmosféricas

As partículas em suspensão são, actualmente, o poluente atmosférico em torno do qual a actividade de investigação, ao nível dos efeitos epidemiológicos, tem sido mais intensa (WHO, 2002). Todo este grande volume de trabalho resulta parcialmente do facto de ser um dos poluentes cujos efeitos são mais importantes e de “não existir nenhum limiar de exposição abaixo do qual a exposição a partículas não origina efeitos, ao contrário da maioria dos poluentes atmosféricos” (WHO, 2002).



\* - A curva do tipo “não linear com efeito de fertilização” traduz casos de efeitos positivos sobre a vegetação e ecossistemas, os quais podem ocorrer pela adição de poluentes atmosféricos contendo azoto (p.ex.  $NO_2$ ) ou fósforo, os quais em quantidades reduzidas, podem actuar como fertilizantes, contribuindo para o crescimento de algumas espécies vegetais.

Figura 3: Variedade de curvas dose (exposição) – resposta (adaptado de CEEETA, 1998)

Paralelamente, as concentrações de partículas, em especial  $PM_{10}^2$ , são em Portugal e na generalidade dos países com clima mediterrânico elevadas comparativamente quer com os valores-limite legislados quer com os níveis registados noutros países, mormente da Europa Central.

Este contexto de base tem originado um interesse especial no estudo do efeito das partículas atmosféricas em Portugal, especialmente no domínio das Ciências da Saúde, tendo dado origem a alguns projectos de investigação nesta área que estão em curso (exs.: "Diagnóstico e metodologia para o estudo dos efeitos das partículas finas na saúde humana em Lisboa", projecto desenvolvido pela Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL), em colaboração com a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR/LVT) e com o Centro Regional de Saúde Pública da Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo (CRSP/ARSLVT) – o qual apoia financeiramente parte do trabalho apresentado neste documento; bem como o projecto "Saudar", projecto desenvolvido pela Universidade de Aveiro (IA) em cooperação com a Faculdade de Ciências Médicas da Universidade Nova de Lisboa (FCM/UNL), ou o projecto "Partículas suspensas no ar exterior e interior: caracterização para suporte de estudos epidemiológicos", desenvolvido pela Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), em conjugação com o Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar (ICBAS), com a Universidade do Minho (UM) e com o Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP).

### 2.2.1. Origem, formação e granulometria

As partículas em suspensão na atmosfera (PM) são constituídas por uma complexa mistura de partículas sólidas e/ou líquidas que entram na atmosfera por causas naturais e antropogénicas. O termo aerossol atmosférico, o qual traduz partículas sólidas e/ou líquidas suspensas num meio gasoso, também é frequentemente utilizado como um sinónimo para as partículas atmosféricas. Ao longo deste trabalho, ambas as designações serão utilizadas indiscriminadamente.

A complexidade inerente ao material particulado estende-se à diversidade de características físicas e químicas que este pode apresentar, de tal forma que as "PM cobrem implicitamente um diferente número de poluentes químicos emitidos por vários tipos de fontes" (WHO, 2004).

As partículas podem ser primárias ou secundárias dependendo do seu mecanismo de formação (origem). As partículas primárias são introduzidas directamente na atmosfera ou formam-se de forma muito rápida a partir da condensação de moléculas de gás; enquanto as partículas secundárias são formadas na atmosfera, após reacções químicas de transformação de gases precursores.

Uma série de estudos de distribuição por tamanho de partículas (Raes *et al.*, 2000; Harrison *et al.*, 1999; Whitby, 1978) conduziram à formulação de um modelo conceptual baseado nos mecanismos de formação e remoção de partículas no ar ambiente, o qual é exemplificado na Figura 4.

---

<sup>2</sup> partículas em suspensão susceptíveis de serem recolhidas através de uma tomada de amostra selectiva, com eficiência de corte de 50%, para um diâmetro aerodinâmico de 10  $\mu\text{m}$  (Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril).

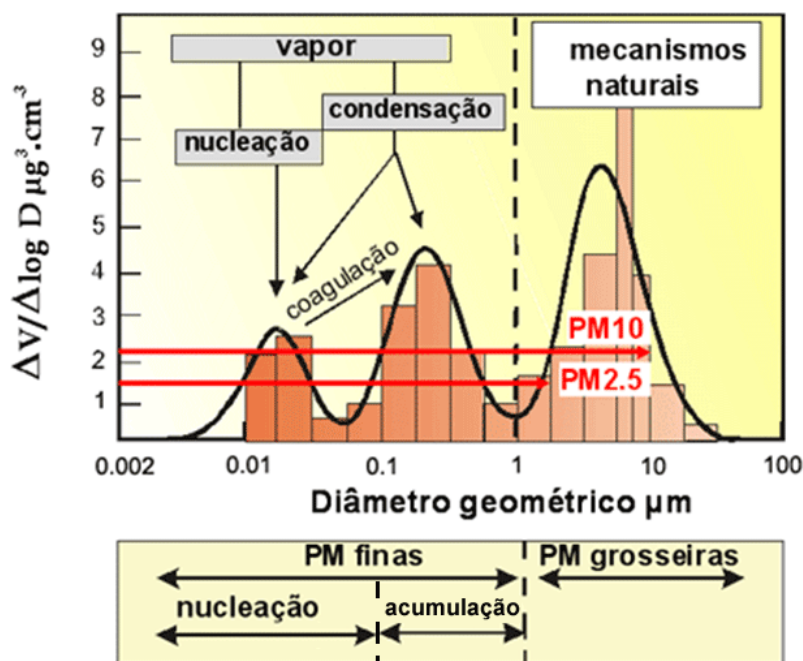


Figura 4: Distribuição das partículas atmosféricas por tamanhos e processos de formação e remoção.  
Fonte: adaptado de Seinfeld, 1998.

O **modo de nucleação** (ou ultra-fino) é constituído por partículas cujo diâmetro aerodinâmico<sup>3</sup> varia entre 0.005 e 0.1 µm, sendo a máxima densidade numérica atingida por volta de 0.01 µm. Não obstante esta fracção granulométrica contribuir grandemente para o número total de partículas, dado que estas são de dimensão muito reduzida, contribuem pouco para a sua concentração mássica total. Estas partículas podem ser formadas a partir da rápida condensação de gases emitidos a altas temperaturas quando em contacto com o ar ambiente mais frio (ex.: metais pesados emitidos pela actividade de uma fundição). Processos de nucleação ocorridos após a reacção de gases (SO<sub>2</sub>, amónia - NH<sub>3</sub>, óxidos de azoto - NO<sub>x</sub> e produtos de combustão) com radical hidroxilo (OH) ou ozono (O<sub>3</sub>) podem igualmente produzir partículas nesta gama de tamanhos (Seinfeld e Pandis, 1998). Poucas partículas são emitidas nesta fracção granulométrica, destacando-se entre elas as partículas de carbono elementar (ou carbono negro) provenientes, p.ex. de processos de combustão incompleta de veículos a gasóleo (*diesel* - Figura 5), bem como partículas de metais e compostos orgânicos emitidos a altas temperaturas.

<sup>3</sup> diâmetro aerodinâmico – é o diâmetro de uma partícula esférica de densidade unitária ( $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$ ) que tem a mesma velocidade terminal (velocidade de uma partícula quando a força gravítica é compensada pela resistência do ar) no seio de um gás (fluido) do que a partícula em estudo (Seinfeld e Pandis, 1998). Ao longo deste documento usar-se-á também a designação “tamanho” associada a partículas, querendo nesse caso significar “diâmetro aerodinâmico” (excepto se explicitamente se disser o contrário).

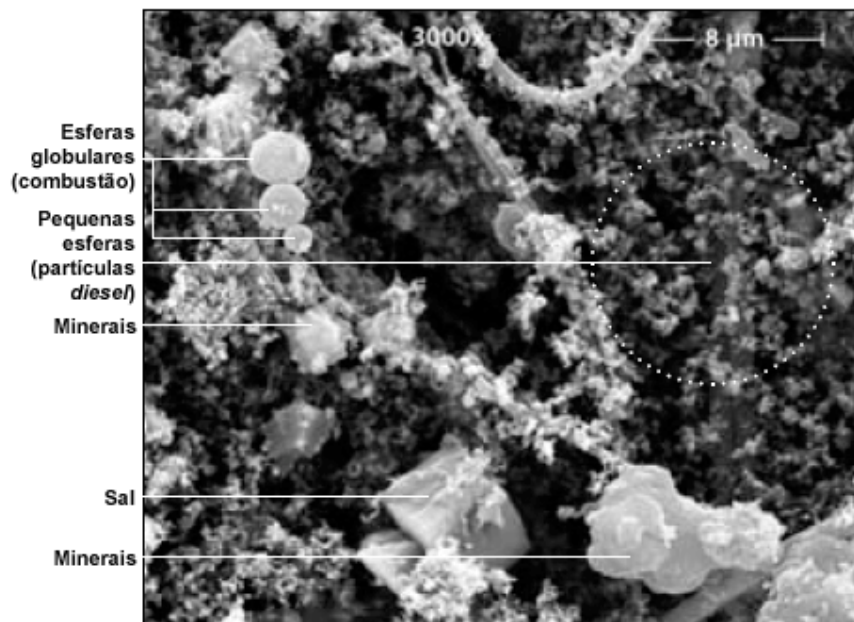


Figura 5: Micrografia de uma amostra de partículas recolhida junto a uma via de tráfego intenso (WHO, 2004)

Do **modo de acumulação** fazem parte partículas com diâmetro aerodinâmico variável entre 0.1 e 1 µm. A formação nesta gama de classes granulométricas pode ocorrer de duas formas: coagulação ou condensação de gases. Ambos os processos podem dar-se tendo origem em partículas dos modos de acumulação e/ou de nucleação, sendo que a coagulação de partículas pertencentes ao modo de acumulação com partículas do modo de nucleação é mais frequente. Estas últimas têm maior mobilidade e existem em maior número do que as partículas do modo de acumulação, possuindo maior área superficial, o que propicia condições para que haja colisão e, conseqüentemente, formação de aglomerados que originam partículas de dimensão superior (Raes *et al.*, 2000). Este modo engloba partículas constituídas por sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^{2-}$ ), amónio ( $\text{NH}_4^+$ ), bem como carbono elementar (CE) e carbono orgânico (CO).

Por fim, o **modo grosseiro** compreende partículas de tamanho superior a 1 µm. A maioria destas partículas é formada a partir de processos mecânicos, tais como: a erosão do solo ou as partículas que constituem o *spray* marinho (que derivam do rebrandamento das ondas do mar). As partículas grosseiras desta classe granulométrica têm uma baixa densidade em número mas são bastante importantes para a massa – a massa de uma partícula de 10 µm é equivalente à massa de um bilião de partículas de 10 nm (Seinfeld e Pandis, 1998). Dado o mecanismo de formação, em termos de composição química é comum encontrar elementos como: silício (Si), alumínio (Al), cálcio (Ca), ferro (Fe), potássio (K) (elementos normalmente provenientes do solo) e cloro (Cl, proveniente do *spray* marinho). Grande parte da formação destas partículas é primária, mas de acordo com o seu tempo de permanência na atmosfera (envelhecimento) também é gerada uma fracção considerável de partículas de origem secundária.

A passagem de partículas entre os três modos presentes na Figura 4 (nucleação, acumulação e grosseiro) apresenta uma barreira que ronda 1 µm. É pouco provável que as partículas com origem na nucleação e condensação sejam superiores a 1 µm, tal como também é pouco provável que, através de processos mecânicos, se produzam partículas a tamanhos inferiores a 1 µm. Desta forma, definem-se como **partículas finas** aquelas com diâmetro inferior a 1 µm e **partículas grosseiras** aquelas com diâmetro superior a 1 µm. Deve referir-se, porém, que não obstante grande parte do material crustal ter uma

dimensão superior a 1  $\mu\text{m}$  e o material não crustal ser inferior a 1  $\mu\text{m}$ , isso não quer dizer que as fontes naturais e antropogénicas não façam parte quer das partículas finas quer das partículas grosseiras (alguns exemplos podem ver-se na Tabela 1).

Uma outra classificação do aerossol atmosférico, tendo em conta principalmente os seus efeitos, consiste na separação em apenas dois grupos: **partículas finas** e **partículas grosseiras**. Segundo esta classificação, a **divisão** entre partículas finas e grosseiras é fixada num diâmetro aerodinâmico de **2.5  $\mu\text{m}$** . Esta classificação é normalmente utilizada em estudos epidemiológicos (González, 2002), sendo a classificação utilizada ao longo deste estudo.

### 2.2.2. Composição química e tempos de residência do aerossol urbano

Nos exemplos apresentados na Figura 6, as distribuições granulométricas das partículas em número, em superfície e em volume constituem marcas dos ambientes onde essas amostras provêm. Estas características funcionam como "radiografias" dos ambientes, podendo constatar-se p.ex. que as partículas provenientes de desertos são constituídas por uma proporção bastante elevada de partículas maiores, o que é consistente com o seu mecanismo de formação (efeito do transporte pelo vento nas areias que constituem o solo).

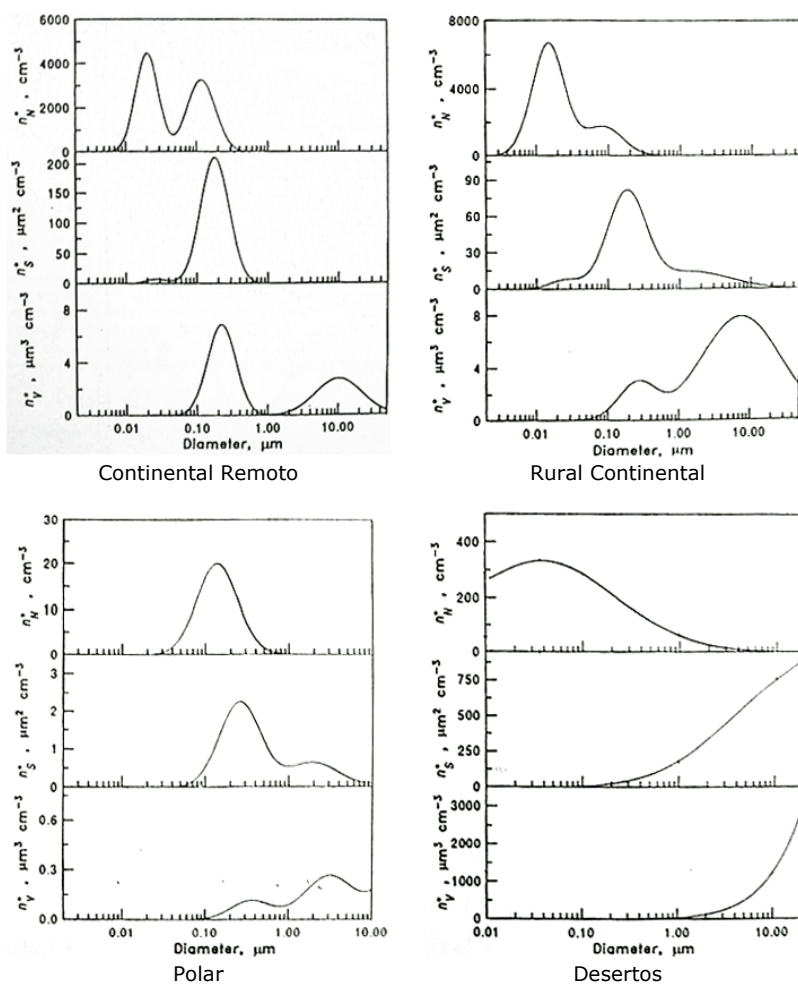


Figura 6: Distribuição em número, em superfície e em volume para partículas continentais remotas, rurais continentais, polares e de desertos (Seinfeld e Pandis, 1998)



Da mesma forma também existirá nesta radiografia uma marca de constituição química, sendo a composição elementar das partículas provenientes de desertos semelhante à composição global do material crustal (Avila *et al.*, 1997), encontrando-se valores máximos de Al, Fe, Magnésio (Mg), Titânio (Ti), Si e Estrôncio (Sr) nas amostras (Rodriguez *et al.*, 2001).

Estas diferenças são observadas igualmente a uma escala espacial mais pequena, particularmente nos casos em que a variabilidade é muito grande como é o caso das áreas urbanas. Em áreas urbanas existem diferenças significativas que são induzidas pela diferente densidade de fontes poluentes. Um exemplo particular é o conjunto das áreas onde o tráfego rodoviário é intenso, delineando pontos de máxima concentração (*hotspots*). Nestes *hotspots*, devido às emissões de partículas ultra-finas do tráfego rodoviário, especialmente dos veículos a gasóleo, o número de partículas de diâmetro aerodinâmico mais pequeno ( $0.05 \mu\text{m}$  e inferior) aumenta consideravelmente. Nas figuras seguintes (Figura 7, Figura 8 e Figura 9), onde se apresentam distribuições em número, em massa e o tempo de residência das diferentes classes granulométricas amostradas em diferentes locais urbanos pode constatar-se esta diferença.

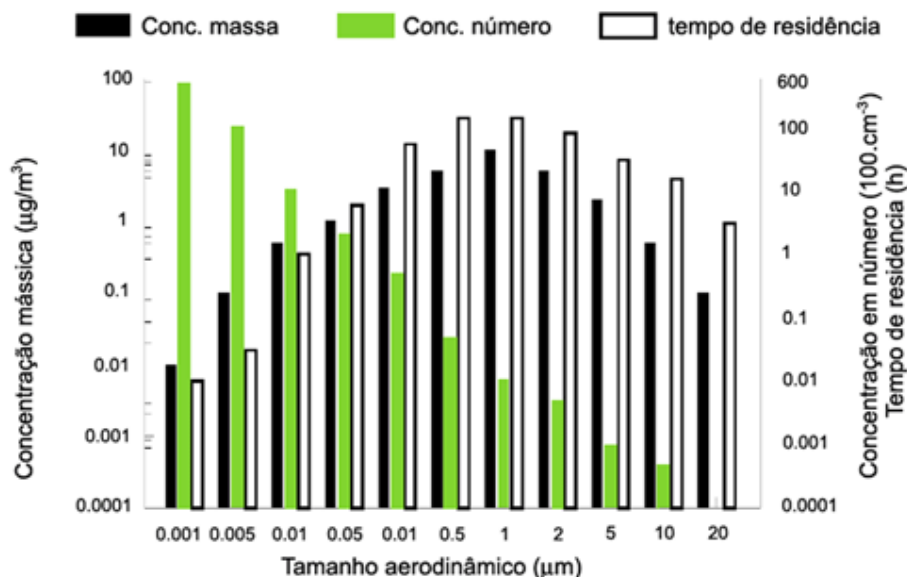


Figura 7: Distribuição em número, distribuição em massa e tempo de residência para um local de tráfego intenso numa cidade holandesa (Aben *et al.*, 2002 – adaptado)

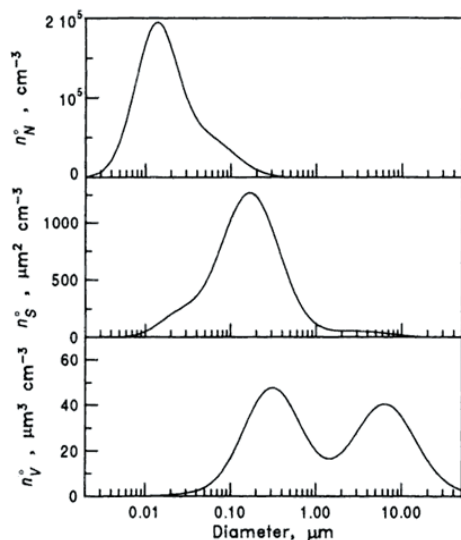


Figura 8: Distribuição em número, em superfície e em volume para partículas típicas de um aerossol urbano (Seinfeld e Pandis, 1998)

A Figura 9 apresenta uma comparação entre as distribuições numéricas de partículas por tamanho em função do tipo de ambiente (*fundo rural* representa a distribuição numérica num local de fundo rural – não sujeito à influência directa de fontes locais –; *urbano de fundo* representa uma localização urbana de fundo; *fundo urbano médio* representa uma distribuição comum em áreas urbanas e; finalmente, *urbano + auto-estrada* representa a distribuição numa área urbana contendo uma via de circulação rápida – auto-estrada ou via rápida).

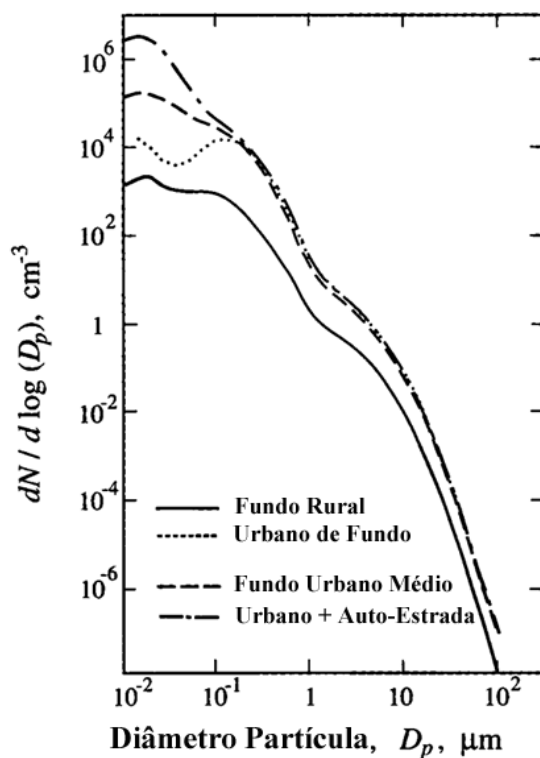


Figura 9: Distribuição em número para diferentes aerossóis (próximo de uma auto-estrada, urbano médio, urbano de fundo e de fundo não urbano) (Seinfeld e Pandis, 1998)



A aparente proximidade das distribuições é explicada pelo facto de em ambos os eixos as escalas serem logarítmicas. Com efeito entre a massa de ar comum em áreas urbanas e a massa de ar proveniente da via de circulação rápida existente em área urbana existe uma ordem de grandeza de diferença no número de partículas existentes, a maioria das quais de dimensões na gama das partículas ultra-finas. Estas distribuições em número em função da dimensão das partículas têm vindo a ser suportadas por diversas medições efectuadas em diferentes localizações (Hussein *et al.*, 2003; Almeida, 2004). Todo este enfoque especial nas áreas urbanas é justificado pelo facto do cerne deste trabalho ser centrado nas concentrações existentes em ambiente urbano, nomeadamente na cidade de Lisboa.

Em termos de **composição química**, os aerossóis atmosféricos contêm sulfatos, nitratos, amónio, material orgânico, espécies crustais, sal marinho, iões de hidrogénio ( $H^+$ ) e água. Destes componentes, o sulfato, a amónia e o carbono orgânico e elementar encontram-se (como já citado anteriormente) principalmente nas partículas finas. Material crustal, incluindo sílica, cálcio, magnésio, alumínio, ferro e partículas biogénicas orgânicas (pólen, esporos, fragmentos de plantas) ocorrem usualmente nas partículas grosseiras. O nitrato pode ser encontrado quer na fracção fina quer na fracção grosseira (Seinfeld e Pandis, 1998).

As partículas atmosféricas podem também conter carbono sob diversas formas. O carbono presente nas partículas pode ser classificado de duas formas: carbono elementar (ou negro) e carbono orgânico. O carbono orgânico pode ser emitido como partículas primárias ou pode ser formado a partir de reacções fotoquímicas de gases dando origem a partículas secundárias. As partículas de carbono são produzidas essencialmente através da queima de combustíveis fósseis ou queima de biomassa e são estas que mais abundam na troposfera (Pio *et al.*, 2000). A maior parte das emissões de CE provêm do tráfego rodoviário, já que a fracção que deriva da combustão no sector industrial, em parte por ser efectuada a partir de altas chaminés, contribui muito menos para as concentrações de CE ao nível do solo (Visser *et al.*, 2001).

Na Tabela 1 procuram apresentar-se, de forma não exaustiva, os principais compostos e elementos químicos que se podem encontrar nos aerossóis atmosféricos, respectivas fontes e dimensão granulométrica mais frequente.

**Tabela 1: Constituição química e fontes de partículas finas e grosseiras (Seinfeld e Pandis, 1998; Lippmann, 2001 – adaptado)**

		Partículas grosseiras		Partículas finas	
		Naturais	Antropogénicas	Naturais	Antropogénicas
<b>Fontes</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ressuspensão de solos áridos</li> <li>- Transporte de PM de regiões áridas a longas distâncias</li> <li>- Vulcões</li> <li>- <i>Spray</i> Marinho</li> <li>- Fontes biológicas (esporos, polens, ...)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ressuspensão no pavimento provocada por tráfego rodoviário</li> <li>- Actividades Industriais (cimento, cerâmica, construção, entre outras)</li> <li>- Combustão (petróleo e carvão)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Oxidação de gases sulfurosos</li> <li>- Oxidação dos óxidos de azoto (provenientes da transpiração do solo e de relâmpagos)</li> <li>- Produtos da transformação de compostos orgânicos de espécies biogénicas (p.ex. terpenos)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Actividades Industriais com altas temperaturas (p.ex. fundições)</li> <li>- Emissões do Tráfego Rodoviário (essencialmente produtos da transformação de substâncias como o NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e compostos orgânicos)</li> </ul>
		<p>Óxidos metálicos de elementos crustais (SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, TiO<sub>2</sub>)</p> <p>NaCl</p> <p>CaCO<sub>3</sub>, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, MgSO<sub>4</sub>, K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></p> <p>Polens, Esporos, Micro-organismos</p> <p>Elementos da abrasão dos pneus</p>	<p>Sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</p> <p>Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</p> <p>Amónio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</p> <p>Hidrogenião (H<sup>+</sup>)</p> <p>Carbono Elementar</p> <p>Metais (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe)</p>		
<b>Componentes químicos principais</b>					

**NOTA:** A classificação granulométrica apresentada nesta tabela segue a classificação proposta em função dos efeitos e cuja separação entre partículas finas e grosseiras se dá nos 2.5 μm (referida anteriormente na Página 2-8)

## 2.3. Medição de partículas atmosféricas em suspensão

### 2.3.1. Métodos de medição

A medição de partículas em suspensão, à semelhança da maioria dos poluentes atmosféricos, pode fazer-se por métodos contínuos e por métodos descontínuos. Os métodos descontínuos são, na sua maioria, métodos manuais para os quais a amostragem (no local) e a análise (no laboratório) se efectuam em dois passos separados. Os métodos contínuos envolvem, normalmente, equipamento automático fixo, o qual integra a amostragem e a análise (Umweltbundesamt, 2004).

Ao longo deste trabalho, esta diferença estará sempre inerente aos resultados apresentados, visto que se apresentarão medições de partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) obtidas por métodos contínuos e descontínuos.

O método de referência na Europa para medições de partículas em suspensão  $PM_{10}$  (única fracção para a qual existe um método de medição definido na legislação, em vigor) é um método gravimétrico, o qual se baseia na "recolha num filtro da fracção  $PM_{10}$  de partículas em suspensão no ar e na determinação da massa gravimétrica" (Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril). Este método tem por base a norma EN 12341 "Qualidade do ar – Procedimento de ensaio no terreno para demonstrar a equivalência da referência dos métodos de amostragem para a fracção  $PM_{10}$  das partículas em suspensão", a qual foi transposta para as normas portuguesas através da norma NP EN 12341. Esta norma indica quais as características de desempenho e configuração dos equipamentos de referência para  $PM_{10}$  para três caudais: *Low Volume Sampler* (Amostrador de Baixo Volume) com  $2.3 \text{ m}^3/\text{h}$ ; *High Volume Sampler* (Amostrador de Alto Volume) com  $68 \text{ m}^3/\text{h}$  e *Very High Volume Sampler* (Amostrador de Volume Muito Elevado) com  $996 \text{ m}^3/\text{h}$ . Na Figura 10 apresenta-se um amostrador de alto volume (Hi-Vol).

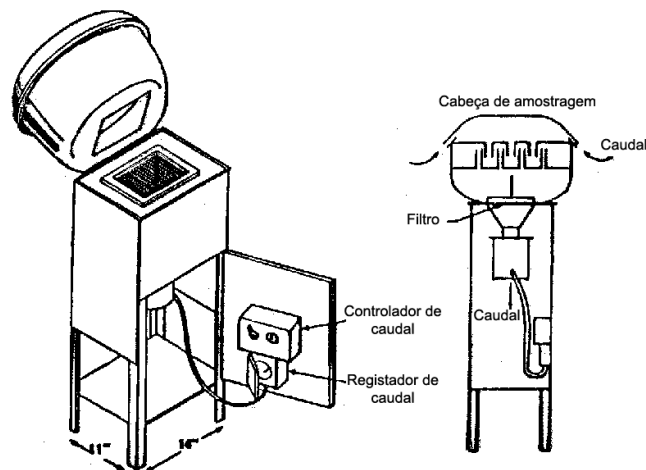


Figura 10: Representação de um Hi-Vol (Amostrador de Alto Volume) para a medição de partículas em suspensão ( $PM_{10}$ )

A Figura 11 refere-se à colheita de partículas  $PM_{10}$ , visto que o amostrador incorpora uma cabeça de pré-selecção (ou pré-separação) para esta grabulometria. Deve dizer-se que a introdução deste elemento nos amostradores foi efectuada tendo como objectivo a amostragem de uma fracção mais característica das partículas inaladas pelo ser humano.

Com efeito, antes de 1998 (data da aprovação da norma EN 12341), era usado outro método, o qual amostrava Partículas Suspensas Totais (PST), isto é a cabeça de entrada apresentava um diâmetro de corte, em condições de vento calmo, de 100  $\mu\text{m}$ . As preocupações com a saúde humana conduziram ao abandono deste último método e à fixação do método para colheita da fracção  $\text{PM}_{10}$ . No entanto, a discussão sobre qual a fracção de partículas mais representativa dos efeitos sobre a saúde humana e, conseqüentemente, qual a norma a aplicar, perdura. O que foi modificado foi a fracção granulométrica em torno da qual se dá esta discussão, já que há um consenso generalizado sobre o facto de serem partículas de reduzidas dimensões embora alguns autores defendam a adopção do  $\text{PM}_{2.5}$ , outros de  $\text{PM}_1$  e outros da contagem do número de partículas. É importante referir que a introdução das cabeças de pré-selecção veio introduzir igualmente maior ênfase em torno da problemática da intercalibração, isto é da comparação entre diferentes tipos de equipamentos, pois diferentes caudais e geometrias da cabeça de pré-selecção resultam na colheita de diferentes fracções granulométricas. Este aspecto voltará a ser abordado, com algum detalhe para o caso específico português, um pouco mais adiante (sub-capítulo Método para a demonstração de equivalência com o método de referência na UE, pág. 2-16).

A vantagem da utilização de um Hi-Vol é que o facto de ter um caudal elevado torna mais fácil a quantificação e análise dos diferentes componentes que constituem o material particulado (DEFRA, 2002).

A separação granulométrica efectua-se através de cabeças de amostragem de pré-separação, as quais possuem a capacidade de permitir uma eficiência de separação de diferentes granulometrias em função das suas características geométricas. Na Figura 11 apresenta-se um exemplo de uma curva da eficiência de corte para um amostrador de alto volume concebido para recolher partículas em suspensão de diâmetro até 10  $\mu\text{m}$ . No exemplo pode ver-se que este amostrador recolhe  $\text{PM}_{10}$ , pois apresenta uma eficiência de corte de 50% para este diâmetro de partículas.

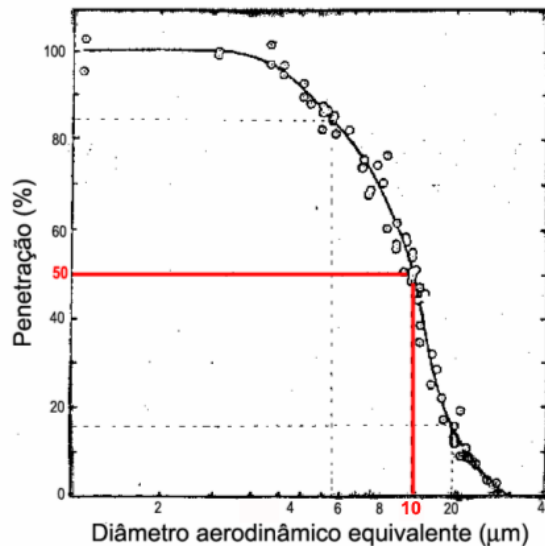


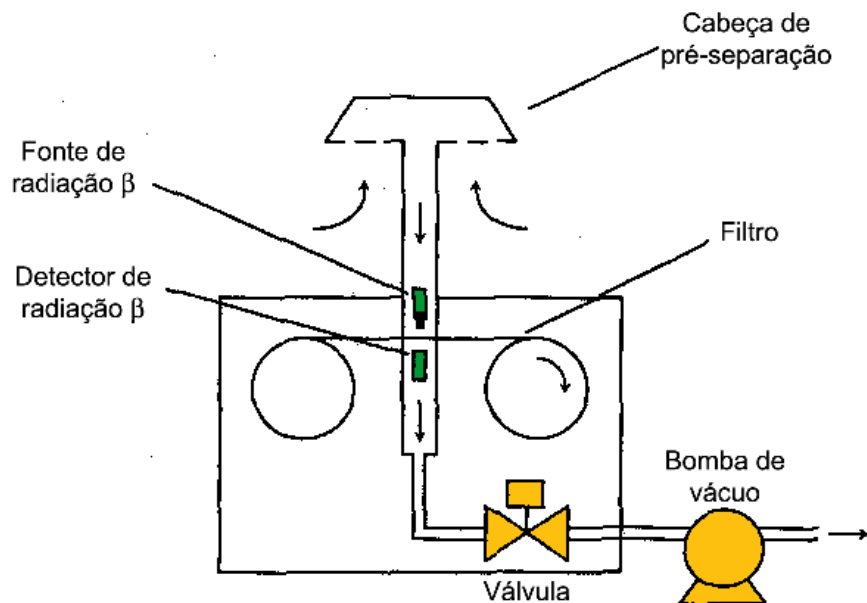
Figura 11: Exemplo da eficiência de corte para um Amostrador de Alto Volume para  $\text{PM}_{10}$

Uma das grandes desvantagens da utilização de um método do tipo gravimétrico como o apresentado anteriormente está relacionado com o facto deste implicar a determinação gravimétrica da massa de partículas colhida no filtro, o que faz com que exista um hiato temporal desde a amostragem até à determinação da concentração. Por outro lado, a concentração obtida é uma concentração média para o período de exposição do filtro (p.ex. se este estiver a ser amostrado entre as 0 e as 24 horas, a concentração que se obterá irá referir-se à concentração média diária para o dia de exposição). Esta técnica

não permite o seu uso para períodos muito mais curtos, excepto para ambientes muito poluídos (massa recolhida insuficiente com concentrações baixas), não permitindo a determinação de um perfil diário de concentrações, o qual é relevante em termos de percepção do efeito das fontes nas concentrações (p.ex. para se detectar se uma determinada área é ou não influenciada por picos de tráfego rodoviário). Finalmente, um método descontínuo não é indicado para um acompanhamento “quase em tempo real” que visa outro dos objectivos da legislação actualmente em vigor: o acesso do público à informação (Art. 8º do Dec-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril). Segundo este diploma legal, a informação deverá ser actualizada diariamente no que diz respeito às concentrações de  $PM_{10}$ , sendo facultada ao público o mais rapidamente possível. Este tipo de requisito é dificilmente compatível com uma técnica desta natureza, a qual pressupõe um hiato temporal entre amostragem e medição.

Estas desvantagens foram parte da justificação pela qual as redes de monitorização da qualidade do ar ambiente têm, hoje em dia e de forma mais frequente, outros métodos de medição de  $PM_{10}$  no ar ambiente. Os dois métodos de medição automática mais frequentes nas redes de monitorização da qualidade do ar europeias são: a absorção de radiação beta ( $\beta$ ) e a alteração de frequência de ressonância da balança de inércia (TEOM®), métodos normalizados – p.ex. a norma NP ISO 10473, no caso da medição através da absorção de radiação  $\beta$ .

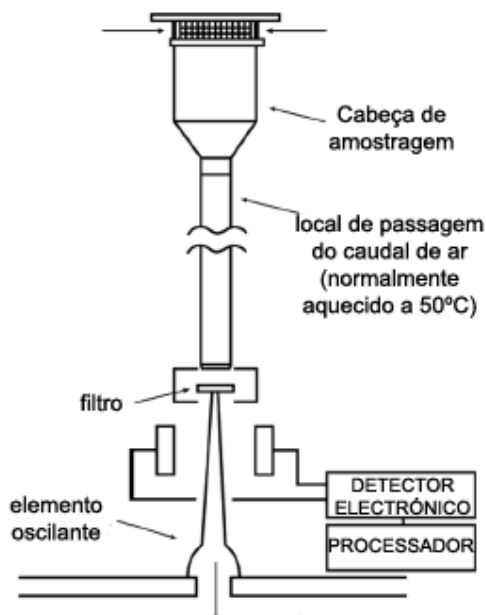
A absorção de radiação  $\beta$  baseia-se no facto das partículas serem aspiradas para se depositarem sobre um filtro (colocado numa espécie de bobine – ver Figura 12), sendo a sua quantidade determinada pela absorção de radiação  $\beta$  que atravessa o filtro. A fonte de radiação compreende, normalmente, uma fonte de carbono-14 de determinada actividade, sendo o detector tipicamente um contador Geiger-Müller. De forma a compensar a diminuição de radioactividade com o afastamento da fonte radioactiva e a absorção de radiação causada pelo filtro, as medições de absorção de radiação  $\beta$  são efectuadas antes e durante o depósito das partículas no filtro (Umweltbundesamt, 2004).



**Figura 12: Representação esquemática de um aparelho de medição de PM por absorção de radiação  $\beta$**   
(Fonte: DEFRA, 2002 – adaptado)

Na balança de inércia (TEOM), o ar passa através de um filtro que é parte de um sistema vibratório com uma ressonância característica. As partículas separadas no filtro aumentam a massa vibratória e diminuem a frequência de ressonância. As oscilações

mecânicas do elemento oscilante são proporcionais à massa de partículas depositadas no filtro (Umweltbundesamt, 2004).



**Figura 13: Representação esquemática de um aparelho de medição de PM TEOM – balança de inércia**  
(Fonte: Rupprecht & Patashnick – adaptado)

Ambos os métodos (radiação  $\beta$  e TEOM) dispõem normalmente de sistemas de aquecimento que visam evitar a entrada de gotículas de água interferentes nos aparelhos. Estes sistemas de aquecimento têm conduzido a uma subestimação das concentrações de partículas que poderão ir até aos 35% quando comparados com o método de referência EN 12341 (CEN, 1998). Na origem desta subestimação estará a volatilização de espécies semi-voláteis, como p.ex. nitrato de amónio (EPA, 2004; González, 2002). Este problema levou a Comissão Europeia a criar um documento com uma metodologia harmonizada para a minimização deste erro (ver ponto seguinte deste trabalho). Outra desvantagem adicional do método de absorção de radiação  $\beta$  consiste na possibilidade da diferente composição química e cor das partículas poder influir na quantidade de radiação absorvida e, conseqüentemente, na medição de partículas.

Existem ainda outros métodos de medição de partículas em suspensão, menos relevantes para efeitos deste trabalho, na medida em que não são usados na parte experimental. Estes métodos baseiam-se em diferentes técnicas de medição, tais como a medição da dispersão de luz gerada pelo atravessamento de um feixe por partículas (Almeida, 2004).

### **2.3.2. Método para a demonstração de equivalência com o método de referência na UE**

A Comissão Europeia (CEurop) publicou em 2001 a primeira versão do guia "Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods" ("Demonstração de Equivalência entre Métodos de Monitorização do Ar Ambiente"). O objectivo foi o de "permitir que um Estado-Membro (EM) possa propor métodos que não o método de referência definido pelas Directivas-filhas" (EC, 2001). Este procedimento é válido não só para o caso das partículas em suspensão mas também para os restantes poluentes constantes do Anexo I da Directiva-Quadro (ver ponto 2.4 -" Enquadramento legislativo", pág. 2-19).

A autoridade competente a nível nacional (o Instituto do Ambiente, no caso português) pode desenvolver testes de equivalência ou, em alternativa, estes testes podem ser desenvolvidos por outros laboratórios nacionais e/ou regionais com a concordância da autoridade competente. Muito sucintamente, o procedimento de equivalência só poderá ser levado a cabo quando se assegurar que o método candidato cumpre duas condições prévias:

1. cumpre os objectivos de eficiência de recolha de dados para a cobertura temporal específica determinada para a medição contínua, p.ex. no caso de um método candidato para a medição de  $PM_{10}$  e comparação com o valor limite diário, o método terá de fornecer uma eficiência de recolha de concentrações diárias de 90% dos dias num ano, no mínimo;
2. o método candidato tem o potencial para respeitar o critério de incerteza definido para o método de referência quando mede concentrações na gama do valor-limite estabelecido.

O procedimento poderá ser visto em detalhe no documento citado, disponível em <http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf> (sítio da CEurop), na altura em que este trabalho foi redigido.

Para o objectivo deste trabalho importa dizer que em Portugal, o Laboratório de Referência do IA determinou factores de correcção para aplicar às medições obtidas através do método de absorção de radiação  $\beta$  (Xavier *et al.*, 2002). Estes factores foram calculados para a cidade de Lisboa, variando consoante se trate de medições numa localização de fundo urbano ou de tráfego. Estes factores de correcção encontram-se indicados na Tabela 2.

**Tabela 2: Factores de conversão de medições por absorção de radiação  $\beta$  para medições segundo o método de referência (Xavier *et al.*, 2002)**

Tipo de Localização	Factor de Conversão $PM_{10}$ para Lisboa (radiação $\beta$ para método de referência)
urbana de fundo	1.11
tráfego	1.18

Para analisadores recorrendo à balança de inércia (TEOM), este factor não é indicado, pois actualmente, na cidade de Lisboa todos os analisadores automáticos de  $PM_{10}$  existentes usam a metodologia de absorção de radiação  $\beta$  (Environnement<sup>®</sup> em todas as estações).

### 2.3.3. Medição da exposição pessoal

Um dos problemas mais comuns quando se faz avaliação de risco de partículas na saúde é a determinação das concentrações de exposição pessoal. Em grande parte dos estudos são utilizados modelos de exposição, nomeadamente (Moschandreas *et al.*, 2002):

- **modelos indirectos de exposição**, modelos físicos que utilizam inventários de emissão de fontes no exterior e no interior (ambientes interiores) para identificar as principais fontes que contribuem para a exposição pessoal, recorrendo ainda a modelos de transporte e de qualidade do ar interior para estimar as concentrações a que é exposto um indivíduo ou conjunto de indivíduos (p.ex. o "CAFE CBA: Baseline Analysis",

estudo contratado pela CEurop à *AEA Technology Environment* no âmbito do CAFE, o qual baseia a sua análise do impacto na saúde na utilização do modelo EMEP);

- **modelos directos de exposição**, são modelos que utilizam elementos como concentrações medidas em diferentes ambientes-tipo e o tempo dispendido por um indivíduo ou conjunto de indivíduos em cada um desses ambientes. Frequentemente são utilizados questionários ao(s) indivíduo(s) para a formulação de modelos de regressão (ex.: o projecto PEOPLE – Population Exposure to Air Pollutants in Europe – em que foi medido benzeno por uma estratégia deste tipo - Tente *et al.*, 2003);
- **modelos estocásticos**, no qual se recorre a medições de exposição pessoal ou a estimativas (p.ex. concentrações no ar ambiente) para formular distribuições da exposição da população e investigar a variabilidade e incertezas associadas a essas distribuições.

“Em estudos epidemiológicos representativos é incluído um grande número de indivíduos. A recolha de dados de exposição de todos esses indivíduos seria uma tarefa dispendiosa, pelo que são frequentemente utilizados dados da rede de monitorização para determinadas áreas geográficas, as quais são atribuídas aos residentes numa cidade ou numa parte de uma cidade. Por outro lado, a recolha de dados de exposição numa base individual tem a vantagem de permitir avaliar frequências de exposição a determinadas concentrações, permitindo revelar que partes da população estão expostas a níveis muito acima ou muito abaixo do nível médio” (Monn, 2002). É este interesse em perceber a gama de possíveis diferenças que conduziu, no contexto deste trabalho, à medição em alguns ambientes confinados em paralelo com medições no exterior, assim como à medição da exposição pessoal com equipamentos portáteis especialmente destinados para este efeito.

Em termos de métodos de medição, a exposição pessoal a partículas em suspensão é medida com métodos semelhantes aos anteriormente descritos para a medição em ar ambiente. A grande diferença reside ao nível da dimensão do equipamento (muito mais pequeno e leve neste caso) e ao nível do caudal de ar aspirado (normalmente bastante mais baixo, por forma a que exista autonomia energética através da utilização de uma bateria). Existem diversos estudos publicados nos últimos anos, nos quais foram utilizadas medições directas de exposição pessoal a partículas em suspensão, PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2.5</sub>. Diversos autores recorreram a monitores de exposição pessoal gravimétricos (Adgate *et al.*, 2002; Hopke *et al.*, 2002; Adams *et al.*, 2002) enquanto outros autores optaram por equipamentos de detecção ópticos (Conner *et al.*, 2001, Chan *et al.*, 2002).

A Agência Norte-Americana para o Ambiente (EPA), no âmbito do *EPA Particulate Matter Research Program*, tem também estudado as relações entre as concentrações no ar ambiente (exterior), ar interior (em ambientes confinados) e exposição pessoal. Este estudo norte-americano divide a exposição em dois grandes grupos:

- a exposição ambiental (incluindo a exposição a partículas no exterior mas também a exposição no interior derivada da infiltração de ar exterior, p.ex. através das janelas);
- a exposição não ambiental (fruto das fontes interiores de partículas, p.ex. de actividades de limpeza da casa, e de fontes pessoais, p.ex. do fumo de tabaco).

Os investigadores concluíram que, desde que a exposição não-ambiental seja independente da concentração ambiente, os níveis de risco para a saúde humana associados com a concentração ambiente<sup>4</sup> (C) e os níveis de risco associados com a exposição ambiental<sup>5</sup> (A) não serão modificados pela introdução da exposição não

<sup>4</sup> concentração ambiente (C) – é, neste contexto, a concentração medida no exterior, ou seja, no ar ambiente

<sup>5</sup> exposição ambiental (A) – é, neste contexto, a concentração que incorpora não só a concentração ambiente (medida no exterior) mas também a concentração a que um indivíduo está exposto no interior e que deriva da infiltração do ar exterior no edifício. Por outras palavras contempla o tempo e as concentrações a que um indivíduo está exposto no exterior e no interior, sendo que não inclui a exposição no interior que resulta de actividades interiores potencialmente causadoras de partículas (p.ex. a exposição ao fumo do tabaco)



ambiental nas séries temporais. Porém C será um valor enviesado, subestimando os efeitos obtidos caso A fosse utilizado, sendo esta subestimação igual ao rácio "exposição ambiental"/"concentração ambiental" (ou A/C). Esta subestimação resultaria do facto da concentração ambiente (C) não contemplar a exposição no interior da habitação, por efeito da infiltração do ar exterior, o que não acontece com a exposição ambiental (A). Segundo este estudo, o quociente A/C dará a redução no risco para a saúde expectável derivada de uma redução na concentração ambiente. O problema é que a concentração ambiente (C) é difícil de determinar e altamente variável, devido às diferenças nas características dos edifícios e nos diferentes períodos que os indivíduos passam em ambientes confinados (ou seja, no interior).

## 2.4. Enquadramento legislativo

A publicação de nova legislação sobre avaliação e gestão da qualidade do ar na União Europeia, introduzida pela Directiva n.º 1996/62/CE, de 27 de Setembro (também chamada Directiva-Quadro), veio definir novas linhas de orientação na política de gestão da qualidade do ar ambiente. Este diploma legal, transposto para o direito interno através do Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, introduziu novos conceitos e uma nova estratégia para a gestão e avaliação do recurso ar, deixando para diplomas posteriores (as chamadas Directivas-"Filhas") a fixação de valores-limite e limiares de alerta para os diferentes poluentes atmosféricos abrangidos pelo Anexo I da Directiva-Quadro (Figura 14).

A publicação da 1ª Directiva-"Filha", Directiva n.º 1999/30/CE, de 22 de Abril, relativa a valores-limite para o SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e chumbo (Pb) no ar ambiente, veio estabelecer as primeiras normas quantitativas que os diferentes Estados-Membros teriam de verificar. Esta última directiva foi transposta para o direito português pelo Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril, tendo a particularidade de introduzir valores-limite para partículas (medidas como PM<sub>10</sub>). Esta particularidade resulta do facto destes valores-limite serem o "mais importante caso de incumprimento de valores-limite para o ano de 2005 e seguintes na UE" (Jacobi, 2004). Num *workshop* organizado pela Comissão Europeia, realizado em Setembro de 2004, dedicado à implementação da legislação sobre qualidade do ar ("*Implementing Air Quality Legislation in the enlarged EU: Workshop on Plans and Programmes of Air Quality and National Emission Ceiling Directives*"), Stefan Jacobi (um dos membros representantes da Comissão Europeia) acrescentou ainda que o problema com o incumprimento quase generalizado na União Europeia (UE) relativamente a PM<sub>10</sub> ocorre, na maioria dos casos, em áreas urbanas.

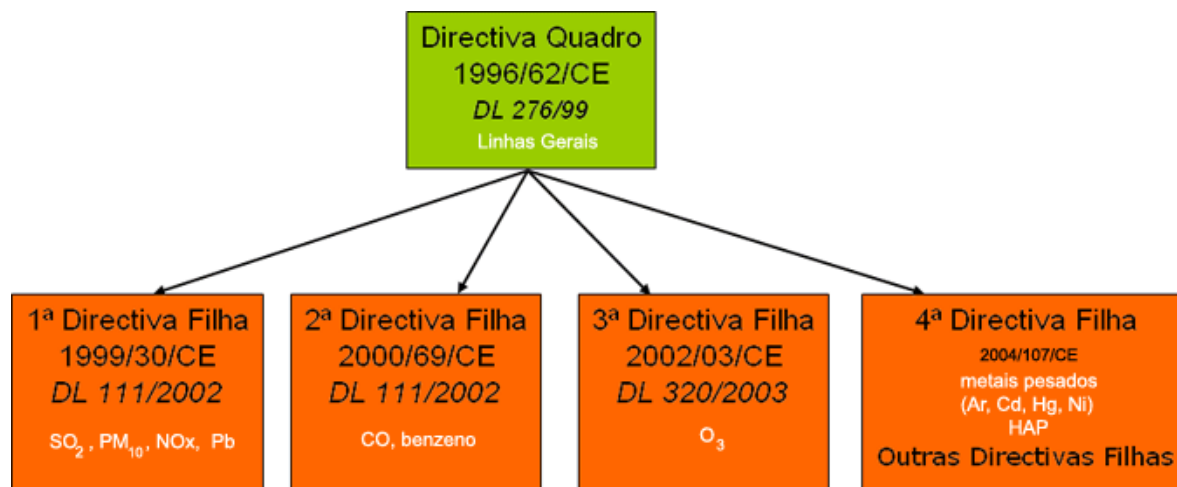


Figura 14: Representação esquemática do enquadramento legislativo da avaliação e gestão qualidade do ar ambiente na UE e em Portugal

A introdução dos novos valores-limite, diário e anual (Tabela 3) em Portugal, bem como nos restantes EM, veio modificar drasticamente o quadro legal vigente, visto que comparados com os anteriores valores-limite, os “novos” (já em vigor) limites são bem mais restritivos e exigentes. Em capítulos seguintes (capítulo 5.2 - Avaliação da Qualidade do Ar, pág. 5-20) é apresentada uma análise de conformidade legal das concentrações de PM<sub>10</sub> registadas em Lisboa para o período 2001-2003.

**Tabela 3: Valores-limite em aplicação em Portugal para partículas em suspensão atmosféricas (período 1993-2010)**

	Anterior Legislação	“Nova” Legislação (actualmente em vigor)		
	1993-2001	2001	2005	2010
<b>Fracção PM medida</b>	<b>PST****</b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>
<b>VALOR LIMITE ANUAL</b>				
	150 µg/m <sup>3</sup>	46 µg/m <sup>3</sup> (40 + 6*)	40 µg/m <sup>3</sup> (40 + 0*)	20 µg/m <sup>3</sup> **
<b>VALOR LIMITE DIÁRIO***</b>				
	300 µg/m <sup>3</sup>	70 µg/m <sup>3</sup> (50 + 20*)	50 µg/m <sup>3</sup> (50 + 0*)	50 µg/m <sup>3</sup>
<i>Nº Excedências permitidas anualmente</i>	18	35	35	7

\* margem de tolerância aplicável (variável entre 2001 e 2005)

\*\* os valores-limite para 2010 (2ª fase) são indicativos, podendo vir a não ser adoptados devido à revisão legislativa em curso (neste momento é bem mais credível a introdução de um valor-limite para regulamentar PM<sub>2.5</sub>)

\*\*\* a avaliação, tendo por base a anterior legislação (1993-2001), era efectuada tendo por base valores diários, embora fosse estabelecida como o percentil 95 das concentrações médias diárias

\*\*\*\* PST – Partículas Suspensas Totais

Estes valores-limite para aplicação em toda a UE têm sido objecto de polémica, na medida em que alguns países, nomeadamente a Espanha baseada em estudos realizados por investigadores espanhóis (González, 2002; Artiñano *et al.*, 2000), alegam que existe uma homogeneidade nos valores legislados que não traduz as diferentes especificidades das partículas existentes nas diferentes regiões na Europa. Estas diferenças regionais nas concentrações de partículas seriam resultado da diferente importância relativa da contribuição de partículas naturais (países do sul da Europa com incidências frequentes de transporte de partículas proveniente do Norte de África e com muitas partículas de solo a serem ressuspensas, dada a pobre cobertura vegetal destas áreas), de diferentes dinâmicas atmosféricas (e, portanto, um diferente regime de transporte de poluentes) e de diferentes condições ambiente com impacte nos gases que podem vir a gerar partículas secundárias (condições ambientais como a insolação, a temperatura ou a humidade).

Por outro lado, a resposta dos defensores da legislação tal como foi criada assenta na utilização de um critério de precaucionaridade objectiva: a protecção da saúde humana e dos ecossistemas. Segundo esta corrente, a legislação teria sido definida com base nos resultados de estudos sobre os efeitos na saúde humana (coordenados pela OMS) e sobre a vegetação.

É importante destacar que a Directiva n.º 1999/30/CE prevê, no seu artigo 5.4, casos em que os EM poderão pedir a derrogação relativamente ao cumprimento dos valores-límites estabelecidos para  $PM_{10}$ . Estes casos estão relacionados com a ocorrência de alguns eventos naturais que “resultam em concentrações significativamente excessivas quando comparadas com as normais concentrações de fundo que resultam das fontes de  $PM_{10}$ ” (EC, 2001). O artigo 2 da referida directiva define eventos naturais como “erupções vulcânicas, actividades sísmicas, fogos florestais naturais e fenómenos de grande intensidade de vento, tais como ressuspensão atmosférica ou transporte de longa distância de partículas naturais de regiões áridas”. Este último fenómeno tem sido particularmente focado nos últimos anos, especialmente pela Espanha. Alguns investigadores espanhóis debruçaram-se sobre o transporte de partículas provenientes de desertos norte-africanos (como o deserto do Sahara ou do Sahel), procurando estimar o impacto deste tipo de eventos através de técnicas variadas envolvendo trajectórias de massas de ar retrógradas, interpretação de mapas sinópticos e de índices de absorção de aerossol e/ou utilizando modelos no receptor (González, 2002; Artiñano *et al.*, 2000; Rodriguez *et al.*, 2000). A frequência destes eventos em Espanha é de “aproximadamente dez eventos por ano, com uma duração média de três dias”, tendo em linha de conta o período que vai de 1996 a 2000 (González, 2002). Em Portugal estes eventos de transporte de massas de ar tem também sido identificado, tendo já sido reportado em diversos trabalhos (p.ex Reis *et al.*, 2002; Almeida, 2004, Fialho *et al.*, 2005).

Paralelamente, a Directiva-Quadro e directivas-“filhas” posteriores enfatizam a necessidade de se ter em consideração a quantidade de população exposta, o que pressupõe o conhecimento da variabilidade espacial das concentrações medidas, já que a rede de monitorização da qualidade do ar fornece informação quantitativa com uma resolução temporal muito boa mas com uma escala espacial limitada às áreas onde estas se encontram instaladas.

O processo de revisão da legislação sobre partículas está actualmente em curso no âmbito do programa Clean Air For Europe (CAFE), requerendo que os diferentes EM contribuam com elementos que traduzam as suas identidades e problemas específicos. Nesta óptica será relevante que Portugal possa igualmente traduzir a sua realidade específica relativamente aos diferentes aspectos em discussão, pretendendo este trabalho também, modestamente, servir para inventariar e exemplificar algumas das necessidades que terão de ser cobertas no médio prazo (até 2007/2008, fase em que o cerne das alterações serão delineadas).

## **2.5. Impacte das partículas em suspensão na atmosfera sobre a saúde humana**

Desde o aparecimento dos primeiros episódios, nomeadamente os casos de Donora em 1948 e de Londres em 1952 (já citados no capítulo 2.1.1 – “Os grandes episódios de poluição”, pág. 2-1), as partículas em suspensão têm sido “consistente e coerentemente associadas com sérios efeitos sobre a saúde humana” (Visser *et al.*, 2001).

Uma recente e extensa revisão da Organização Mundial de Saúde sobre esta matéria (WHO, 2003) concluiu que “as partículas atmosféricas *per si* são consideradas responsáveis pelos efeitos na saúde observados em abrangentes estudos epidemiológicos, os quais relacionam as concentrações atmosféricas de partículas com mortalidade e morbilidade”. Segundo o programa APHEIS (Air Pollution and Health: A European Information System), esta conclusão tem sido suportada igualmente por evidência toxicológica (p.ex. por Vickery, 2002). Alguns resultados provenientes da

investigação epidemiológica serão objecto de um desenvolvimento particular e detalhado no subcapítulo 2.5.4 - Os estudos epidemiológicos, pág. 2-26).

### 2.5.1. Classificação das partículas em função do seu efeito potencial sobre a saúde humana

Nesta fase, interessa perceber qual o tipo/dimensão de partículas que conseguem atingir o sistema respiratório humano (Figura 15), particularmente qual a fracção capaz de, numa primeira fase, penetrar neste e, numa segunda fase, de ficar depositada no interior do sistema respiratório.

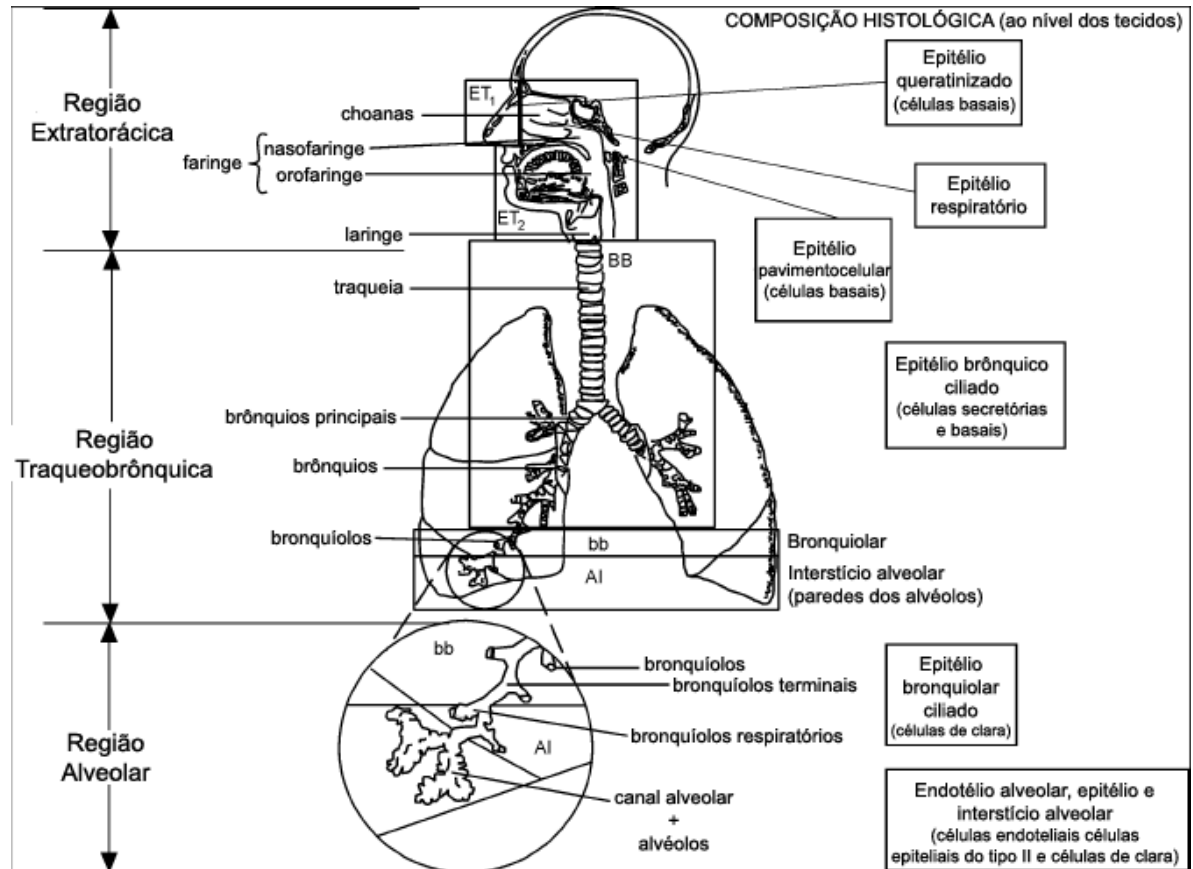
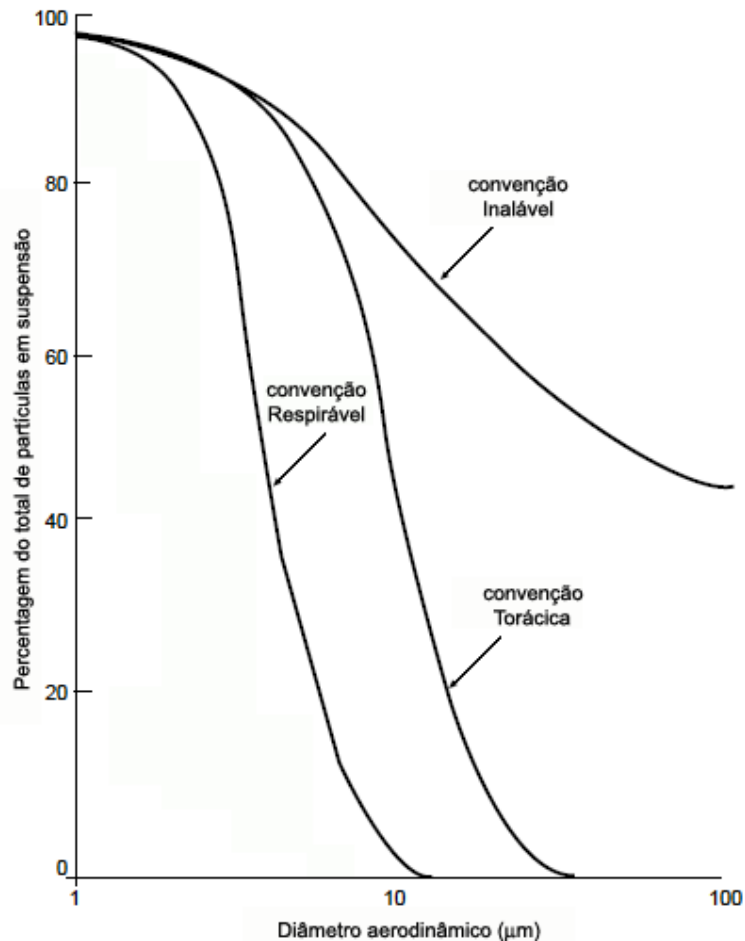


Figura 15: Sistema respiratório humano (EPA, 2003 – adaptado)

O local de deposição das partículas no sistema respiratório é o factor determinante na potencial actividade biológica de cada partícula. Mais uma vez a dimensão granulométrica (bem como a forma e a densidade) das partículas são determinantes, tendo sido determinadas pela ISO (International Standard Organization) três classes principais (Figura 16):

1. A fracção inalável, isto é a fracção das partículas em suspensão existentes no ar ambiente que são inaladas pelo nariz e/ou boca (partículas de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 80 µm);
2. A fracção torácica, que é a parcela de partículas inaladas que penetra no sistema respiratório para lá da laringe (fracção que corresponde, em termos de monitorização, às partículas PM<sub>10</sub>, isto é material particulado que passa

- através de uma cabeça de amostragem com uma eficiência de corte de 50% a diâmetros aerodinâmicos de  $10\ \mu\text{m}$  – DEFRA, 2003);
3. A fracção respirável, que corresponde à fracção de partículas inaladas capaz de penetrar até à região alveolar, onde ocorrem as trocas gasosas na respiração (fracção que corresponde, em termos de monitorização, às partículas  $\text{PM}_{2.5}$ , isto é partículas que passam através de uma cabeça de amostragem com uma eficiência de corte de 50% a diâmetros aerodinâmicos de  $2.5\ \mu\text{m}$  – DEFRA, 2003).



**Figura 16: Convenção ISO para a medição associada a efeitos na saúde de partículas atmosféricas em suspensão (convenção IS 7708-1994) (HEI, 2000 – adaptado)**

Em média, uma pessoa respira dez milhões de vezes em cada ano, o que faz com que substâncias tóxicas possam facilmente chegar aos pulmões e outros órgãos, onde podem produzir efeitos adversos (WHO, 2004). Após entrarem no sistema respiratório, existem uma série de mecanismos internos que promovem a deposição destas (alguns dos quais indicados na Figura 15). As partículas depositam-se de três formas diferentes: sedimentação, impacte inercial e difusão (ou movimento browniano). A sedimentação ocorre com partículas maiores (superiores aos  $10\ \mu\text{m}$  de diâmetro), devido ao efeito da gravidade. O impacte inercial surge associado ao facto das partículas seguirem um fluxo de ar e desse fluxo sofrer alterações de direcção: um exemplo é a tendência de algumas partículas para colidirem com bifurcações existentes na árvore bronquial (tipicamente ocorre para partículas com diâmetro  $> 1\ \mu\text{m}$ ). Finalmente, as partículas mais pequenas (ultra-finas, em particular as mais pequenas -  $< 0.01\ \mu\text{m}$ ) depositam-se por difusão, na medida em que a sua trajectória é errática e aleatória tendendo, por isso, a depositar-se junto a mucosas húmidas (p.ex. na zona nasal e nas zonas superiores da faringe).

Podem desenhar-se curvas da probabilidade de deposição das diferentes granulometrias de partículas inaláveis (com 10  $\mu\text{m}$  de diâmetro aerodinâmico máximo) no tracto respiratório como as curvas indicadas na Figura 17. Constata-se que a maioria das partículas ultra-finas (< 0.1  $\mu\text{m}$ ) possuem a capacidade de penetrar mais profundamente nos pulmões, podendo atingir a região alveolar. As partículas muito pequenas (<0.01  $\mu\text{m}$ ) tendem a depositar-se nas vias respiratórias superiores por difusão.

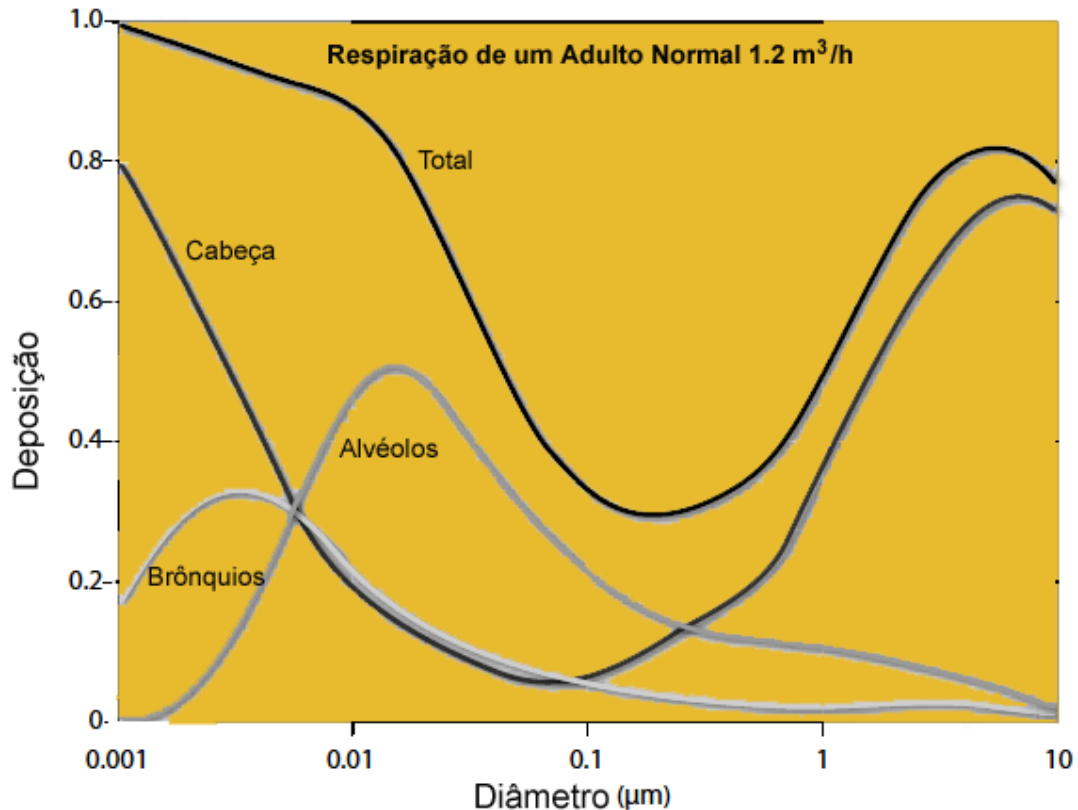


Figura 17: Probabilidade de deposição de partículas inaláveis no tracto respiratório, de acordo com a dimensão granulométrica destas (WHO, 2004 – adaptado)

Este conhecimento da física inerente à interface entre partículas atmosféricas em suspensão e o sistema respiratório está de acordo com a evidência recolhida por grande parte dos estudos epidemiológicos, nomeadamente quando Dockery *et al.* (1993) ou Schwartz *et al.* (1996) encontraram correlações progressivamente decrescentes entre o risco de mortalidade e  $\text{PM}_{2.5}$ , o risco de mortalidade e  $\text{PM}_{10}$  e o risco de mortalidade e PST, respectivamente.

### 2.5.2. O efeito da composição química das partículas na saúde humana

Diversos estudos toxicológicos, compilados pela WHO em 2004, enfatizaram o diferente potencial tóxico dos diferentes elementos constituintes das partículas em suspensão. As partículas primárias derivadas da combustão, tipicamente ricas em metais e compostos orgânicos, parecem ter o maior potencial toxicológico. Por oposição, outros componentes do material particulado como os sais de amónio, cloro, sulfatos, nitratos ou partículas de solo como argilas de silicatos parecem apresentar menor toxicidade, pelo menos em condições laboratoriais.

Por outro lado, Vickery (2002) veio demonstrar, através de um abrangente estudo epidemiológico (*ARIES – Aerosol Research Inhalation Epidemiological Study*) que diferentes elementos parecem estar relacionados com diferentes doenças. Assim na fracção  $PM_{2.5}$ , o material carbonáceo parece estar associado com efeitos cardiovasculares, enquanto a fracção grosseira ( $PM_{10}$ ) está associada a efeitos respiratórios.

### 2.5.3. Descrição de alguns dos efeitos das PM na saúde humana

A exposição humana a partículas em suspensão tem sido associada com uma grande variedade de indicadores de efeitos na saúde (Figura 18).

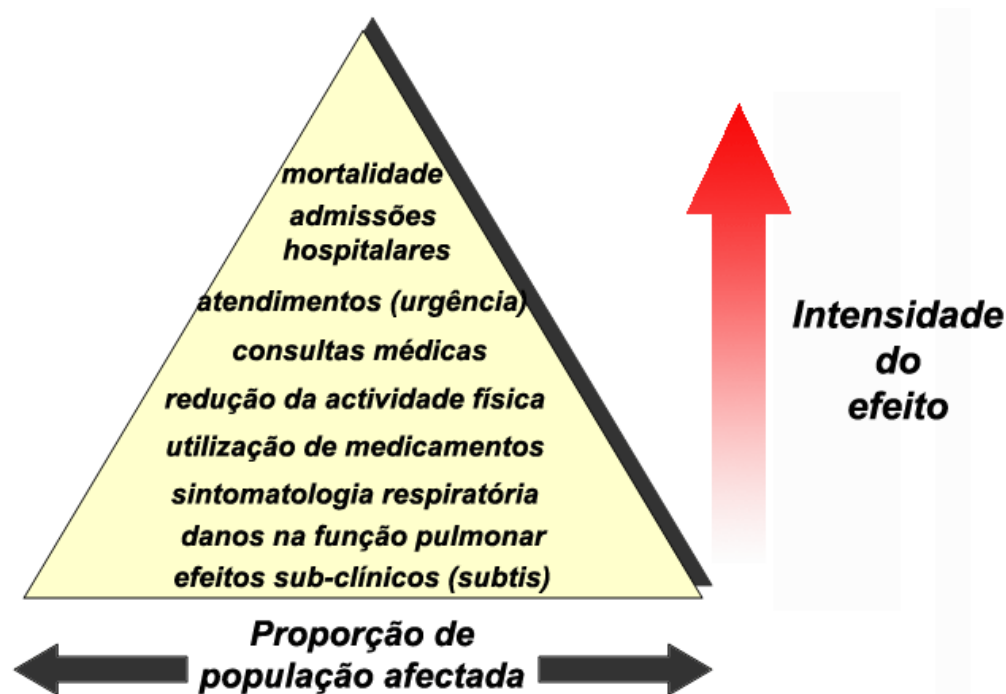


Figura 18: Pirâmide de efeitos da poluição atmosférica na saúde humana (NERAM, 2003 – adaptado)

A evidência de efeitos adversos das partículas em suspensão sobre a saúde humana tem sido encontrada quer para efeitos agudos (exposições de curto prazo) quer para efeitos crónicos (exposições de longo prazo). Em termos de magnitude dos impactes, de todos os efeitos conhecidos, os efeitos mais evidentes têm sido encontrados para a exposição de longo prazo a concentrações elevadas de partículas em suspensão (WHO, 2004).

Por outro lado, a OMS refere que as normas de qualidade do ar estão associadas ao conceito de um limiar de concentração dos poluentes atmosféricos abaixo do qual a exposição a um determinado poluente não implica efeitos significativos. Para o caso das partículas, os estudos epidemiológicos mais recentes têm sido incapazes de estabelecer um limiar desta natureza. Pelo contrário, a evidência recolhida tem consistentemente demonstrado que os efeitos ocorrem mesmo para concentrações muito baixas (WHO, 2004).

Uma selecção dos principais efeitos das partículas em suspensão é apresentada na Tabela 4.



Tabela 4: Efeitos da exposição de curto e longo prazo a partículas em suspensão atmosféricas (WHO, 2004)

EFEITOS RELACIONADOS COM EXPOSIÇÕES DE CURTO PRAZO	EFEITOS RELACIONADOS COM EXPOSIÇÕES DE LONGO PRAZO
Reações inflamatórias dos pulmões	Aumento da incidência de sintomas respiratórios associados às vias respiratórias inferiores (zona alveolar)
Sintomas respiratórios	Redução na função pulmonar em crianças
Efeitos adversos no sistema cardiovascular	Aumento de obstruções pulmonares crónicas
Aumento da utilização de medicamentos (p.ex. broncodilatadores em doentes asmáticos)	Redução na função pulmonar em adultos
Aumento das admissões hospitalares	Diminuição da esperança de vida, devido principalmente a mortalidade cardiopulmonar e, provavelmente, a cancro do pulmão
Aumento da mortalidade	

#### 2.5.4. Os estudos epidemiológicos

Os episódios agudos, já referidos anteriormente, como Donora ou Londres despertaram a comunidade científica para uma nova necessidade: a necessidade de desenvolvimento de instrumentos de avaliação dos impactes na saúde humana de concentrações como as registadas. Foram desenvolvidas análises retrospectivas desses episódios, bem como de concentrações poluentes “quotidianas” (tidas como frequentes). Grande parte destas análises centrou-se no estudo das taxas de mortalidade e de incidência de doenças respiratórias, em paralelo com o estudo das variações das concentrações de poluentes como o SO<sub>2</sub> ou as partículas (medidas como fumos negros). Os primeiros resultados destes estudos de séries temporais, obtidos nomeadamente por investigadores norte-americanos, demonstraram uma “coincidência entre as flutuações dos níveis de partículas atmosféricas e as variações nas taxas de mortalidade e de admissão hospitalar” (Lippmann, 2001). Estas evidências conduziram à primeira legislação existente sobre partículas: o *Particulate Matter Ambient Air Standard*, introduzido pela U.S. EPA em 1971 (Lippmann, 2001).

O aumento da disponibilidade e qualidade dos dados relativos ao atendimento nas unidades de saúde, bem como o advento de novas tecnologias de monitorização impulsionariam ainda mais esta evolução da epidemiologia. Como consequência, durante a década de 90, um elevado número de estudos epidemiológicos encontraram uma relação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> no ar ambiente e o número de hospitalizações e mortes devidas a doenças respiratórias e cardiovasculares (exs.: Dockery *et al.*, 1993; Pope *et al.*, 1995; Dockery e Pope, 1996). Os resultados de um destes estudos, Harvard Six Cities (Dockery *et al.*, 1993) desempenhou um papel particularmente decisivo no aumento de importância do estudo do efeito das partículas na saúde, na medida em que veio indicar que a associação entre a exposição a longo prazo à poluição atmosférica não reflectia apenas o efeito de *harvesting* (ou “deslocalização da mortalidade”), isto é uma diminuição muito curta do período de vida humano sobre parcelas de população já criticamente doente e cujas mortes seriam apenas antecipadas algumas horas como resultado de concentrações de poluentes atmosféricos elevadas (Samet e Krewski, 2003). Este tipo de resultados foi obtido igualmente num estudo envolvendo 500.000 cidadãos americanos, patrocinado pela ACS - American Cancer Society - (Pope *et al.*, 1995), dando uma notoriedade pública e importância política enorme ao estudo dos efeitos da poluição atmosférica na saúde humana.

Os estudos epidemiológicos aplicados a esta área iam-se multiplicando e diversificando; p.ex. Schwartz (1993) estudou a idade, raça e o sexo de um conjunto de não fumadores e descobriu que um aumento na exposição às concentrações de partículas estava



associada a um aumento do risco de se contrair bronquite crónica. A variedade de avaliações estendeu-se igualmente a outras doenças, tendo a US EPA (2003) criado uma base de dados para agrupar este tipo de informação. "O maior risco por unidade de concentração de partículas medidas acontece para a asma" (Lippmann, 2001). Na Europa, os estudos de séries temporais também se sucederam incidindo sobre efeitos tão diversos como tosse (p.ex. Englert *et al.*, 1998; Rudnai *et al.*, 1998; Haluszka *et al.*, 1998; van der Zee *et al.*, 1999), o uso de broncodilatadores (Nielsen *et al.*, 1998; Vondra *et al.*, 1999; van der Zee *et al.*, 1999; Clench-Aas *et al.*, 1999) e outros indicadores de morbidade, para além da mortalidade por todas as causas, da mortalidade respiratória, da mortalidade cardiovascular ou das admissões hospitalares.

Não obstante a grande quantidade de trabalho que ia sendo produzida, havia na sociedade em geral e, principalmente, no seio da comunidade científica um cepticismo substancial relativamente ao estabelecimento das relações causais entre as partículas em suspensão e os seus efeitos na saúde. Foram identificados diversos problemas na forma como os estudos eram concebidos, nomeadamente em relação aos métodos analíticos (estatísticos) utilizados e ao facto de não se controlarem outros factores passíveis de confundir os resultados das análises, como o clima (HEI, 2003). Por outro lado, dado que a composição das partículas é variada e complexa a atribuição dos efeitos a estas, em detrimento de outros poluentes também era questionada (EPA, 2004). Este enquadramento conduziu a investigação nesta área no sentido da determinação e minimização das áreas de incerteza que vinham sendo apontadas (p.ex. nos EUA a EPA congregou uma série de instituições num grupo de trabalho e iniciou o "EPA Particulate Matter Research Program" em 1997). Desenvolveram-se assim novas metodologias para aplicação em novos estudos e também para reavaliação dos estudos já existentes, especialmente ultrapassando questões metodológicas inerentes à utilização do Modelo Aditivo Generalizado (GAM, na nomenclatura anglo-saxónica, isto é *General Additive Model*), o qual assentava no estabelecimento de relações não lineares no tempo, dos dados de mortalidade e de morbidade e de variáveis meteorológicas passíveis de actuar como variáveis indutoras de ruído na análise. O problema é que os estudos recorrendo à função *gam*<sup>6</sup> (como ficou popularizada nas aplicações informáticas de tratamento estatístico) tendiam a sobrestimar a magnitude do risco da poluição atmosférica para a saúde pública (os coeficientes de risco eram sobrestimados – HEI, 2003), enquanto paralelamente o erro associado era subestimado atribuindo níveis de confiança mais elevados do que a análise implicaria (Samet *et al.*, 2002).

Um exemplo desta nova abordagem foi a reavaliação do estudo previamente citado da ACS, efectuada por Pope *et al.* em 2002, no qual foi duplicado o período de análise de 8 para 16 anos. À semelhança da "maioria dos estudos que sofreram reavaliação, as estimativas de risco tenderam a decrescer na reanálise" mas o facto do risco ser estatisticamente significativo também persistiu e, desta vez, com uma confiança associada à forma de cálculo do risco mais reconhecida (Samet *et al.*, 2003).

Nesta fase ficou igualmente claro que a epidemiologia teria de ser a metodologia de determinação, de forma consistente, dos valores a adoptar nos normativos legais, em termos de qualidade do ar. É que, para a maioria dos poluentes atmosféricos, os níveis legislados têm sido parcialmente determinados pelo conceito de "limiar abaixo do qual não existem efeitos" (NERAM, 2003), isto é, de uma concentração abaixo da qual a

---

<sup>6</sup> A função *gam* era uma das funções que fazia parte de um *software* de avaliação estatística muito popular entre os investigadores na área da epidemiologia, o S-Plus<sup>®</sup>. O objectivo desta função era o de adicionar uma linha de tendência a dados de séries temporais. O problema é que a linha de tendência adicionada pelo programa por defeito, assentava num critério de convergência efectuado por um processo iterativo que fazia com que os efeitos estimados não convergissem. O problema foi descoberto por uma equipa de investigadores norte-americanos (HEI, 2003).

exposição humana a esse poluente determinado não implicaria quaisquer efeitos. Contudo, “esse conceito tem vindo a ser abandonado, especialmente no que às partículas e ao O<sub>3</sub> diz respeito. É que os estudos epidemiológicos mais recentes, os quais têm investigado percentagens significativas de população têm, consistentemente, sido incapazes de determinar esses limiares. Pelo contrário, estes estudos têm demonstrado efeitos a concentrações muito reduzidas. Em vez de limiares, as relações ou curvas exposição-concentração para diferentes indicadores de impacto na saúde fornecem informação mais realista” (WHO, 2004).

Paralelamente, dos estudos de séries temporais centrados apenas numa cidade determinada passou-se aos estudos multi-cidades, muito mais completos dado que incorporam também comparações inter-cidades, detectando aspectos comuns entre geografias distintas. Dois exemplos deste tipo de estudos podem ser dados pelo *National Morbidity Mortality and Air Pollution Study* (NMPAS), desenvolvido pelo HEI<sup>7</sup>; bem como o estudo *Air Pollution and Health: a European Approach* (APHEIS), projecto desenvolvido na Europa com parcerias entre 25 instituições de investigação provenientes de doze países, tais como a Organização Mundial de Saúde (WHO), a Agência Europeia do Ambiente (EEA), a Comissão Europeia (JRC/EC), bem como uma série de departamentos de universidades líderes na investigação sobre ciências médicas (p.ex. membros do inglês *St George’s Hospital Medical School* ou da americana *Harvard School of Public Health*). Sobre este último projecto, mais dados são fornecidos adiante neste trabalho (subcapítulo 2.5.5 - Projecto APHEIS (Europa), pág. 2-29), visto que um modelo utilizado no âmbito do estudo APHEIS será utilizado para estimar o efeito das partículas PM<sub>10</sub> em Lisboa.

Finalmente, a crescente disponibilidade de dados relativos a PM<sub>2.5</sub> (partículas atmosféricas em suspensão que passam através de uma cabeça de amostragem com uma eficiência de corte de 50% a diâmetros aerodinâmicos de 2.5 µm) tem permitido um estudo mais detalhado desta fracção granulométrica e da sua relação com os efeitos na saúde. Diversos autores (p.ex. Dockery *et al.*, 1993; Schwartz *et al.*, 1996); constataram que esta fracção granulométrica está mais fortemente relacionada com os efeitos na saúde humana do que a fracção PM<sub>10</sub>. A Figura 19 ilustra este facto, pois apresenta valores de risco relativo para um aumento de 10 µg/m<sup>3</sup> na concentração de diversos poluentes, entre eles PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>. Como se pode ver para um mesmo aumento na concentração destes poluentes, o risco relativo associado aos diferentes indicadores de impacto na saúde utilizados (mortalidade por todas as causas, mortalidade por causas respiratórias e mortalidade por causas cardiovasculares) é sempre maior para PM<sub>2.5</sub>.

---

<sup>7</sup> HEI é o acrónimo para Health Effects Institute (Instituto para os Efeitos sobre a Saúde), instituição criada em parceria entre a EPA (Agência Norte-Americana para o Ambiente) e a indústria. O objectivo do HEI é centrado no trabalho epidemiológico sobre poluição atmosférica e em aspectos complementares, como p.ex. a quantificação de custos inerentes aos efeitos/impactes identificados.

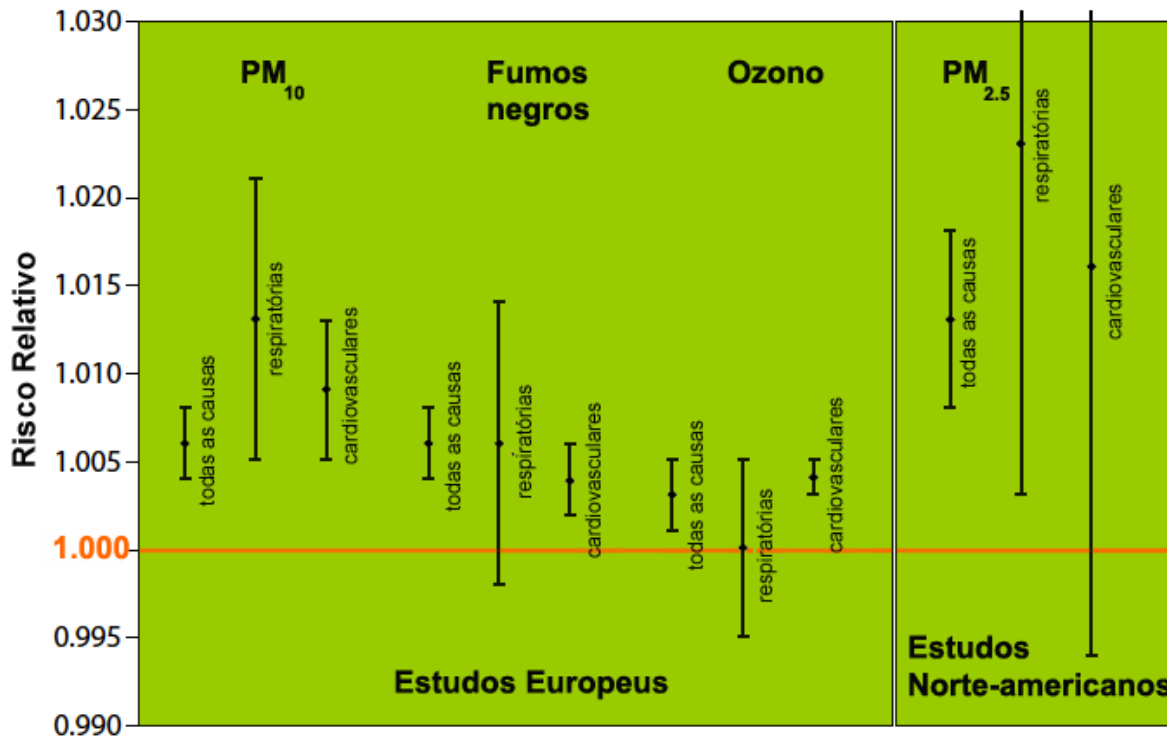


Figura 19: Riscos relativos para indicadores de impacto na saúde relacionados com o aumento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na concentração de diversos poluentes, para um intervalo de confiança de 95% (adaptado de WHO, 2004)

### 2.5.5. Projecto APHEIS (Europa)

O projecto APHEIS é um exemplo do estado da arte actual da Avaliação de Impacte na Saúde (*Health Impact Assessment*), na medida em que faz uso desta nova abordagem estatística, recorrendo a um conjunto vasto de dados pré-existentes para analisar periodicamente a relação existente entre poluição do ar e alguns indicadores de saúde (HEI, 2003). O resultado deste tipo de avaliação é obtido a partir de relações dose-resposta (ou exposição-resposta), a qual é obtida através da inclinação de uma regressão linear, e que "pode ser entendida como um aumento do risco atribuível à poluição atmosférica derivado de mudanças na exposição. As funções exposição-resposta são derivadas de um conjunto muito alargado de estudos já desenvolvidos" (APHEIS, 2004).

A metodologia da Avaliação de Impacte na Saúde (AIS) do estudo APHEIS baseou-se nas recomendações de uma publicação da OMS de 2001 ("*WHO Guidelines on the Assessment and Use of Epidemiological Evidence for Environmental Health Risk Assessment*"). Sucintamente a metodologia assenta nos seguintes passos (APHEIS, 2004):

1. **Especificação da exposição.** Deve seleccionar-se o indicador de exposição, tendo em atenção a escala temporal (tempos de integração e duração). A distribuição da exposição na população-alvo nos estudos epidemiológicos utilizados para derivar as funções exposição-resposta deverá ser coerente. A magnitude do impacte depende do nível e gama de exposição para o qual a AIS irá estimar o número de casos. A escolha de um nível de referência pode considerar dados epidemiológicos ou outros relativos p.ex. à concentração de fundo local. Se os níveis de exposição na população-alvo estiverem fora das

gamas para as quais se referem os estudos será necessário determinar se as funções exposição-resposta deverão/poderão ser extrapoladas.

2. **Definição apropriada dos indicadores de impacto na saúde.** Deve seleccionar-se o indicador de impacto sobre a saúde, frequentemente determinado pela disponibilidade e qualidade dos dados de saúde existentes. Em grande parte dos casos, a AIS deve ser avaliada separadamente para cada indicador de impacto na saúde existente (p.ex. mortalidade por todas as causas, mortalidade respiratória, mortalidade cardiovascular, atendimento hospitalar em urgência, ...).
3. **Especificação da relação dose (exposição)-resposta.** As funções (ou curvas) dose-resposta são o elemento epidemiológico central da AIS. Estas funções podem ser obtidas através de dados experimentais ou através de meta-análises<sup>8</sup> já publicadas.
4. **Derivação das frequências medidas na população-base para os indicadores de impacto na saúde considerados.** O objectivo deste passo consiste na quantificação da prevalência ou incidência dos indicadores de impacto na saúde considerados. Preferencialmente, esta informação deve ser obtida a partir da população-alvo para a qual a AIS será efectuada.
5. **Cálculo do número de casos.** O cálculo do número de casos partirá da assumpção que a exposição causa o indicador de impacto na saúde seleccionado, baseando-se na distribuição da exposição na população-alvo, nas estimativas das funções epidemiológicas exposição-resposta e na frequência observada do indicador de saúde no seio da população.

### 2.5.5.1. Modelos AirQ e PSAS-9

Utilizando parte do trabalho desenvolvido no estudo APHEIS, a OMS desenvolveu um modelo de exposição que recorre à base de dados de elementos que foram compilados ao longo desse trabalho (elementos como: funções exposição-resposta ou concentrações relativas à qualidade do ar, nomeadamente PM<sub>10</sub>, específicos para algumas cidades europeias). Esse programa chama-se AirQ.

O módulo "tabelas de vida" ("*life tables*") da aplicação calcula os efeitos na saúde derivados de alterações na exposição a longo prazo à poluição atmosférica. A avaliação recorre à evidência gerada por estudos de coortes<sup>9</sup> que mostram o aumento do risco de mortalidade de populações que vivem em áreas com concentrações médias de longo prazo (p.ex. médias anuais de PM<sub>10</sub>) superiores à média das concentrações desse poluente para a Europa. A premissa básica para esta metodologia é a de que as estimativas de riscos relativos e as funções exposição-resposta estimadas em diversos estudos epidemiológicos podem ser aplicadas à população-alvo (aquela para a qual se quer fazer a AIS). A estrutura etária da população e dados de mortalidade por categorias de idade são utilizados de forma a estimar o número de sobreviventes e o número de

<sup>8</sup> meta-análise – prática estatística de combinar resultados provenientes de um conjunto de estudos. As meta-análises definem um conjunto de técnicas sistemáticas para resolver aparentes contradições em resultados de investigação, tornando diferentes estudos comparáveis entre si (<http://encyclopedia.laborlawtalk.com/>). Foi o que a OMS fez quando compilou no seu documento "Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O<sub>3</sub>)" (OMS, 2004) um conjunto de séries temporais de estudos epidemiológicos, provenientes de diferentes países, de diferentes autores e com metodologias diferentes.

<sup>9</sup> coorte – designa um grupo de sujeitos, normalmente um conjunto de pessoas de uma dada população definidas por uma condição relativa à sua data de nascimento. Por exemplo os homens nascidos no ano de 1950 formam uma coorte específica, da qual se pode estudar o estado de saúde ou a mortalidade (adaptado de (<http://encyclopedia.laborlawtalk.com/>))

“mortes prematuras” (antecipadas por efeito das concentrações elevadas de poluentes atmosféricos) em cada classe etária em anos futuros. A diferença entre as funções de sobrevivência da população em risco devido ao aumento de poluição e a população sem esse risco permite o cálculo de diversos parâmetros de impacto, tais como: redução da esperança de vida por níveis etários, perda de anos de vida expectáveis devido a mortes “prematuras” num ano ou anos de vida perdidos durante todo o período de acompanhamento de uma determinada população devido ao factor de risco.

Por outro lado, o programa tem outro módulo apto a estimar os efeitos na saúde humana devidos a alterações de curto prazo na qualidade do ar, recorrendo neste caso a estudos de séries temporais.

O programa AirQ pode calcular os parâmetros referidos com base em dados de mortalidade relativos a todas as causas de morte ou recorrendo a dados específicos, tais como elementos relativos à doença cardiovascular ou ao número de casos de cancro do pulmão. O utilizador pode introduzir coeficientes de risco experimentais (caso tenha estes elementos, que podem ser obtidos experimentalmente) ou utilizar coeficientes de risco existentes por defeito (introduzidos pela OMS com base em diversos estudos já publicados – p.ex. para o caso dos coeficientes de risco para  $PM_{2.5}$  o modelo recorre ao estudo de cortes desenvolvido pela *American Cancer Society* (Pope *et al.*, 2002)).

Quanto maior for a importância relativa de uma determinada causa (p.ex.  $PM_{10}$ ) sobre um indicador (p.ex. a mortalidade), maior será a diferença entre o valor desse indicador calculado para o cenário de base e um cenário hipotético em que se eliminaria essa causa particular. O estudo APHEIS “assume a mesma redução proporcional de um determinado indicador em cada grupo etário (idade > 30 anos), sendo calculada a taxa desse indicador no cenário de base através da divisão das taxas medidas pelos correspondentes riscos relativos” (APHEIS, 2004).

No âmbito do contributo de investigadores franceses para o estudo APHEIS, o Instituto Nacional de Vigilância da Saúde Pública francês (*Institut de Veille Sanitaire*) desenvolveu um programa para o cálculo do número de óbitos atribuíveis à poluição atmosférica. Este programa denominado PSAS-9 permite o cálculo do número de óbitos, tendo por base diversos indicadores de mortalidade (casos de morte) e de morbilidade (casos de doença), tais como: número de óbitos registado por todas as causas de mortalidade, número de óbitos registado por causas cardiovasculares ou número de admissões hospitalares por doença cardiovascular.

A utilização deste programa requer igualmente a introdução de estatísticas relacionadas com a avaliação da qualidade do ar, tais como as concentrações de base diária, as médias anuais ou as médias de Verão e de Inverno. Estes dados de entrada necessários à utilização do modelo serão detalhados numa fase posterior deste documento, na medida em que será testada a aplicação do *software* PSAS-9 para a população da cidade de Lisboa e para o ano de 2001, último ano para o qual foram publicados dados relativos à mortalidade em Portugal (ver subcapítulo 4.4.2 - Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas), pág. 4-35).

### **2.5.6. Algumas áreas de investigação futura sobre os efeitos das partículas na saúde humana**

Em 2002, foi criada a AIRNET, rede europeia que tem como objectivo “estabelecer bases para uma política de saúde pública que vise a melhoria da qualidade do ar na Europa e que desenvolva alguns mecanismos necessários para atingir esse objectivo” (sítio AIRNET, acedido em Novembro de 2004). Esta rede integra especialistas na área da saúde mas também sobre a monitorização e avaliação da poluição atmosférica, os quais

recentemente identificaram algumas das prioridades de investigação para futuros anos (NERAM, 2003). Entre estas prioridades contam-se quatro questões a que se procura dar resposta, as quais são particularmente interessantes para este trabalho:

1. **Medições no exterior versus exposição humana.** Qual é a relação entre as concentrações de partículas medidas no exterior, nomeadamente em estações de monitorização da qualidade do ar e a exposição pessoal a que os indivíduos estão expostos? Qual a melhor forma de avaliar a contribuição das concentrações no exterior para a exposição pessoal?
2. **Componentes tóxicos que determinam os efeitos.** Quais são os componentes biologicamente relevantes na mistura que constitui as partículas que determinam a relação observada entre efeitos e concentrações, especialmente sobre grupos de risco?
3. **Análises estatísticas.** Em que medida a escolha do método estatístico de análise dos dados influencia as estimativas de risco, bem como a medição do erro associado? Um exemplo desta influência pode ser dado pelo critério de convergência do Modelo Aditivo Generalizado, o qual pode determinar sobreavaliações do risco relativo associado à exposição a um determinado poluente (tal como previamente abordado).
4. **Disponibilidade de dados.** Existe a clara necessidade de aumentar as séries de dados de monitorização da qualidade do ar e a sua representatividade, por forma a que os modelos incorporem séries longas que contribuam para a confiança nas metodologias utilizadas.

De igual forma a EPA, no seu relatório "*Particulate Matter Research Program: 5 Years of Progress*" (2004) estabeleceu algumas das direcções que o programa de investigação sobre partículas norte-americano trilhará nos próximos anos. "Estudos de exposição, conjuntamente com medição de indicadores de impacte na saúde, irão permitir a continuação da investigação das relações entre os efeitos na saúde humana e as exposições ambientais e não ambientais (no interior de edifícios), bem como entre as concentrações ambientes (no exterior) e a exposição pessoal. Simulações estatísticas serão usadas para investigar quantitativamente o efeito da variabilidade espacial nas estimativas de risco para a saúde. Finalmente, a introdução de dados específicos por cidade em modelos de risco (p.ex. características das habitações e padrões de actividade humana), irá permitir a análise da variabilidade cidade a cidade em função dos tempos relativos que são passados pelos indivíduos no exterior e no interior.

### 3. OBJECTIVOS

Os objectivos deste trabalho pretendem ir ao encontro de algumas das necessidades/lacunas que a investigação produzida na área dos efeitos na saúde humana das partículas em suspensão na atmosfera têm identificado. Alguns dos principais problemas, citados pela OMS (WHO, 2004) e/ou pela rede AIRNET (NERAM, 2003) e/ou pelo grupo que desenvolveu o estudo APHEIS (APHEIS, 2004), têm sido:

- a escassez de dados de séries temporais mais longas;
- a difícil comparabilidade dos dados de monitorização do ar ambiente, devido à utilização de diferentes metodologias de medição, carecendo os métodos automáticos (p.ex. absorção de radiação beta ou TEOM) de um factor de harmonização que “tem como objectivo compensar perda de material particulado volátil, a qual ocorre especialmente devido ao pré-aquecimento da cabeça de amostragem” (DEFRA, 2003);
- a representatividade das estações utilizadas nas avaliações cidade a cidade;
- a representatividade da avaliação ser efectuada com base em concentrações medidas no exterior, dado que grande parte da população “especialmente crianças passam cerca de 90% do seu dia em ambientes interiores” (EC/TWGRH, 2004);

Este trabalho não visa uma resposta exaustiva a estas questões mas procura caracterizar, para a cidade de Lisboa, alguns destes aspectos, tais como:

- a composição química do material particulado recolhido numa localização de fundo em Lisboa durante o ano de 2003;
- a identificação e quantificação das fontes poluentes presentes nas amostras de aerossol citadas anteriormente;
- a avaliação dos dados provenientes da rede de monitorização relativos a partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) para o período 2001-2003 (último ano de dados validados, à data de escrita deste relatório final), permitindo uma análise de conformidade com a legislação de partículas  $PM_{10}$  em vigor (Dec-Lei n.º 111/2002) e uma análise prévia das implicações do cumprimento da aplicação da 2ª fase dos valores-limite para  $PM_{10}$ ;
- a análise da distribuição das concentrações de  $PM_{10}$  na cidade;
- o estabelecimento dos rácios existentes entre diferentes granulometrias ( $PM_{10}$  versus  $PM_{2,5}$ ), os quais (como se verá) terão também influência no processo de revisão da legislação sobre partículas;
- uma avaliação da relação existente entre exposição pessoal e medições no exterior (ar ambiente) e em ambientes interiores.

Todos os aspectos indicados anteriormente servirão para uma caracterização das concentrações de partículas na cidade de Lisboa, bem como para exemplificar algum do trabalho que poderia passar a ser feito numa base regular. Em consequência, esta avaliação é complementada por um conjunto de recomendações para a monitorização futura das partículas no ar ambiente e para a recolha sistemática de indicadores de saúde.

Finalmente, é também objectivo deste trabalho aplicar o modelo PSAS-9 ao ano de 2001 para a cidade de Lisboa. O objectivo é o de exemplificar o tipo de resultados que a Avaliação do Impacte na Saúde (AIS), abordada de forma sistemática, poderá fornecer, ilustrando a sua importância em termos de política de gestão do recurso ar e de gestão do sector da saúde.



### 3.1. Âmbito

#### 3.1.1. Área de estudo

Este estudo é desenvolvido para uma escala espacial definida pelos limites físicos da cidade de Lisboa. Deste modo, todas as campanhas de medição que foram efectuadas e que serão descritas em pontos seguintes referem-se a diferentes localizações dentro da cidade. A excepção a este quadro consiste na utilização de amostras de aerossol recolhidas e analisadas pelo Laboratório de Referência do Instituto do Ambiente em Alfragide, concelho da Amadora.

Entendeu-se que a não inclusão da avaliação efectuada a estas amostras de aerossol empobreceria a integração de diferentes tipos de dados relativos a partículas e ao seu potencial efeito na saúde. A grande proximidade entre o sítio de recolha em Alfragide e os limites físicos de Lisboa, bem como o facto das características entre o fundo urbano em Alfragide e o fundo urbano de Lisboa serem similares e dominados pelas fontes móveis como fonte preponderante (Ferreira *et al.*, 2000) deu mais consistência à decisão de integrar estes elementos.

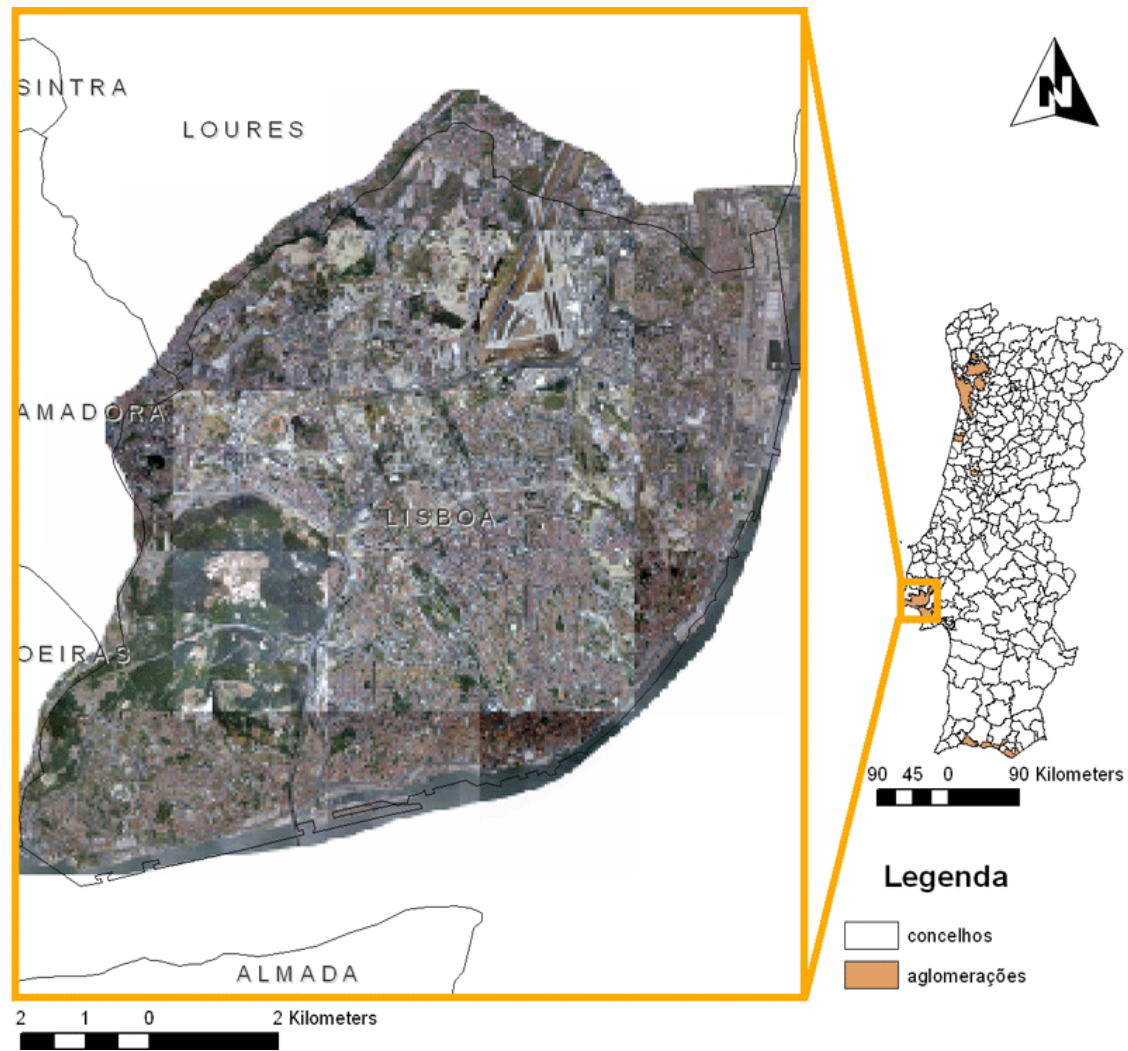


Figura 20: Limites espaciais da área em estudo



### 3.1.2. Abrangência temporal do estudo

A escala temporal do estudo baseia-se no horizonte temporal de aplicação do enquadramento legislativo introduzido pela Directiva n.º 1996/62/CE (Directiva-Quadro). Deste modo, o período sobre o qual incide o estudo vai de 2001 ao momento presente (2005). Mais uma vez, o condicionamento é introduzido pela disponibilidade de dados existente. Em termos de dados de qualidade do ar, a análise de séries temporais é desenvolvida para o período 2001 a 2003 (último ano de dados validados disponível em tempo útil), inclusive. Outros elementos relacionados com a avaliação da qualidade do ar, tais como a análise da distribuição das concentrações de  $PM_{10}$  na cidade, a avaliação de níveis máximos de  $PM_{10}$  em Lisboa e a comparação entre medições no interior, medições no exterior (ar ambiente) e exposição pessoal foram desenvolvidos no decorrer de 2004 e 2005.

A disponibilidade de dados relativos aos indicadores de saúde determinou o ano de aplicação do modelo de impacte de partículas sobre a saúde humana, PSAS-9, para Lisboa. Dado que o último ano de dados de mortalidade, discriminados por idade e por sexo, publicados se refere a 2001, foi este o ano adoptado para a avaliação do impacte de diferentes concentrações de partículas ( $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$ ) sobre a saúde da população residente em Lisboa.

## 3.2. Motivação

A ausência de estudos que enquadrem a avaliação das concentrações de partículas em suspensão com a área dos seus efeitos na saúde humana para a cidade de Lisboa foi a principal motivação para a escolha de um trabalho multidisciplinar. O fio condutor deste assenta na tentativa de preenchimento de algumas das lacunas que a investigação recente sobre efeitos na saúde humana das partículas em suspensão atmosféricas tem vindo a identificar.

Em Portugal, não obstante alguma aparente prioridade político-institucional dada à associação entre Ambiente e Saúde (patente na publicação a 11 de Janeiro de 2005 do Despacho conjunto n.º 38/2005, o qual cria um grupo de trabalho com o objectivo de elaborar o projecto do Plano de Ambiente/Saúde 2005/2010), ainda não se conhece trabalho produzido nesta área nem áreas estratégicas prioritárias nesta matéria. Pelo contrário, ao nível da UE a colaboração contínua e progressivamente abrangente com a OMS, que se iniciou nos anos 80 aquando dos documentos preparatórios da revisão legislativa introduzida pela adopção da Directiva-Quadro e directivas-“filhas” posteriores, bem como a definição de grupos de trabalho no Plano de Acção Europeu Ambiente e Saúde 2004-2010 (COM (2004) 416 final, de 9 de Junho), indica que a estratégia da CE está bem definida. Entre os objectivos deste último plano contam-se acções como “desenvolver indicadores de saúde ambiental” e “desenvolver a monitorização integrada do ambiente, por forma a possibilitar a determinação da exposição humana relevante”. Assim sendo a investigação que possa ser feita nesta área servirá dois objectivos paralelos mas complementares:

- A revisão do enquadramento legislativo sobre qualidade do ar ambiente, mormente a revisão da Directiva n.º 1999/30/CE, o que deverá conduzir a que a situação específica de Portugal seja reflectida no documento final e, por conseguinte, na futura legislação sobre partículas em suspensão atmosféricas.
- A necessidade de, no âmbito do Plano de Acção Europeu Ambiente e Saúde, contribuir com informação que possibilite a redução de riscos importante para a saúde, através de medidas custo-eficazes (isto é, com menores custos conseguir maiores

ganhos, em termos de redução da concentração de partículas em suspensão e, por conseguinte, maiores ganhos em termos de indicadores de saúde e de qualidade de vida). Um exemplo de uma medida desta natureza nos últimos anos pode ser dada pela eliminação progressiva dos teores de chumbo na gasolina, os quais permitiram a redução drástica do risco de exposição a este poluente, especialmente importante para um grupo de risco - as crianças. Todavia esse risco só foi reduzido após ter sido objecto de estudo, para que se percebesse onde seria mais eficaz intervir. É esta a estratégia fundamental para a melhoria da qualidade de vida que deverá ser generalizada.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Conceito

Este trabalho pretende ser multidisciplinar, na medida em que é constituído por diversas componentes diferenciadas, cujo fio condutor consistiu no estudo das partículas em suspensão atmosféricas na cidade de Lisboa, a saber:

1. **COMPONENTE EXPERIMENTAL** – Foram desenvolvidas campanhas de medição de partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) com o objectivo de disponibilizar elementos de que não se dispunha. Podem ser englobadas nesta componente a campanha urbana de fundo desenvolvida em Lisboa (ver “Distribuição de concentrações de fundo”, pág. 4-2); a campanha de medição paralela em ar interior e em ar exterior (ver “Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior”, pág. 4-8); a campanha de medição em *hotspots* em Lisboa (ver “Avaliação de concentrações máximas”, pág. 4-11) ou a campanha de avaliação da exposição pessoal (ver “Avaliação da exposição pessoal”, pág. 4-16).
2. **COMPONENTE DE TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS** – Para além do tratamento estatístico efectuado aos dados anteriores, em particular a aplicação de algoritmos de interpolação às concentrações de  $PM_{10}$  obtidas para o fundo urbano em Lisboa, recorreu-se a dados da rede de monitorização da qualidade do ar de Lisboa e Vale do Tejo. Estes dados, fornecidos pela CCDRLVT, permitem estabelecer uma escala temporal alargada e caracterizadora das concentrações de partículas (especialmente  $PM_{10}$ , fracção medida há mais tempo) na cidade. Permitem igualmente avaliar a representatividade das concentrações obtidas no decurso das diferentes campanhas realizadas, possibilitando a sua inserção neste contexto temporal mais alargado.
3. **COMPONENTE DE MODELAÇÃO** – A introdução da composição química das partículas nesta reflexão tornava-se necessária dada a sua crescente importância no âmbito da avaliação do efeito das partículas na saúde humana. Neste contexto, foram aplicados alguns modelos no receptor à composição química de um conjunto de amostras de aerossol existente no IA, obtendo-se um modelo estatístico descritor da composição das partículas ( $PM_{10}$ ) na cidade de Lisboa. Por outro lado, dado que um dos objectivos é o de quantificar o impacto das partículas em suspensão na saúde humana recorreu-se a outro modelo: o modelo PSAS-9, desenvolvido pelo Instituto de Vigilância da Saúde Pública francês em cooperação com a OMS no seio do estudo APHEIS, o qual tem por base estudos toxicológicos e epidemiológicos. A selecção deste modelo prende-se com o facto de ter sido desenvolvido com o objectivo de permitir comparações entre diferentes países na Europa, para além de reflectir nas curvas de exposição-resposta inerentes bastantes casos europeus, visto que o desenvolvimento do modelo se enquadrou num projecto europeu de quantificação de efeitos da poluição atmosférica. Por outro lado, este será um dos elementos a ter em linha de conta no processo de revisão da legislação sobre partículas na UE.

A Figura 21 tem como objectivo apresentar esquematicamente a metodologia adoptada e os pontos de contacto entre as diferentes vertentes desenvolvidas.

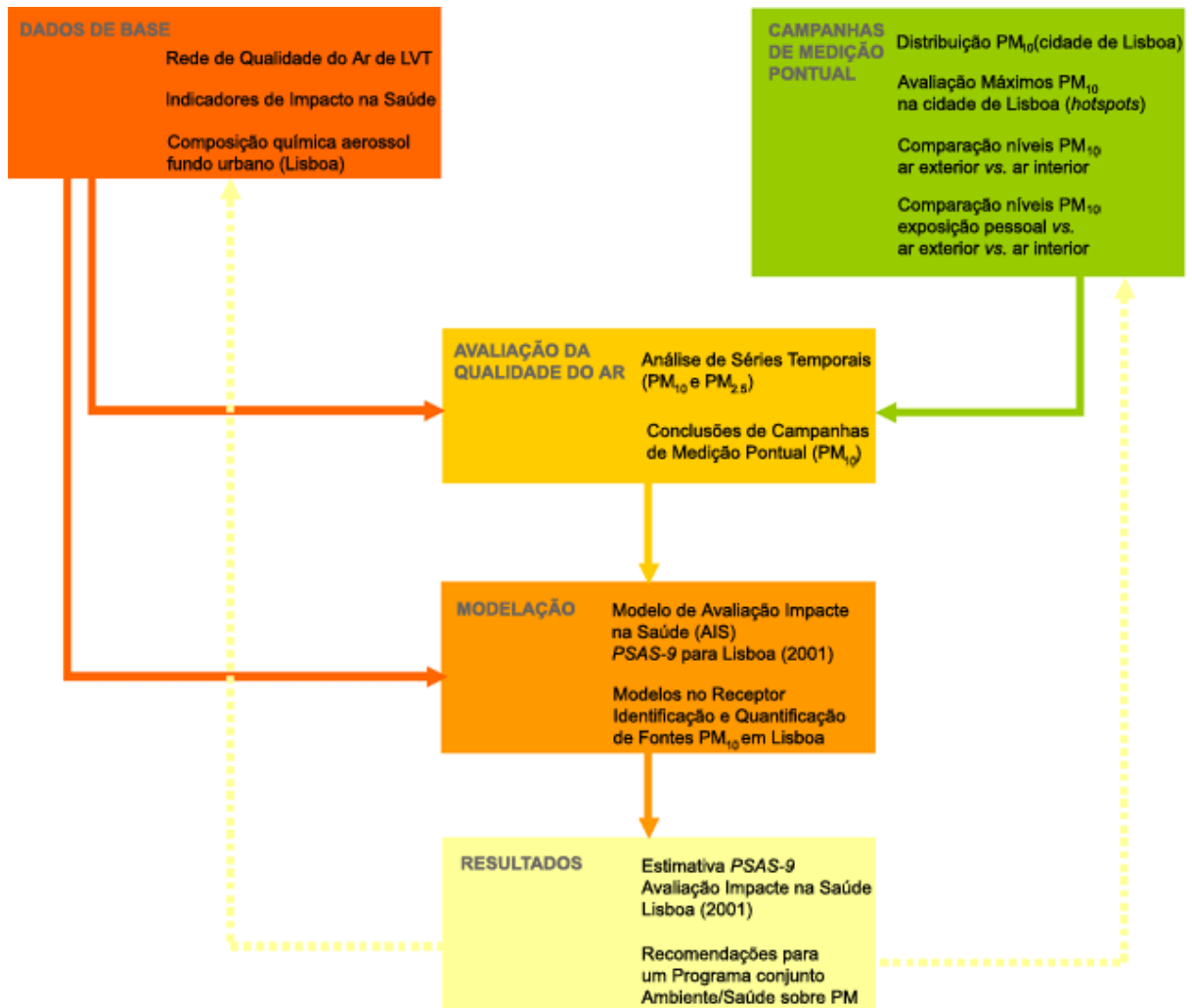


Figura 21: Esquema gráfico da metodologia multidisciplinar adoptada

## 4.2. Campanhas de Medição Pontual de Partículas

### 4.2.1. Distribuição de concentrações de fundo

A campanha de medição das concentrações de fundo teve como objectivo a determinação da distribuição de partículas em suspensão ( $PM_{10}$ ) no interior da cidade de Lisboa. A selecção de localizações de fundo está relacionada com o objectivo de cobrir uma área de representatividade tão vasta quanto possível, indo de encontro aos critérios EUROAIRNET para a caracterização de locais de fundo (Larssen *et al.*, 1999). A necessidade de utilizar locais tão representativos quanto possível deriva do facto dos resultados serem produzidos sob a forma de mapas de interpolação, cujo objectivo é avaliar os níveis de exposição a que a população que vive e trabalha em Lisboa está exposta. Do ponto de vista de avaliação do impacte das concentrações de  $PM_{10}$  sobre a saúde humana, à luz da Directiva n.º 1999/30/CE, existem directrizes no sentido da escolha deste tipo de locais (DEFRA, 2003). Estas estiveram presentes na selecção dos locais utilizados neste estudo, nomeadamente critérios de localização em micro-escala, tal como a altura da entrada da sonda, a qual "deve estar a uma distância entre 1,5 m

(zona de admissão) e 4 m do solo, podendo ser necessário, nalguns casos, instalá-la em posições mais elevadas (até cerca de 8 m), se a estação for representativa de uma vasta área” (Directiva n.º 1999/30/CE).

**Tabela 5: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de distribuição de concentrações de PM<sub>10</sub>**

Duração da campanha	5 dias (07/Fev/2004 – 11/Fev/2004)
Período de integração de cada medição	24 h
Número de pontos de amostragem	11
Equipamento utilizado	
Método	Gravimétrico (Amostrador de Baixo Volume de referência, norma EN 12341)
Material filtrante	Filtros de quartzo Schleicher&Schuell®, circulares de 47 mm de diâmetro
Marca	Derenda®
Modelo	LVS 3.1

#### **4.2.1.1. Locais de amostragem**

As localizações seleccionadas para amostragem encontram-se indicadas na Tabela 6, estando representadas na Figura 22.

Tabela 6: Pontos de amostragem seleccionados (campanha de distribuição de concentrações de PM<sub>10</sub>)

Designação (Figura 22)	Coordenadas (WGS84)	
	Latitude	Longitude
Alvalade	38° 45' 24.41"	-9° 8' 25,39"
Beato	38° 44' 0.01"	-9° 6' 48.98"
Belém	38° 41' 53.59"	-9° 12' 4.60"
Campo de Ourique	38° 43' 7.28"	-9° 9' 49.31"
Castelo	38° 42' 40.81"	-9° 7' 54.78"
Chelas	38° 45' 10.82"	-9° 6' 43.2"
Lumiar	38° 46' 19,19"	-9° 9' 38.9"
Monsanto	38° 43' 33.61"	-9° 11' 49.33"
Telheiras	38° 45' 47.40"	-9° 10' 45.50"
Serafina	38° 44' 2.49"	-9° 10' 17,68"
Olivais (EMQA CCDRLVT*)	38° 46' 11.99"	-9° 6' 25.98"

\* EMQA CCDRLVT – estação de monitorização da qualidade do ar, gerida pela CCDRLVT

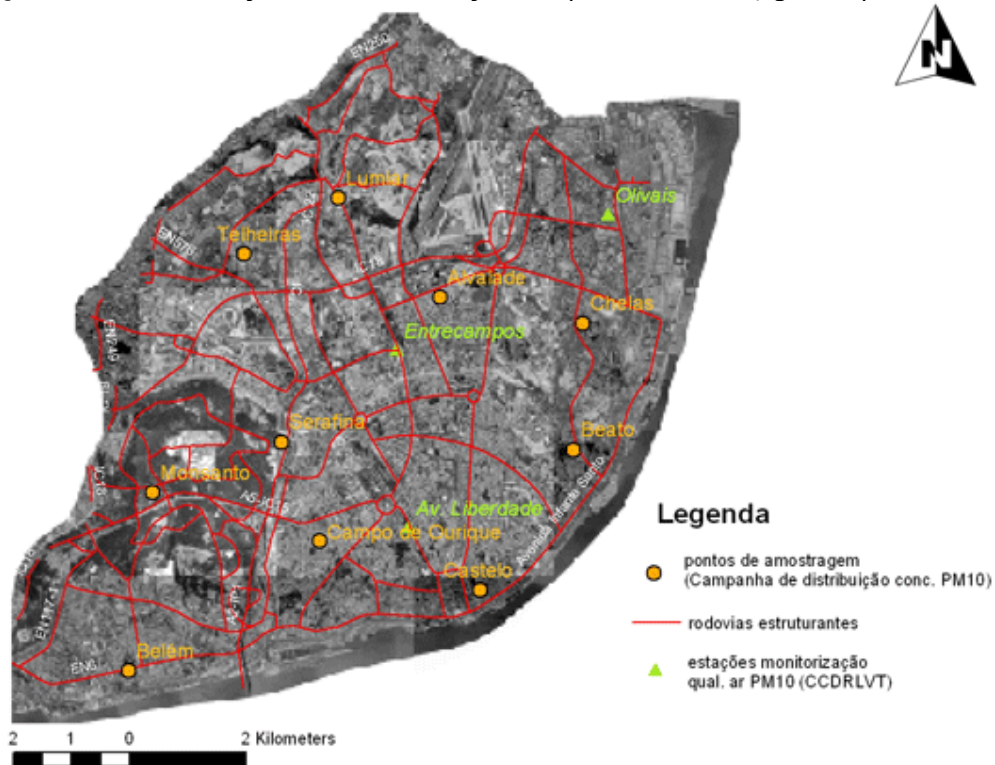


Figura 22: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de distribuição de concentrações de PM<sub>10</sub>



A Figura 23 apresenta um exemplo de uma das localizações escolhidas, no caso o Palácio de Belém, residência oficial do Presidente da República Portuguesa.



**Figura 23: Amostrador colocado em Belém (Palácio de Belém) no âmbito desta campanha de medição**

Deve dizer-se que, em alguns casos, foram colocados amostradores em locais referidos como estações de monitorização da qualidade do ar ao longo das três campanhas desenvolvidas mas que estes casos se referem a estações que não dispõem de medição de  $PM_{10}$ , como no caso da estação do Beato ilustrado de seguida (Figura 24). O mesmo ocorrerá para a estação de Chelas.



**Figura 24: Amostrador colocado no Beato (topo da estação de monitorização da qualidade do ar do Beato) no âmbito desta campanha de medição**

Em anexo encontram-se fotografias das restantes localizações seleccionadas para esta campanha de medição.

#### 4.2.1.2. Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>

Nas três campanhas de medição de partículas PM<sub>10</sub> desenvolvidas na cidade de Lisboa (campanha de distribuição de PM<sub>10</sub>, campanha de comparação de concentrações no interior e no exterior e campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub>) recorreu-se ao método de referência EN 12341 para a amostragem e medição para a fracção PM<sub>10</sub> de partículas em suspensão. Nas campanhas subsequentes o método utilizado não voltará a ser descrito, visto que essa descrição seria redundante.

Como já descrito anteriormente, “o princípio de medição é baseado na recolha num filtro da fracção PM<sub>10</sub> das partículas em suspensão no ar e determinação da massa gravimétrica” (Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril). O material filtrante utilizado consistiu em filtros de quartzo Schleicher&Schuell®, circulares de 47 mm de diâmetro. A Figura 25 apresenta o amostrador utilizado, Derenda® LVS 3.1, o qual tem uma geometria que vai ao encontro das especificações de concepção de um amostrador de referência de baixo volume (ver Métodos de medição, pág. 2-13), na medida em que o caudal de amostragem é de 2.3 m<sup>3</sup>/h.

Todos os caudais dos amostradores utilizados foram calibrados, recorrendo a um calibrador, marca *Rupprecht & Patashnick*® modelo *Streamline FTS*, no início de cada campanha de amostragem.



Figura 25: Amostrador de partículas em suspensão Derenda® LVS 3.1 (Derenda, 2004)

O esquema de funcionamento deste amostrador, bem como a identificação das suas partes constituintes pode ser observado na Figura 26. O amostrador tem a capacidade de fornecer os dados relativos ao volume amostrado já corrigidos para uma pressão e temperatura de referência, na medida em que estes parâmetros são lidos junto à cabeça de amostragem, sendo processados por uma unidade interna (designada por “controlador  $\mu$ ” na Figura 26). As concentrações reportam-se a uma temperatura de 20°C.



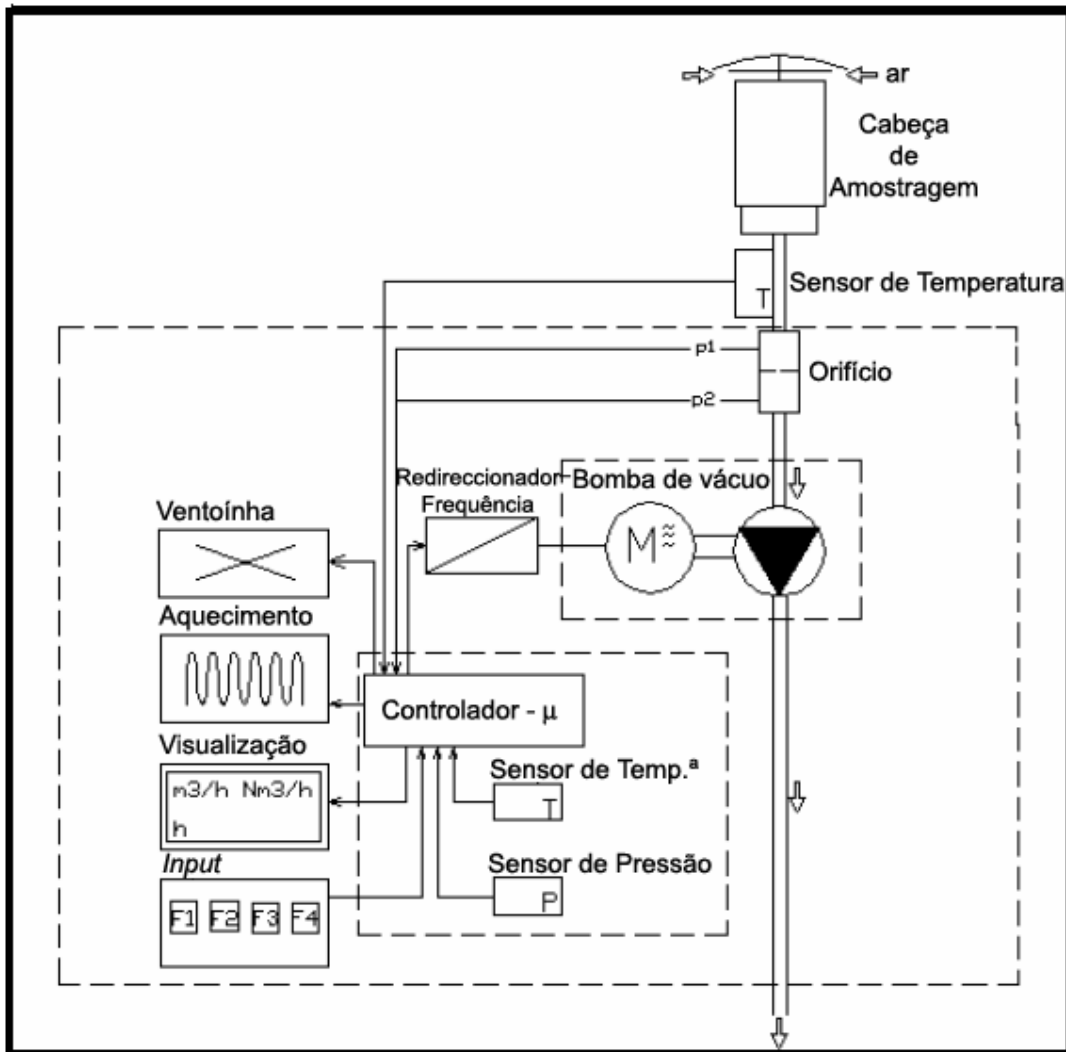


Figura 26: Diagrama dos elementos constituintes do amostrador utilizado (adaptado de Derenda, 2004)

Para a determinação gravimétrica da massa foi utilizada uma balança Mettler® AE240, cujo erro de leitura é de 0.01 mg. A balança havia sido calibrada cerca de 1 mês antes (16/12/2003). O laboratório utilizado para as pesagens foi o laboratório da CCDRLVT, sito na Avenida Almirante Gago Coutinho. Utilizou-se um termómetro Precision® com erro de  $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$  para acompanhamento da temperatura na sala onde se mantinham os filtros, não tendo sido possível todavia ter uma leitura sistemática deste parâmetro. A sala não dispunha de qualquer regulador de humidade.

#### 4.2.1.3. Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado

O controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado foi integrado na inter-comparação efectuada aquando da campanha de avaliação de concentrações máximas. Este procedimento encontra-se sucintamente descrito na pág. 4-15).

#### 4.2.2. Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior

A campanha de medição de comparação entre concentrações de PM<sub>10</sub> no exterior (ar ambiente) e em diversos locais interiores (ambientes confinados) teve como objectivo a comparação entre estes dois tipos de ambientes. Foram escolhidos locais tipo, onde as pessoas tendem a passar parte significativa do seu tempo, à semelhança da monitorização efectuada no decorrer do projecto People Lisboa (Tente *et al.*, 2003), projecto que se centrou na avaliação dos níveis de benzeno na cidade. Deste modo, mediram-se as concentrações de PM<sub>10</sub> em locais como: um café, um consultório médico, uma escola, uma área de serviços onde fumar era permitido, uma área de serviços onde fumar era proibido, uma residência onde não se fumava e, finalmente, uma outra residência com fumadores. Houve a preocupação de classificar o local relativamente a fontes na proximidade. Nos ambientes interiores procurou-se avaliar a presença de fontes de partículas, tais como a presença de fumo de tabaco ou a existência de actividades interiores de limpeza (p.ex. aspiração do local onde decorreram as medições). Esta selecção visou possibilitar uma interpretação mais realista dos resultados obtidos. Na Tabela 7 apresentam-se os parâmetros caracterizadores desta campanha de medição.

Tabela 7: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha interior *versus* exterior

Duração da campanha	7 dias (22/Jan/2004 – 28/Jan/2004)
Período de integração de cada medição	24 h
Número de pontos de amostragem	11
Equipamento utilizado	
Método	Gravimétrico (Amostrador de Baixo Volume de referência, norma EN 12341)
Material filtrante	Filtros de quartzo Schleicher&Schuell®, circulares de 47 mm de diâmetro
Marca	Derenda®
Modelo	LVS 3.1

##### 4.2.2.1. Locais de amostragem

Os locais seleccionados para amostragem encontram-se indicados na Tabela 8, estando representados na Figura 27.

Tabela 8: Pontos de amostragem seleccionados (campanha interior versus exterior)

Designação (Figura 27)	Coordenadas (WGS84)	
	Latitude	Longitude
A in	38° 41' 43.40"	-9° 12' 30.73"
A out	38° 41' 46.11"	-9° 12' 28.57"
B in	38° 42' 59.28"	-9° 8' 35.02"
B out (EMQA* Av. Liberdade)	38° 43' 16.01"	-9° 8' 45.98"
C in	38° 43' 32.71"	-9° 11' 48.98"
C out	38° 43' 33.61"	-9° 11' 49.33"
D in	38° 45' 46.59"	-9° 10' 45.45"
D out	38° 45' 47.40"	-9° 10' 45.50"
E in	38° 44' 56.30"	-9° 9' 6.28"
E out (EMQA* Entrecampos)	38° 44' 54.99"	-9° 8' 55.99"
F in	38° 46' 14.71"	-9° 6' 30.08"
F out (EMQA* Olivais)	38° 46' 11.99"	-9° 6' 25.98"
G out	38° 43' 23.47"	-9° 7' 49.00"
G in	38° 43' 23.21"	-9° 7' 49.41"

\* EMQA CCDRLVT – estação de monitorização da qualidade do ar, gerida pela CCDRLVT



**Figura 27: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha interior versus exterior**

De destacar o facto de, dada a inexistência de um maior número de amostradores, se ter recorrido em alguns casos a uma comparação entre as concentrações medidas pelas estações de monitorização da qualidade do ar (geridas pela CCDRLVT) e amostradores colocados em locais interiores na proximidade. É este o exemplo da utilização da estação de monitorização da qualidade do ar da Avenida da Liberdade, de Entrecampos e dos Olivais. Refira-se que neste último caso o amostrador interior foi colocado no interior da Escola Secundária Professor Herculano de Carvalho (Figura 28), onde se localiza a estação de monitorização da qualidade do ar. Em todos os casos em que se conjugaram resultados obtidos pelo método gravimétrico com resultados da rede de monitorização, estes últimos encontram-se corrigidos pelo factor de conversão de medições efectuadas através do método de absorção de radiação  $\beta$  para medições através do método gravimétrico (para mais informação, ver sub-capítulo "Métodos de medição", pág. 2-13).



Figura 28: Amostrador colocado no interior nos Olivais (Escola Secundária Professor Herculano de Carvalho) no âmbito desta campanha de medição

As fotografias e outros elementos detalhados para cada uma das localizações seleccionadas podem ser observados em anexo.

#### **4.2.2.2. Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>**

Semelhante ao descrito no ponto "Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>" relativo à campanha de "Distribuição de concentrações de fundo", pág. 4-26.

#### **4.2.2.3. Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado**

O controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado foram integrados na inter-comparação efectuada aquando da campanha de avaliação de concentrações máximas. Este procedimento encontra-se sucintamente descrito na pág. 4-15.

#### **4.2.3. Avaliação de concentrações máximas**

A campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub> teve, no contexto desta análise, a comparação entre diversos locais de grande densidade de tráfego não cobertos pela rede e as estações de monitorização da qualidade do ar existentes (geridas pela CCDRLVT), particularmente as estações de tráfego (Avenida da Liberdade e Entrecampos). A intenção foi a de perceber se estas duas estações, particularmente a primeira delas, medem o que são, de facto, as concentrações máximas de PM<sub>10</sub> dentro da cidade. Esta dúvida surge do facto da rede de monitorização da qualidade do ar não poder, por razões logísticas e dos custos inerentes à monitorização em contínuo, cobrir

todas as rodovias relevantes, em particular todas as rodovias estruturantes indicadas na Figura 29.

Do ponto de vista da avaliação do impacto na saúde este tipo de localizações (tráfego) terá tanto mais relevância quanto maior for o tempo de exposição da população nestas áreas. Em termos teóricos, assumindo que não existem residências e/ou indústrias ou serviços junto, p.ex., a uma auto-estrada de grande tráfego médio diário, esse local não será relevante em termos de avaliação da exposição, na medida em que são locais de passagem e não de permanência das populações.

**Tabela 9: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub>**

Duração da campanha	6 dias (30/Jan/2004 – 04/Fev/2004)
Período de integração de cada medição	24 h
Número de pontos de amostragem	11
Equipamento utilizado	
Método	Gravimétrico (Amostrador de Baixo Volume de referência, norma EN 12341)
Material filtrante	Filtros de quartzo Schleicher&Schuell®, circulares de 47 mm de diâmetro
Marca	Derenda®
Modelo	LVS 3.1

#### 4.2.3.1. Locais de amostragem

As localizações seleccionadas para amostragem encontram-se indicadas na Tabela 10, estando representadas na Figura 29.

Tabela 10: Pontos de amostragem seleccionados (campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub>)

Designação (Figura 29)	Coordenadas (WGS84)	
	Latitude	Longitude
2 Circ1	38° 45' 25.41"	-9° 9' 58.51"
2 Circ2	38° 45' 27.40"	-9° 9' 57.29"
Av. Liberdade (EMQA CCDRLVT*)	38° 43' 16.01"	-9° 8' 45.98"
Av.Lib1	38° 43' 17.50"	-9° 8' 50.51"
Av.Lib2	38° 43' 20.51"	-9° 8' 50.39"
Av.MG Costa1	38° 45' 24.30"	-9° 6' 20.32"
Av.MG Costa2	38° 45' 23.89"	-9° 6' 22.59"
Eixo NS1	38° 45' 5.71"	-9° 10' 8.00"
Eixo NS2	38° 45' 3.19"	-9° 10' 10.11"
Entrecampos (EMQA CCDRLVT*)	38° 44' 54.99"	-9° 8' 55.99"
Olivais (EMQA CCDRLVT*)	38° 46' 11.99"	-9° 6' 25.98"
Saldanha1	38° 44' 4.42"	-9° 8' 43.39"
Saldanha2	38° 44' 4.69"	-9° 8' 41.20"

\* EMQA CCDRLVT – estação de monitorização da qualidade do ar, gerida pela CCDRLVT



Figura 29: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de medição em *hotspots* de tráfego

De referir que em cada uma das rodovias seleccionadas foram colocados dois amostradores, um de cada lado da via, o mais próximo possível um do outro, com o objectivo de minimizar o risco da direcção e intensidade do vento “mascarar” os resultados de algum ponto (por efeito da diluição das concentrações de  $PM_{10}$  para um dos lados da via). A Figura 30 e a Figura 31 exemplificam a estratégia adoptada, ilustrando a situação da medição junto da Av. Marechal Craveiro Lopes, normalmente conhecida por “2ª Circular”.



Figura 30: Amostrador colocado junto da “2ª Circular” (sentido Sul-Norte) no âmbito desta campanha de medição





**Figura 31: Amostrador colocado junto da “2ª Circular” (sentido Norte-Sul) no âmbito desta campanha de medição**

Por razões logísticas, os amostradores não ficaram sempre à mesma distância do solo, sendo que a altura de colocação máxima foi de cerca de 4m, para o amostrador apresentado na Figura 30. O mesmo se aplica à distância à faixa de rodagem, a qual foi sempre inferior a 25m. Em anexo podem ver-se outros dados e fotografias sobre os restantes locais seleccionados para esta campanha.

#### **4.2.3.2. Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>**

Semelhante ao descrito no ponto “Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>” relativo à campanha de “Distribuição de concentrações de fundo”, pág. 4-26.

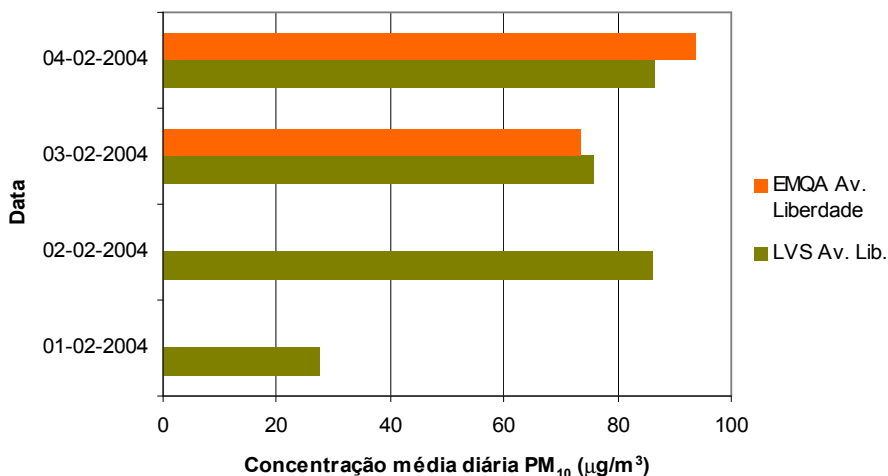
#### **4.2.3.3. Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado**

Não obstante o facto das características construtivas do amostrador utilizado cumprirem a norma EN 12341, o caudal dos amostradores foi previamente calibrado antes do início das campanhas.

Foram efectuadas três determinações da massa dos filtros, antes e após a exposição destes, intervaladas entre si em cerca de dois minutos. O objectivo foi o de determinar o erro associado à pesagem para as diferentes campanhas de medição. O desvio percentual médio para a totalidade das três campanhas de medição que utilizaram os amostradores de baixo volume (LVS) foi de cerca de 0.5%, correspondentes a um desvio médio entre pesagens de 0.00079 g para um peso médio do filtro não amostrado de 0.15785 g.

Por questões logísticas, que se prendem com a necessidade da instituição detentora dos amostradores (*Joint Research Centre* da CE) realizar medições noutros países europeus, não foi possível prolongar nem as campanhas que recorreram à utilização dos Amostradores de Baixo Volume (LVS) nem o processo de avaliação da qualidade dos resultados implementado e cujo objectivo foi o de testar comparativamente os resultados

obtidos. O processo seleccionado consistiu numa inter-comparação entre as concentrações medidas de  $PM_{10}$ , obtidas no decorrer da campanha de avaliação de máximos de  $PM_{10}$  para a estação de monitorização da qualidade do ar da Avenida da Liberdade. Esta inter-comparação decorreu ao longo de quatro dias (de 01 a 04 de Fevereiro de 2004), único período em que foi possível colocar um amostrador de baixo volume (LVS) junto de uma estação de monitorização.



**Figura 32: Concentrações de  $PM_{10}$  obtidas para a inter-comparação de métodos efectuada na estação de monitorização de qualidade do ar da Av. Liberdade**

Não foi possível concluir o procedimento planeado, visto que a intenção seria estabelecer uma recta de calibração. Como se pode ver na Figura 32, tal não foi possível visto que não se obtiveram concentrações válidas para a estação de monitorização da qualidade do ar da Avenida da Liberdade para dois dos quatro dias escolhidos. Relativamente aos dois dias em que se obtiveram concentrações para ambos os métodos, a gama de concentrações obtidas é semelhante, sendo a variação diária de cada um dos métodos similar (ambas as concentrações crescem de um dia para o outro). Há a registar, contudo, que no dia três a concentração medida pelo LVS – Amostrador de Baixo Volume – é superior à concentração medida pela estação de qualidade do ar, enquanto no dia quatro esta concentração é a mais elevada. Não foi possível, dada a escassez de dados para análise, identificar a razão desta diferença.

#### 4.2.4. Avaliação da exposição pessoal

Foram desenvolvidas duas campanhas de avaliação da exposição pessoal. A estratégia de amostragem, baseada em outros estudos (Hopke *et al.*, 2003), consistiu em medições paralelas no ar interior, no ar ambiente (exterior) e da exposição pessoal. O objectivo inicial consistia na medição das fracções granulométricas  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  no interior e exterior de habitações, bem como no interior e exterior do local de trabalho de dois voluntários, em dois períodos temporais diferenciados (Tabela 11). Não foi, contudo, possível a medição da fracção  $PM_{2.5}$  no interior da casa do voluntário da primeira campanha (avaria da bomba do equipamento). Os voluntários foram seleccionados com base no critério de serem não fumadores e de habitarem e trabalharem na cidade de Lisboa. Estes foram ainda responsáveis pelo preenchimento de um questionário relativo à sua actividade diária (apresentado em anexo).

O objectivo do questionário foi o de permitir perceber alguns elementos potencialmente explicativos para a variabilidade diária de concentrações registada.

Do ponto de vista da avaliação do impacto na saúde das partículas em suspensão na atmosfera, este tipo de campanha teve como objectivo permitir comparar os níveis registados em cada um dos ambientes (interior e exterior) com a exposição pessoal. As concentrações avaliaram médias diárias (24h de período de exposição) de  $PM_{10}$  e também de  $PM_{2.5}$ , à semelhança de estudos recentes encontrados na bibliografia (p.ex. Adgate *et al.*, 2003).

Tabela 11: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub>

Duração da Campanha 1	6 dias (30/Jan/2004 – 04/Fev/2004)
Duração da Campanha 2	
Período de integração de cada medição	24 h
Equipamento utilizado	
AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO PESSOAL	
Método	Gravimétrico (amostrador pessoal)
Material filtrante	Filtros PTFE PALL Life Sciences <sup>®</sup> , circulares de 37 mm de diâmetro
Marca	Rupprecht & Patashnick <sup>®</sup>
Modelo	ChemPass 3400 - PM <sub>10</sub> e PM <sub>2.5</sub> (em paralelo)
MEDIÇÃO EM AMBIENTES INTERIORES (CASA E/OU TRABALHO DO VOLUNTÁRIO)	
Método	Gravimétrico (amostrador pessoal)
Material filtrante	Filtros PTFE PALL Life Sciences <sup>®</sup> , circulares de 37 mm de diâmetro
Marca	Rupprecht & Patashnick <sup>®</sup>
Modelo	ChemPass 3400 - PM <sub>10</sub> e PM <sub>2.5</sub> (separadamente)
Método	Gravimétrico (amostrador)
Material filtrante	Filtros de quartzo Schleicher&Schuell <sup>®</sup> , circulares de 47 mm de diâmetro
Marca	Rupprecht & Patashnick <sup>®</sup>
Modelo	Partisol Plus 2025
MEDIÇÃO NO EXTERIOR (AR AMBIENTE)	
Método	Absorção de radiação $\beta$ (com factor correção para método de referência)
Marca	Environnement <sup>®</sup>
Modelo	MP 101M

#### 4.2.4.1. Locais de amostragem

As quatro localizações fixas amostradas (locais de trabalho e de residência de cada um dos voluntários das duas campanhas efectuadas) encontram-se indicadas na Figura 33. Para além destes locais no âmbito destas campanhas foi medida a exposição pessoal de cada um dos voluntários às fracções granulométricas  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$ .



Figura 33: Pontos de amostragem seleccionados para a campanha de avaliação de exposição pessoal

#### 4.2.4.2. Método de amostragem de $PM_{2.5}$ e $PM_{10}$

O método de amostragem utilizado para a avaliação da exposição pessoal também recorre à utilização da recolha da amostra de aerossol num filtro, seguido de determinação gravimétrica da massa de partículas.

O amostrador seleccionado para a avaliação da exposição pessoal encontra-se apresentado na Figura 34. Este amostrador é multi-componente, tendo medido paralelamente  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$ . O caudal de amostragem total é de 5.2 L/min, estando reservados 1.8 L/min desse caudal para a amostragem de cada uma das fracções granulométricas de PM indicadas. O restante caudal serve para amostragem recorrendo à utilização de *denuders* (não utilizados nesta campanha).

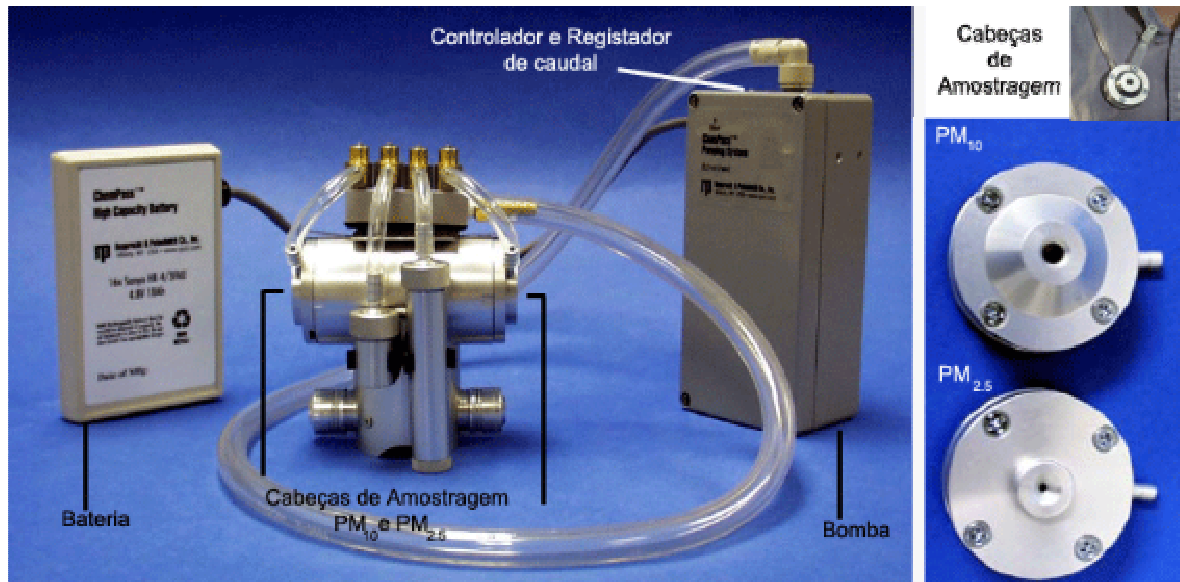


Figura 34: Amostrador pessoal utilizado para a avaliação da exposição pessoal (adaptado de Rupprecht & Patashnick, 2004)

Foram ainda utilizados outros dois equipamentos semelhantes, da mesma marca e modelo mas medindo unicamente uma fracção granulométrica. Um destes amostradores estava equipado com uma cabeça de amostragem  $PM_{10}$  e o outro com uma cabeça de amostragem  $PM_{2.5}$  (Figura 35). Ambos foram colocados a medir em ambientes interiores, nomeadamente na primeira campanha no local de trabalho do voluntário (Av. da República) e na segunda campanha na residência do voluntário (Rua Conde de Almóster).

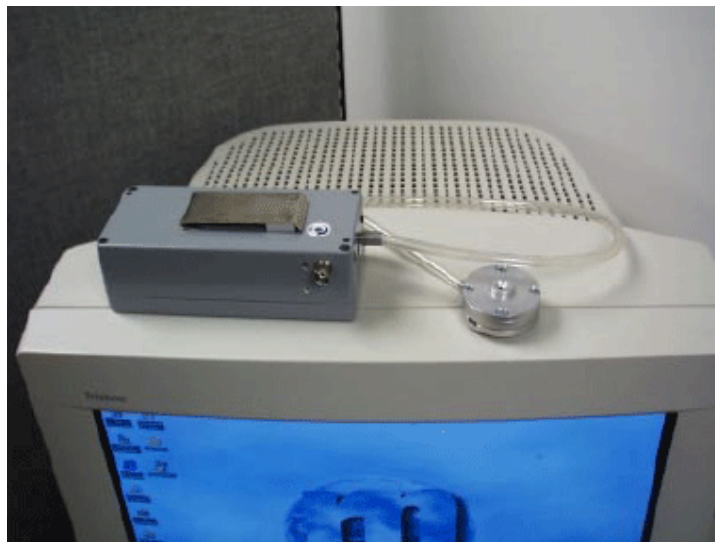


Figura 35: Amostrador utilizado para medição em ambientes interiores (residência ou local de trabalho) dos voluntários (adaptado de Rupprecht & Patashnick, 2004)

O caudal de todos os amostradores apresentados anteriormente foi calibrado de três em três dias, recorrendo para o efeito a um calibrador multi-ponto, marca *Rupprecht & Patashnick*<sup>®</sup> modelo *Streamline FTS*.



A determinação gravimétrica da massa foi efectuada recorrendo a uma balança Sartorius® CP225D, cujo erro de leitura é de 0.01 mg. A balança havia sido adquirida duas semanas antes do início das pesagens, donde não foi calibrada após a calibração à saída de fábrica. O laboratório utilizado para as pesagens foi o laboratório de qualidade do ar do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente (DCEA) da FCT/UNL, sito no Monte de Caparica. A sala de pesagens possui acompanhamento da temperatura e da humidade relativa, tendo-se registado continuamente estes dois parâmetros.

Por razões logísticas, houve ainda a necessidade de utilizar paralelamente outro método para a realização destas campanhas: o método de absorção (ou interferência) de radiação  $\beta$ , utilizado em toda a rede de monitorização da qualidade do ar de Lisboa e Vale do Tejo. Em ambas as campanhas, foi instalada uma estação móvel de monitorização da qualidade do ar (SNIF® Air Lab – Figura 36) por um período inferior ao período total de duração de cada uma. O objectivo era que as medições obtidas nesse período servissem de base para a avaliação da correlação de cada local com as estações da rede de monitorização da CCDRLVT que medem partículas ( $PM_{10}$  ou  $PM_{2.5}$ ). Todos os resultados de medições obtidos por este método foram corrigidos utilizando os factores de correcção determinados pelo IA para este fim (tal como indicado e descrito na Tabela 2, pág. 2-17). Todavia, não foi possível a obtenção em tempo útil das concentrações validadas das estações da rede de monitorização oficial, por conseguinte não foi possível estimar as concentrações de  $PM_{10}$  e de  $PM_{2.5}$  no exterior dos locais de trabalho para o período em que não se pode dispor da estação móvel de qualidade do ar.



**Figura 36: Fotografia da estação móvel de qualidade do ar utilizada na campanha de avaliação da exposição pessoal, SNIF Air Lab**

#### 4.2.4.3. Controlo e garantia de qualidade do método de medição utilizado

Os amostradores seleccionados, não obstante terem todos como base o mesmo método de amostragem, são diferentes em aspectos como a configuração das respectivas cabeças de amostragem e o caudal que utilizam. Deste modo foi efectuada uma inter-comparação de medições utilizando para o efeito os três amostradores seleccionados para esta campanha. Esta inter-comparação incluiu quatro medições da concentração média diária (24 horas) e uma medição de 72 horas de duração. Esta inter-comparação decorreu de 22 a 28 de Fevereiro de 2005. Todas as medições foram efectuadas no interior de um laboratório pertencente ao DCEA – FCT/UNL, no Monte de Caparica. Este esteve fechado durante a maior parte do tempo, excepto no primeiro e no último dia do período de inter-comparação.

A Figura 37 apresenta as concentrações de  $PM_{10}$  obtidas durante esta inter-comparação para o Amostrador de Baixo Volume (LVS) Partisol® e para os dois amostradores pessoais Rupprecht & Patashnick® de 1.8 e de 4 L/min de caudal.

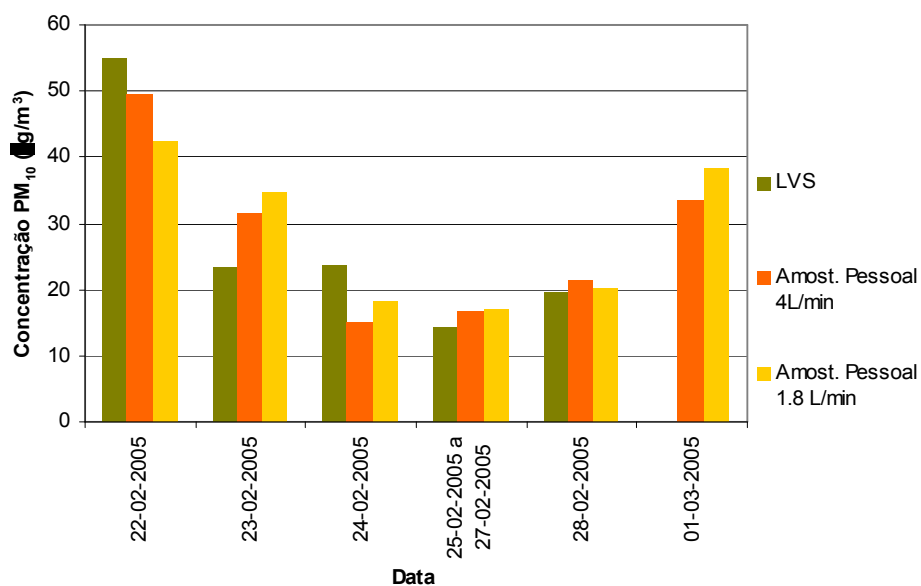


Figura 37: Concentrações de  $PM_{10}$  obtidas para a inter-comparação de métodos efectuada

Para que se possa perceber com maior detalhe o desempenho de cada um dos amostradores pessoais, compararam-se os resultados obtidos directamente com o Amostrador de Baixo Volume (LVS).



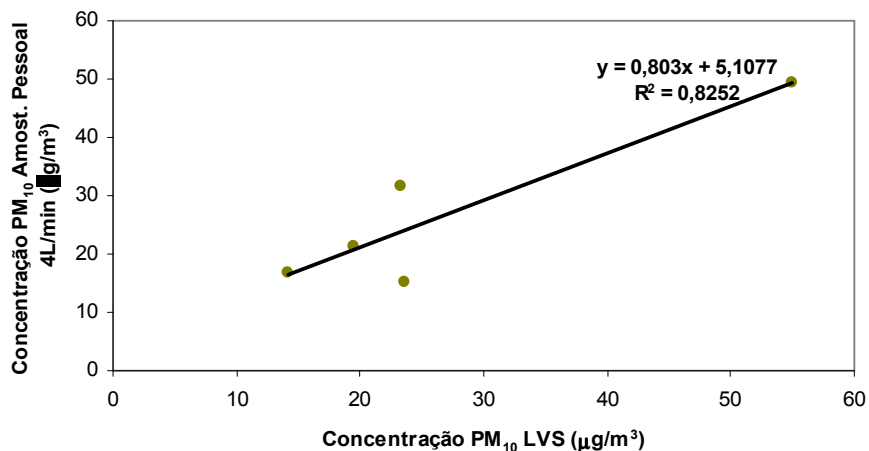


Figura 38: Comparação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas para o Amostrador de Baixo Volume e para o Amostrador Pessoal (4 L/min)

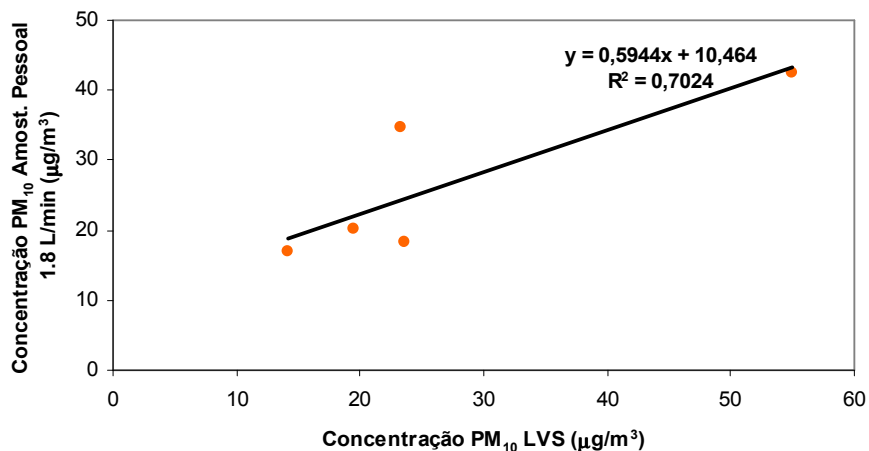


Figura 39: Comparação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas para o Amostrador de Baixo Volume e para o Amostrador Pessoal (1.8 L/min)

Não obstante ser desejável a obtenção de um maior número de concentrações médias diárias para comparação parece poder concluir-se que o desempenho do amostrador pessoal que é servido por uma caudal mais elevado (4 L/min) é bastante aceitável (o seu erro está, em média, na ordem dos 20% de subestimação). Quanto ao amostrador pessoal multi-polvente, servido por um caudal mais baixo (1.8 L/min) apresenta pior desempenho, já que tende a subestimar as concentrações de PM<sub>10</sub> em média em 40% da concentração mássica.

### 4.3. Avaliação da Qualidade do Ar

A avaliação da qualidade do ar descrita neste ponto teve por base dados que não foram recolhidos pelo autor deste trabalho, tendo sido efectuado apenas o tratamento de dados posterior. Os dados provenientes da rede de monitorização da qualidade do ar de Lisboa são resultado do trabalho dos técnicos da CCDRLVT responsáveis pela gestão da rede; da mesma forma que os dados caracterizadores da composição química das amostras de

aerossol recolhidas em Alfragide são fruto da actividade dos técnicos do Laboratório de Referência do IA.

### 4.3.1. Análise de Séries Temporais (ar ambiente)

#### 4.3.1.1. Monitorização de $PM_{10}$ no âmbito da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar de Lisboa e Vale do Tejo

Na rede de monitorização de qualidade do ar de LVT, a amostragem e medição de partículas em suspensão é efectuada através de analisadores de absorção de radiação  $\beta$ . Na cidade de Lisboa existem três estações que medem  $PM_{10}$  (Avenida da Liberdade, Entrecampos e Olivais) e duas estações que também medem  $PM_{2.5}$  (Entrecampos e Olivais), embora a estação dos Olivais só tenha iniciado a medição de  $PM_{2.5}$  em 2004. Desta forma não foi possível utilizar dados de  $PM_{2.5}$  nesta estação. Das estações citadas duas são estações de tráfego (Avenida da Liberdade e Entrecampos) e uma é uma estação de fundo (Olivais), segundo os critérios EUROAIRNET (Larssen *et al.*, 1999). A localização geográfica destas estações é apresentada na Figura 40.

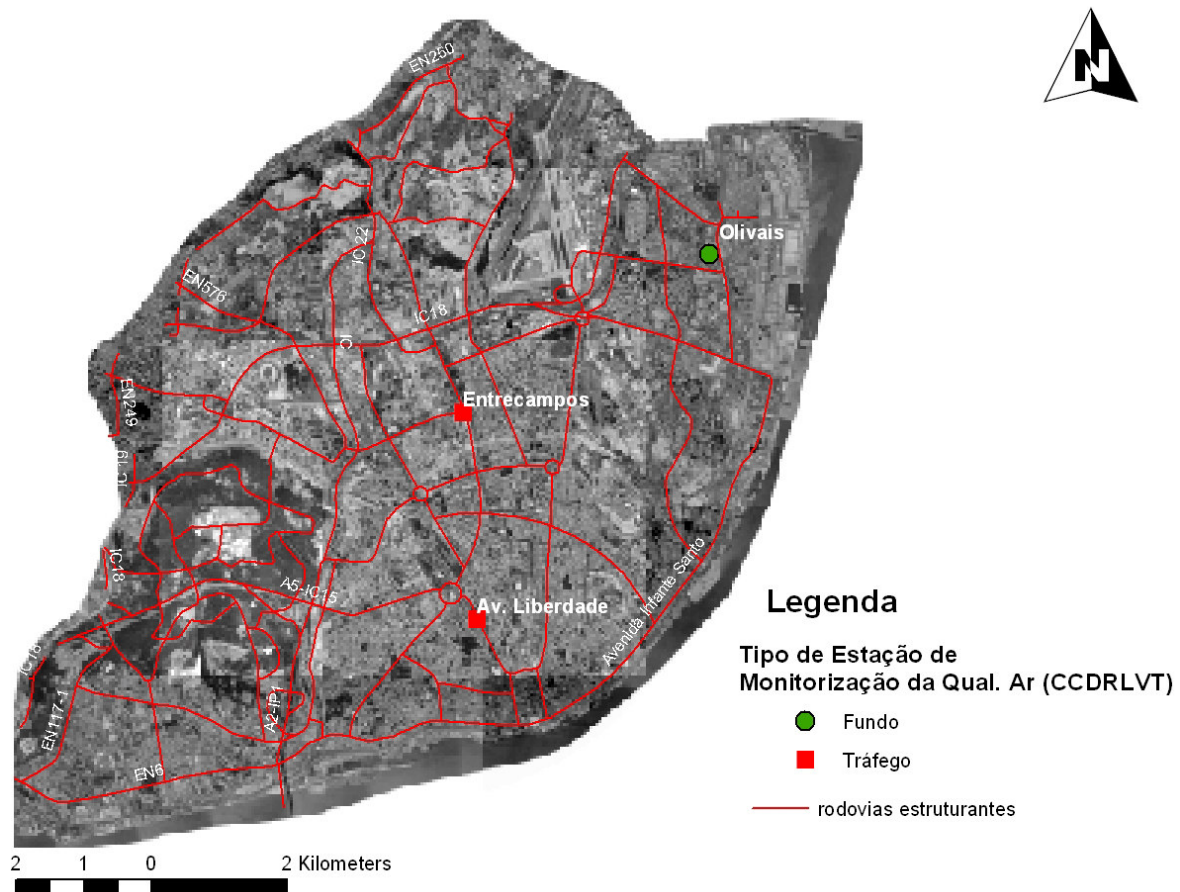


Figura 40: Localização geográfica das estações de monitorização da qualidade do ar que medem partículas em suspensão na cidade de Lisboa

#### 4.3.1.2. Parâmetros integrados na avaliação anual dos dados da rede

Foram desenvolvidos dois tipos de fichas de análise por estação. Uma primeira análise de enquadramento mais geral, onde pode ver-se a evolução das concentrações para o período que vai de 1999 a 2003 e uma segunda análise, com maior nível de detalhe efectuada anualmente (de 2001 a 2003, inclusive), onde se podem avaliar os perfis de concentrações médios registados mês a mês, por dias de semana (nomeadamente dias de semana *versus* dias de fim de semana) e os perfis horários médios.

São ainda indicados outros elementos tidos como relevantes para a análise, tal como a eficiência da estação. A eficiência da estação traduz a quantidade de dados válidos recolhidos comparativamente com o máximo de dados teóricos que poderia ser recolhido para esse período temporal, p.ex. 90% de eficiência de recolha de dados num ano não bissexto (com 365 dias) corresponderão a 329 dias com medições válidas. Este parâmetro é importante, na medida em que serve para a avaliação da disponibilidade de dados e da sua representatividade na série temporal, existindo na legislação níveis mínimos de eficiência determinados para uma estação que sirva para a avaliação de conformidade legal. No caso das estações de monitorização da qualidade do ar para a monitorização contínua de PM<sub>10</sub> estas deverão assegurar um mínimo de 90% de recolha dos dados anuais (Decreto-Lei n.º 111/2002).

#### 4.3.1.3. Ficha de estação geral

Dados estatísticos de Base Horária (por ano)

1. Média
2. Máximo
3. Número de medições válidas
4. Eficiência correspondente (em %)

Dados estatísticos de Base Anual

1. Média
2. Máximo
3. Número de medições (diárias) válidas
4. Eficiência correspondente (em %)

Comparação com a legislação (Directiva n.º 1999/30/CE) – Base Diária

1. Número de dias acima do VL + MT (Margem de Tolerância)<sup>10</sup>
2. N.º de dias com concentrações iguais ou inferiores ao VL + MT
3. N.º de dias acima do VL para o primeiro ano de aplicação do VL sem MT (2005)

<sup>10</sup> A Margem de Tolerância (MT) é uma figura prevista no quadro legislativo introduzido pela Directiva-Quadro (portanto pela Directiva n.º 1996/62/CE e pelas Directivas-“filhas” posteriores) cujo objectivo é o de permitir aos EM um período de adaptação aos “novos” valores-limite. É por isso que a margem de tolerância é mais elevada no primeiro ano de avaliação das concentrações (2001) e se reduz até zero no primeiro ano de cumprimento de um determinado valor-limite (p.ex. 2005 para o caso de PM<sub>10</sub>). Ilustrando este exemplo em 2001 as estações de monitorização deverão aferir se cumpriam o valor-limite a aplicar em 2005 (50 µg/m<sup>3</sup>) mais uma margem de tolerância de 50%, isto é no total 75 µg/m<sup>3</sup> (50+25). Segundo o Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, que transpõe a Directiva-Quadro para o direito interno português é a “percentagem do valor limite em que este valor pode ser excedido, de acordo com as condições constantes no presente diploma”.

Comparação com a legislação (Directiva n.º 1999/30/CE) – Base Anual

1. Média diária (com indicação sobre se o VL de base anual, quando existe, é ou não excedido)

#### 4.3.1.4. Ficha de estação anual detalhada

Cada uma das fichas detalhadas de estação apresenta, por poluente e por ano, elementos como:

- **Avaliação de base mensal**

1. Médias mensais (de Janeiro a Dezembro)
2. Número de excedências ao VL diário e ao VL + MT, quando aplicável, repartido pelos diferentes meses do ano
3. N.º de dias acima do VL para o primeiro ano de aplicação do VL sem MT (2005 ou 2010), quando aplicável
4. Média dos máximos diários, por mês

- **Avaliação de base semanal**

1. Médias anuais dos diferentes dias de semana (domingo a sábado)
2. Número de excedências ao VL diário e ao VL + MT, quando aplicável, repartidas por dia de semana
3. N.º de dias acima do VL para o primeiro ano de aplicação do VL sem MT (2005 ou 2010), quando aplicável, repartidos por dia de semana
4. Média dos máximos diários, por dia de semana

### 4.3.2. Caracterização Química de Partículas no fundo urbano de Lisboa

#### 4.3.2.1. Método de amostragem e medição de PM<sub>10</sub>

As amostras de aerossol recolhidas em Alfragide pelo Laboratório de Referência do IA foram amostradas e medida a fracção PM<sub>10</sub> através do método de referência. Os filtros utilizados foram filtros de quartzo Schleicher & Schuell®, rectangulares de 20.3 x 25.4 cm<sup>2</sup> de área superficial. O amostrador utilizado foi um Amostrador de Alto Volume, Andersen® HiVol PM<sub>10</sub> Sampler 1200 (Figura 41), o qual cumpre as disposições geométricas dispostas na norma EN 12341 (caudal de 68 m<sup>3</sup>/h) - ver Métodos de medição, pág. 2-13. O período de amostragem decorreu de Janeiro a Outubro de 2003, em concreto de 15/01/2003 a 01/10/2003, tendo sido recolhidas de forma pontual um total de 31 amostras. A Tabela 12 resume estes detalhes caracterizadores da recolha de amostras que decorreu em Alfragide.

Tabela 12: Alguns parâmetros caracterizadores da campanha de caracterização química de PM<sub>10</sub>

Duração da campanha	Entre 15/Jan/2003 e 01/Out/2003
Período de integração de cada medição	24 h
Número de amostras recolhido	31
Equipamento utilizado	
Método	Gravimétrico (Amostrador de Alto Volume de referência, norma EN 12341)
Material filtrante	Filtros de quartzo Schleicher & Schuell®, rectangulares de 20,3 por 25.4 cm
Marca	Andersen®
Modelo	HiVol PM <sub>10</sub> Sampler 1200



Figura 41: Amostrador de Alto Volume Andersen® com cabeça de amostragem PM<sub>10</sub> utilizado na campanha

A localização geográfica da estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide, onde foram recolhidas as amostras, é apresentada na Figura 42.

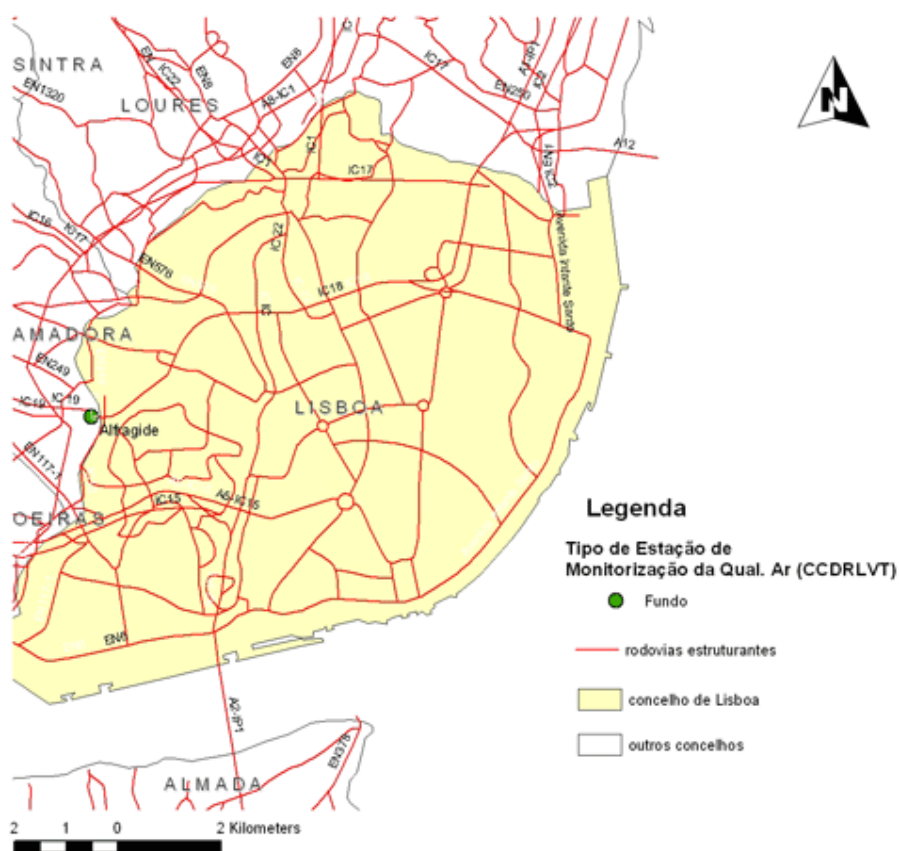


Figura 42: Localização geográfica da estação de monitorização de qualidade do ar de Alfragide

A estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide é classificada como sendo de urbana de fundo, segundo a aplicação dos critérios EUROAIRNET (Larsen *et al.*, 1999). Todavia, pode constatar-se da observação da figura anterior (Figura 42) a relativa proximidade de rodovias de tráfego intenso, com especial destaque para: o Itinerário Complementar 19 (IC19), que liga Sintra a Lisboa; e para o Itinerário Complementar 17, também conhecido por CRIL (Circular Regional Interior de Lisboa), via que tal como o nome indica tem por objectivo ser uma via radial à cidade. Desta forma, apesar de não apresentar um perfil de concentrações típico de uma estação de tráfego não deixa de sofrer uma influência importante do tráfego que circula na proximidade da estação (Monjardino *et al.*, 2004).

#### 4.3.2.2. Análises Químicas

Após a obtenção das concentrações mássicas de  $PM_{10}$ , uma metade de cada filtro amostrado e de filtro branco foram digeridos com ácido. O método de digestão baseia-se no método desenvolvido por Quérol *et al.* (1996), e consiste sinteticamente em:

1. uma fracção do filtro é introduzido num recipiente de digestão de PTFE (*Teflon*), sendo adicionados 2.5 mL de ácido nítrico ( $HNO_3$ ) e 4 mL de ácido fluorídrico (HF);
2. o recipiente fechado é aquecido durante a noite a uma temperatura de  $90^{\circ}C$ ;
3. após o arrefecimento do recipiente, este é aberto sendo adicionados 2.5 mL de ácido perclórico ( $HClO_4$ );
4. a digestão ácida resultante é secada numa placa de aquecimento a  $250^{\circ}C$ ;



5. o resíduo resultante é dissolvido com 2.5 mL de HNO<sub>3</sub> e é transferido para um balão volumétrico, no qual água bidestilada é adicionada, por forma a que se obtenha um volume de 50 mL.

A fracção solúvel existente num quarto (1/4) de cada filtro é extraída com água destilada a 80°C, para que se possam analisar os iões solúveis. O último quarto (1/4) de cada filtro é encaminhado para a determinação do Carbono, Orgânico e Elementar (ou Negro). Esta determinação foi efectuada num analisador de Carbono Sunset Laboratory®, modelo 3, existente no Laboratório de Referência do IA, pelo Núcleo Operacional da Qualidade do Ar e do Ruído deste instituto.

As soluções ácidas resultantes do processo de digestão dos filtros foram analisadas por diferentes métodos analíticos pelo Núcleo Operacional da Química Inorgânica do IA, nomeadamente:

1. Espectrofotometria de emissão atómica com acoplamento indutivo de plasma (ICP-AES) para elementos como Al, Fe, Mg e Ca;
2. Espectrofotometria de absorção atómica com atomização electrotérmica (ETAW-AAS) para elementos vestigiais como Pb, Cd ou Ni;
3. Espectroscopia de absorção atómica com geração de hidretos (HG-AAS) para As
4. Espectroscopia de absorção atómica com chama para K e Na (AAS)
5. Espectrofotometria de fluxo segmentado (nitroprussiato) para o azoto amoniacal;
6. Electroforese capilar para alguns dos iões solúveis (p.ex. Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)
7. Espectrofotometria de fluxo segmentado (cádmio) para NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

Das amostras de aerossol, foram desta forma determinados os seguintes elementos:

1. Fe (Ferro)
2. Mg (Magnésio)
3. Ca (Cálcio)
4. As (Arsénio)
5. Cd (Cádmio)
6. Pb (Chumbo)
7. Ni (Níquel)
8. K (Potássio)
9. Al (Alumínio)
10. Na (Sódio)
11. NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Nitrato)
12. SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Sulfato)
13. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Amónio)
14. Cl<sup>-</sup> (Cloretos)
15. Carbonatos
16. CO (Carbono Orgânico)
17. CE (Carbono elementar ou Carbono negro)

#### 4.4. Modelação

##### 4.4.1. Modelos no receptor (Identificação e Quantificação de Fontes PM<sub>10</sub> em Lisboa)

Diversos estudos, em particular o projecto ARIES – *Aerosol Research Inhalation Epidemiological Study*, têm enfatizado a necessidade de se conhecer a composição química dos aerossóis (Klemm *et al.*, 2000), na medida em que como as partículas

atmosféricas em suspensão são uma mistura complexa de diferentes constituintes, aos quais estão associados diferentes efeitos (Vickery, 2002). Neste contexto, considerou-se pertinente estudar amostras de aerossol recolhidas ao longo do ano de 2003 na estação de monitorização da qualidade do ar de Amadora/Alfragide, uma estação de fundo situada no concelho da Amadora. A indisponibilidade de outros dados desta natureza e a grande proximidade do local de recolha dos limites físicos da cidade e concelho de Lisboa fez com que se optasse pelo estudo destas amostras de aerossol.

A identificação e quantificação de fontes poluentes através da aplicação de modelos no receptor a amostras de aerossol tem sido usada com alguma frequência na Europa, especialmente o conjunto de metodologias que não requerem uma caracterização química prévia de fontes de emissão (exs.: Harrison *et al.*, 1997; Pio *et al.*, 1998; Marcazzan *et al.*, 2001; González, 2002; Almeida, 2004). Os modelos no receptor incluem uma vasta gama de métodos de análise multi-variada que recorre a medições da qualidade do ar ambiente para inferir os tipos de fontes, suas localizações e contributos para as concentrações medidas de poluentes atmosféricos (Watson e Chow, 2004).

Os modelos no receptor baseiam-se no princípio de que o total da massa de partículas pode ser considerado como o somatório da contribuição de diferentes fontes (González, 2002), o que pode ser descrito pela equação seguinte:

$$C_i = \sum_{k=1}^p a_{ik} m_k \quad (i = 1, \dots, n) \quad \text{(EQUAÇÃO 1)}$$

onde:

$C_i$  é a concentração do constituinte  $i$

$a_{ik}$  é a fracção do constituinte  $i$  na massa proveniente da fonte  $k$

$n$  é o número de constituintes analisados da amostra de aerossol

$m_k$  é a massa de partículas associadas com a fonte  $k$

Esta equação pode ser expressa em termos da matriz:

$$C = A \bullet M \quad \text{(EQUAÇÃO 2)}$$

onde:

$C$ ,  $A$  e  $M$  são matrizes de dimensão  $n \times n$ ,  $n \times m$  e  $m \times n$ , respectivamente

O objectivo é a determinação das matrizes  $A$  e  $M$ .

A modelação no receptor designa um conjunto vasto de técnicas, as quais podem, na sua maioria, serem classificadas em dois grandes grupos: os métodos de Balanço Químico Mássico (BQM) e os modelos multivariável. A selecção dos modelos multivariável é efectuada quando não há conhecimento da caracterização física e química dos aerossóis medidos no receptor e nas fontes emissoras (dados de entrada para a aplicação do BQM). Existem dois grandes estágios que devem ser distinguidos nos modelos multivariável (González, 2002):

1. A identificação das fontes;
2. A estimativa do contributo de cada fonte identificada.

Os modelos no receptor multivariável assumem que as variações nos constituintes do aerossol ( $C_i$  na Equação 1) são originadas por variações nas contribuições de cada fonte. O modelo define a mais provável combinação de fontes que aloca (ou explica) a variabilidade da composição química das partículas no local receptor.



Devem também ser tidas em consideração as limitações inerentes à utilização deste tipo de modelos: as fontes são identificadas com base nas correlações existentes entre as variações dos diferentes constituintes. Desta forma se alguma fonte apresentar uma contribuição constante ao longo do período de amostragem, esta não será detectada independentemente da sua importância relativa (contribuição). Todavia, este caso dificilmente acontecerá quando se considera um período de análise temporal relativamente longo. Outra limitação importante está relacionada com a influência potencial de outros factores que podem induzir variações correlacionadas entre constituintes das partículas que não são originados pela mesma fonte poluente (p.ex. emissões de partículas de duas fontes distintas localizadas na mesma direcção relativamente ao ponto receptor – ponto de amostragem –, as quais são simultaneamente transportadas pela mesma direcção de vento). Para uma análise aprofundada dos fundamentos teóricos dos modelos no receptor é sugerida a leitura das revisões detalhadas efectuadas por González (2002) ou por Almeida (2004).

Neste trabalho foram utilizados complementarmente dois modelos multivariável, nomeadamente a Análise em Componentes Principais (ACP), da qual se extraíram um conjunto de factores, aos quais posteriormente foi aplicada uma Regressão Linear Múltipla (RLM). A ACP foi aplicada ao conjunto de determinações analíticas efectuadas às amostras de aerossol recolhidas, ou seja, aos diferentes elementos analisados. A identificação de fontes foi efectuada recorrendo a uma ACP, à semelhança de outros trabalhos já publicados (p.ex. Thurston e Spengler, 1985; Pio *et al.*, 1996; González, 2002; Almeida, 2004); enquanto a quantificação da contribuição destas foi conseguida através da aplicação da RLM, na qual a concentração total de PM<sub>10</sub> (ou de um elemento químico particular) é utilizada como variável dependente e os factores extraídos da ACP são utilizados como traçadores das fontes identificadas e, portanto, são usados como variáveis independentes. Este método foi igualmente já aplicado e testado em múltiplos trabalhos bibliográficos de excelência (exs.: Thurston e Spengler, 1985; González, 2002; Almeida, 2004).

#### **4.4.1.1. Exploração das variáveis a utilizar**

Dado que na bibliografia consultada, os estudos desta natureza (p.ex. Pio *et al.*, 1998, González, 2002; Almeida, 2004) continham normalmente um número de amostras superior (acima de 100 amostras, na maioria dos casos, exceptuando parte do trabalho de Sérgio González (2002), que utilizou um conjunto de 48 amostras amostradas no caso particular da estação industrial de Onda, Valência – Espanha), entendeu-se que a exploração prévia das variáveis que viriam a integrar a ACP era importante. Isto porque os modelos multivariável são exigentes em termos do número de amostras que requerem (Pio, 2000) e a aplicação ao conjunto de amostras existentes neste caso está no limiar mínimo de 30 amostras de modo a que haja significância estatística na aplicação deste método (González, 2002).

Existem diversos mecanismos que permitem explorar quais as variáveis que devem ser consideradas para o modelo. Esta análise exploratória de cada variável permite adequar o conjunto de variáveis a utilizar, contribuindo para a optimização da análise estatística. Tendo em vista este objectivo também as correlações entre as variáveis devem ser conhecidas, por forma a que se possam prever eventuais grupos de variáveis que se irão formar.

Neste contexto foram aplicados, de forma complementar, diversos testes às amostras recolhidas, nomeadamente:

#### **1. Teste de Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin**

O teste da esfericidade de *Bartlett* compara as correlações simples com as parciais observadas entre as variáveis. O teste é usado para testar a hipótese da matriz das correlações ser a matriz identidade e não haver, desse modo, correlações entre as variáveis. O que implicaria um resultado dessa natureza seria que os "dados não seriam factorizáveis e as variáveis seriam totalmente não colineares" (Friel, 2000). A adequação da especificação química à aplicação da análise factorial é igualmente suportada pelos resultados do teste de *Kaiser-Meyer-Olkin (KMO)*, o qual compara as correlações simples com as parciais observadas entre as variáveis. Um valor de KMO próximo de 1 indica coeficientes de correlação parciais pequenos<sup>11</sup> e a análise factorial (nomeadamente uma ACP) pode fornecer muito bons resultados.

## 2. Análise das Comunalidades

A ACP permite analisar a proporção da variância de cada variável explicada pelos factores comuns, ou seja permite obter as comunalidades. As comunalidades são apresentadas antes e depois da extracção do número desejado de factores, inicialmente são iguais a 1 pois existem tantos factores como variáveis e, por isso, cada factor explica o total da variância de cada variável. Após a extracção, as comunalidades variam entre 0 e 1, sendo 0 quando os factores comuns não explicam nenhuma da variância associada à variável e 1 quando explicam toda a sua variância. Deste modo é uma medida da associação das variáveis com os factores extraídos, sendo a amostra tanto mais adequada quanto maiores forem as comunalidades.

## 3. Matriz dos Coeficientes de correlação de Pearson

A matriz dos coeficientes de correlação de Pearson das variáveis iniciais é uma medida da correlação que cada variável tem com cada uma das restantes. Casos em que as correlações de determinada variável são baixas (normalmente inferiores a 0.5) relativamente às variáveis restantes indicam que essa variável poderá não ser utilizada na análise factorial.

## 4. Matriz Anti-imagem

A matriz anti-imagem é uma medida de adequação amostral de cada variável para uso na análise factorial. Quanto maiores forem os valores da diagonal principal da matriz melhor resultará a análise (um valor baixo na diagonal principal leva a considerar a eliminação da variável). Por sua vez, os valores fora da diagonal da matriz deverão ser pequenos para a aplicação do modelo.

A exploração das variáveis por estes algoritmos permitirá que os modelos no receptor façam uso das variáveis (elementos químicos determinados pelas análises efectuadas) que mais se adequam à utilização deste tipo de metodologia.

### 4.4.1.2. Identificação de Fontes de PM<sub>10</sub> em Lisboa

A identificação de fontes foi efectuada com recurso a uma ACP. Esta análise é uma das técnicas estatísticas mais usuais do que se convencionou chamar análise multivariável. As técnicas de análise multivariável são úteis para descobrir regularidades no comportamento de duas ou mais variáveis e para testar modelos alternativos de associação entre elas, incluindo a determinação de quando e como dois ou mais grupos diferem. Quando se analisam dados associados espera-se explicar variações de acordo com um ou mais dos seguintes pontos de vista:

<sup>11</sup> Os coeficientes de correlação parcial entre as variáveis são calculados após supressão dos efeitos dos factores comuns.

- Determinação da natureza e do grau de associação entre um conjunto de variáveis dependentes e um conjunto de variáveis independentes.
- Definição de uma função ou fórmula pela qual é possível estimar valores das variáveis dependentes a partir das variáveis independentes (caso particular do modelo de regressão linear, o qual será também aplicado posteriormente ao conjunto de resultados obtido na ACP).
- Estabelecimento da significância estatística associada aos itens anteriores.

A base da ACP assenta na relação entre as variáveis, de forma a que possam ser descritas convenientemente por outro grupo de variáveis chamados factores (em menor número do que o número de variáveis originais, o que facilita a interpretação dos dados). Cada factor (ou componente principal) corresponde a uma variável não observada, que apenas possui realidade no facto de explicar a variância das variáveis observadas, neste caso as concentrações dos diferentes elementos analisados nas amostras de aerossol. Neste contexto, os coeficientes de ponderação (associação específica entre factores e variáveis originais) obtidas são reduções de dados muito mais complexos a uma dimensão manuseável para o utilizador, potenciando a optimização da interpretação de resultados.

Assim sendo, a ACP baseia-se na variabilidade dos constituintes do aerossol registadas no local onde estes foram amostrados (no receptor). Esta técnica procura determinar as matrizes  $A$  e  $M$  da Equação 2 através da normalização das variáveis:

$$Z_{ij} = \frac{C_{ij} - \bar{C}_i}{\sigma_{C_i}} \quad \text{(EQUAÇÃO 3)}$$

onde:

$$\bar{C}_i = \frac{\sum_{j=1}^N C_{ij}}{N} \quad \text{(EQUAÇÃO 4)}$$

$$\sigma_{C_i} = \sqrt{C_i^2 - \bar{C}_i^2} \quad \text{(EQUAÇÃO 5)}$$

e em que:

$\bar{C}_i$  é o desvio médio do constituinte  $C_i$  nas  $N$  amostras

$\sigma_{C_i}$  é o desvio padrão do constituinte  $C_i$  nas  $N$  amostras

Desta forma, a matriz representada na Equação 2 expressa em termos de variáveis normalizadas será:

$$Z = L \cdot F \quad \text{(EQUAÇÃO 6)}$$

onde:

$Z$ ,  $L$  e  $F$  são matrizes de dimensão  $n \times N$ ,  $n \times m$  e  $m \times N$ , respectivamente

As concentrações normalizadas  $Z_{ij}$  são variáveis adimensionais com uma média igual a zero e um desvio padrão igual a um. A necessidade de normalização das variáveis originais deriva do facto das variáveis normalizadas já não sofrerem das influências resultantes da utilização de diferentes escalas de valores e das várias gamas de concentrações dos constituintes das partículas. Se se utilizassem as variáveis originais, a ACP basear-se-ia na magnitude dos diferentes constituintes das partículas e não na sua

variabilidade (o que faria com que os constituintes presentes em maiores concentrações exercessem maior influência sobre a ACP do que os que existem em concentrações menores).

Existe ainda outro aspecto que deverá ser considerado quando a normalização é aplicada: os constituintes do aerossol que apresentem para a maioria das amostras concentrações próximas do limite de detecção não deverão ser introduzidos na ACP. Para estes componentes vestigiais, a magnitude da variação das suas concentrações no ar ambiente poderá ser muito próxima da magnitude dos erros analíticos, os quais podem ser amplificados pelo processo de normalização das variáveis (constituintes do aerossol).

A normalização introduz novas variáveis, nomeadamente:

$$f_{pj} = \frac{S_{pj} - \overline{S_p}}{\sigma_{S_{p_i}}} \quad \text{(EQUAÇÃO 7)}$$

em que:

$$j = 1, \dots, N$$

e

$$z_{ij} = \sum_{k=1}^m \alpha_{ik} \cdot f_{ki} \quad \text{(EQUAÇÃO 8)}$$

em que:

$$i = 1, \dots, n$$

e onde:

$f_{pj}$  é conhecido como coordenada (*factor score*) e está relacionada com a contribuição normalizada da fonte  $p$  na fonte  $j$

$\alpha_{ij}$  é conhecido como coeficiente de ponderação (*factor loading*) e representa a correlação existente entre as concentração normalizada  $z_{ij}$  e o factor normalizado  $f_p$  (componente principal)

Na ACP começa por se determinar a matriz R das correlações entre as concentrações dos constituintes, calculando-se para esta os valores e vectores próprios. Cada vector próprio corresponderá a um dos factores  $f_p$  (componentes principais), sendo o valor próprio a variância atribuída a esse factor. Os algoritmos de determinação dos vectores próprios são construídos de forma a que a maior fracção possível da variância total seja atribuída ao primeiro vector, a maior fracção da variância restante ao segundo vector e assim sucessivamente. A solução encontrada (o grupo de vectores próprios) não é a única que permite explicar o sistema, havendo um número infinito de soluções, as quais correspondem a rotações (combinações lineares) passíveis de serem aplicadas às componentes principais. Todavia, nem todas as soluções têm um significado físico, sendo desejável aplicar a rotação ortogonal que para cada componente principal tenha coeficientes de ponderação elevados para apenas alguns dos constituintes do aerossol (ou variáveis normalizadas), por forma a ser mais fácil associar a cada componente principal uma fonte de partículas determinada. É, por isso, frequente a utilização da rotação varimax (Pio *et al.*, 1998, 2000; Gonzalez, 2002; Almeida, 2004). Todo este tratamento estatístico complexo foi efectuado recorrendo ao *software* SPSS<sup>®</sup>, versão 12.

#### 4.4.1.3. Quantificação de Fontes de PM<sub>10</sub> em Lisboa

A quantificação de fontes foi efectuada através da aplicação de uma RM. Este método possibilita a determinação da contribuição de cada fonte através do método dos mínimos quadrados. Para o efeito utilizou-se como variável dependente a concentração mássica total (PM<sub>10</sub>) e como variáveis independentes as coordenadas absolutas obtidas na ACP anteriormente descrita:

$$PM_j = \sum_{i=1}^n (PM_i)_j = \sum_{i=1}^n (\alpha_i \cdot b_i)_j + b_{0j} \quad \text{(EQUAÇÃO 9)}$$

onde:

$i$  é a fonte

$j$  é a amostra de aerossol (amostragem de 24 horas)

$(PM_i)_j$  é a concentração mássica de partículas associada à fonte  $i$  e à amostra  $j$

$\alpha_i$  é o declive associado com a fonte  $i$  (determinado na RLM)

$b_i$  é a coordenada associada com a fonte  $i$  (determinada na ACP)

$b_{0j}$  é a intersecção constante na RLM

$n$  é o número de fontes

A aplicação da RLM só pode ser efectuada depois de ultrapassado um problema: a determinação do zero das coordenadas resultantes da ACP, especialmente porque esta fornece coordenadas normalizadas ( $f_{pj}$  na Equação 8). Thurston e Spengler desenvolveram, em 1985, um método em que uma amostra fictícia com concentrações nulas para todos os constituintes do aerossol é introduzida na ACP. As coordenadas associadas com cada componente principal para esta amostra representam o verdadeiro zero, sendo subtraídas aos valores das coordenadas de cada amostra. Obtêm-se, deste modo, variáveis modificadas que representam as verdadeiras contribuições das fontes normalizadas unicamente em termos de desvio padrão.

Na RLM, a constante de intercepção representa a contribuição de fontes não identificadas. Desta forma, uma intercepção negativa não tem qualquer significado físico, sendo neste caso a regressão linear múltipla forçada a passar na origem (Almeida, 2004).

O cálculo da contibuição absoluta de cada fonte é dado pelo produto entre  $\alpha_i$  e o valor médio de  $b_i$ , posteriormente dividido pelo valor médio da variável dependente  $PM_j$ .

#### 4.4.2. Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas)

##### 4.4.2.1. Dados de entrada

Para a Avaliação do Impacte sobre a Saúde (AIS) das concentrações de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2.5</sub> no distrito de Lisboa recorreu-se à utilização do *software* PSAS-9. Foi utilizado o distrito, devido à desagregação dos dados de mortalidade disponíveis. Este facto poderia ser uma fonte de erro importante numa metodologia deste tipo, caso o distrito de Lisboa não

tivesse um cariz maioritariamente urbano, já que se poderia incorrer numa sobre-avaliação dos efeitos. É que se assume que as concentrações urbanas podem ser generalizadas para toda a área em avaliação. Amann *et al.* (2002), no âmbito das estimativas de impacte para a saúde na Europa no contexto do programa Clean Air For Europe, também lidaram com este problema e assumiram igualmente um cariz urbano para a zona de Lisboa para uma área consideravelmente maior (numa grelha 50 x 50 km).

Como foi previamente citado no capítulo introdutório, este modelo pode ser dividido numa avaliação de dois tipos: os efeitos de longo prazo e os efeitos de curto prazo. Para o primeiro tipo de efeitos, o modelo recorre a dados detalhados de população, a estatísticas de mortalidade e morbilidade subdivididas por sexo e por idade e a concentrações de  $PM_{10}$  e de  $PM_{2.5}$ . Esta avaliação encontra-se integrada num módulo designado por “tabelas de vida”. Para os efeitos de curto prazo, o modelo utiliza dados similares, requerendo um nível de detalhe inferior, já que as estatísticas de população por idade e por sexo são substituídas pela população total. Para além disso, o modelo utiliza como dados de entrada riscos relativos associados à exposição a concentrações de  $PM_{10}$  ou de  $PM_{2.5}$ , os quais podem ser calculados para uma determinada população (caso exista uma série temporal de dados que o permita) ou, caso essas séries temporais não estejam disponíveis, permite utilizar riscos relativos provenientes de estudos compilados pela OMS para a Europa (“Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter and Ozone”).

Caso se utilizem os riscos relativos provenientes da compilação da OMS é “importante que a exposição da população para a qual se estão a utilizar estas estimativas esteja dentro dos intervalos de exposição definidos para a população que serviu de base para o cálculo da função exposição-resposta” (APHEIS, 2004). É precisamente este o caso deste trabalho, onde se irão utilizar os riscos relativos propostos pela OMS e pelos estudos APHEIS, já que não existem estudos publicados em que tenham sido identificados os riscos relativos devido à exposição por partículas na região de Lisboa.

A Tabela 13 apresenta alguns dos indicadores de impacte na saúde utilizados para a AIS associados a exposições de curto prazo. Todos os riscos relativos indicados foram calculados para concentrações de partículas medidas directamente pelas estações através do método de absorção de radiação  $\beta$ . Sendo assim, as concentrações de  $PM_{10}$  a usar são as obtidas directamente pelas estações (não convertidas para equivalência com o método gravimétrico).

Tabela 13: Síntese dos indicadores de impacto na saúde utilizados para a Avaliação de Impacte na Saúde associada a exposições de curto prazo

Poluente	Indicador Impacte na Saúde*	CID <sup>129</sup>	CID10	Risco Relativo (95% Intervalo de Confiança) para aumentos de concentração de 10 µg/m <sup>3</sup>	Cenários estimados	Referências
PM <sub>10</sub> (curto-prazo) 1-2 dias	Mortalidade total por todas as causas internas	< 800	A00-R99	1.006 (1.004 – 1.008)	Redução para 50 µg/m <sup>3</sup>	WHO, 2004
	Mortalidade cardiovascular	390-459	I00-I99	1.009 (1.005 – 1.013)	Redução para 20 µg/m <sup>3</sup>	WHO, 2004
	Mortalidade respiratória	460-519	J00-J99	1.013 (1.005 – 1.021)	Redução de 5 µg/m <sup>3</sup>	WHO, 2004
PM <sub>10</sub> (curto-prazo cumulativo) 40 dias	Mortalidade total por todas as causas internas	< 800	A00-R99	1.01227 (1.0081 – 1.0164)	Redução para 50 µg/m <sup>3</sup>	Zanobetti <i>et al.</i> , 2002
	Mortalidade cardiovascular	390-459	I00-I99	1.01969 (1.0139 – 1.0255)	Redução para 20 µg/m <sup>3</sup>	Zanobetti <i>et al.</i> , 2003
	Mortalidade respiratória	460-519	J00-J99	1.04206 (1.0109 – 1.0742)	Redução de 5 µg/m <sup>3</sup>	

\* - estes indicadores na estimativa de efeitos de curto prazo referem-se sempre a todas as idades e a ambos os sexos

Como se pode constatar da observação da tabela anterior, não existem indicadores de impacto sobre a saúde associados a exposições de curto prazo para PM<sub>2.5</sub>, dado que o grupo de trabalho da OMS (WHO) responsável considera que não existem ainda suficientes séries temporais na Europa que permitam o cálculo destes indicadores para essa fracção granulométrica. Por outro lado, existem dois tipos de exposição de curto prazo, uma exposição de um a dois dias e uma outra, para a qual o risco relativo é superior, relativa a exposições até quarenta dias. Esta discriminação deveu-se ao facto de "Zanobetti *et al.* terem encontrado um risco que é praticamente o dobro quando a exposição de curta duração chega a cerca de quarenta dias" (APHEIS, 2004). Outro elemento que pode ser obtido da observação desta tabela consiste nos cenários em avaliação, os quais são:

<sup>12</sup> CID – é o acrónimo para Classificação Internacional de Doença. O objectivo desta classificação é o de assegurar que os indicadores de impacto na saúde quantificam os mesmos diagnósticos, isto é que quando se está a tratar, p.ex., de mortalidade respiratória os dados contabilizam sempre o mesmo conjunto de doenças.



- Redução das concentrações de PM<sub>10</sub> para o valor-limite diário de 50 µg/m<sup>3</sup> para todos os dias que excedem esta concentração média diária;
- Redução das concentrações de PM<sub>10</sub> para uma concentração média diária de 20 µg/m<sup>3</sup> para todos os dias que excedem esta concentração diária;
- Redução em 5 µg/m<sup>3</sup> em todas as concentrações médias diárias.

Para além destes indicadores, o modelo requer ainda outros dados de entrada para as AIS associada a exposições de curto prazo (Tabela 14).

**Tabela 14: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de curto prazo em Lisboa para 2001**

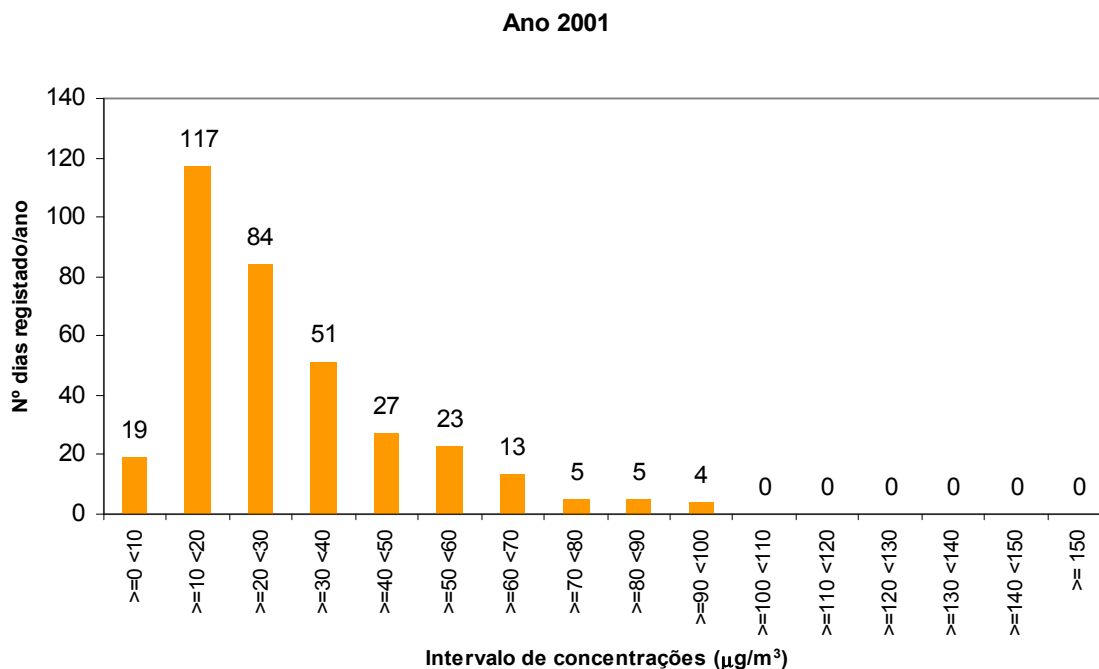
<b>Parâmetro (ou indicador)</b>	<b>Para o caso-estudo... Lisboa (2001)</b>	<b>Observações</b>
Concentração média anual de PM <sub>10</sub>	29 µg/m <sup>3</sup>	Dados de base: CCDRLVT
Concentração média de PM <sub>10</sub> (período de inverno)	29 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração média de PM <sub>10</sub> (período de verão)	30 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima anual de PM <sub>10</sub>	99 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima de PM <sub>10</sub> (período de inverno)	99 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima de PM <sub>10</sub> (período de verão)	94 µg/m <sup>3</sup>	
Percentil 98	82 µg/m <sup>3</sup>	
Histograma de concentrações médias diárias de PM <sub>10</sub> (por classes de 10 µg/m <sup>3</sup> )	CCDRLVT (Figura 43)	
Número de estações utilizadas	1 (Olivais)	
População exposta (pessoas)	2 133 446	DGS, 2003
Eficiência de recolha de dados anual (n.º de dias válidos)	348 (95.1%)	Dados de base CCDRLVT
Eficiência de recolha de dados (período de verão*) (n.º de dias válidos)	172	
Eficiência de recolha de dados (período de inverno) (n.º de dias válidos)	176	
Taxa de mortalidade (anual, por causas internas) (óbitos em 100 000 hab/ano)	952.3	DGS, 2003
Taxa de mortalidade cardiovascular (óbitos em 100 000 hab/dia)	313.9	calculada a partir de dados APHEIS, 2004
Taxa de mortalidade respiratória (óbitos em 100 000 hab/dia)	87.6	

\* - o período de verão é entendido como sendo o período que vai de Abril a Setembro, inclusive

\*\* - o período de inverno é entendido como sendo o período que vai de Janeiro a Março e de Outubro a Dezembro, inclusive

Dado que não foi possível, em tempo útil, recolher as taxas de mortalidade cardiovascular e respiratória, optou-se por recorrer a uma média das taxas de mortalidade para as cidades que integraram o estudo APHEIS mais próximas de Lisboa, bem como com regimes meteorológicos mais ou menos similares. Estas cidades foram Barcelona, Bilbao, Madrid, Sevilha e Valência.

A Figura 43 apresenta o histograma de concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  para a estação dos Olivais em 2001.



**Figura 43: Histograma das concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  medidas na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais em 2001**

No caso da Avaliação do Impacte na Saúde (AIS) associada a exposições de longa duração, alguns dos indicadores de impacte na saúde utilizados encontram-se indicados na Tabela 15. Todos os riscos relativos indicados foram calculados para concentrações de partículas medidas através de métodos gravimétricos.

Tabela 15: Síntese dos indicadores de impacte na saúde utilizados para a Avaliação de Impacte na Saúde associada a exposições de longo prazo

Poluente	Indicador Impacte na Saúde*	CID9	CID10	Risco Relativo (95% Intervalo de Confiança) para aumentos de concentração de 10 µg/m <sup>3</sup>	Cenários estimados	Referências
PM <sub>10</sub>	Mortalidade total por todas as causas internas	< 800	A00-R99	1.043 (1.026 – 1.061)	Redução da média anual para 40 µg/m <sup>3</sup>	Kunzli <i>et al.</i> , 2000
					Redução da média anual para 20 µg/m <sup>3</sup>	
					Redução da média anual em 5 µg/m <sup>3</sup>	
PM <sub>2,5</sub>	Mortalidade total por todas as causas	< 800	A00-R99	1.06 (1.02 – 1.11)	Redução da média anual para 20 µg/m <sup>3</sup>	Pope <i>et al.</i> , 2002
	Mortalidade cardiopulmonar	401-440 e 460-519	I10-I70 e J00-J99	1.09 (1.03 – 1.16)	Redução da média anual para 15 µg/m <sup>3</sup>	
	Cancro do pulmão	162	C33-C34	1.14 (1.04 – 1.23)	Redução da média anual em 3.5 µg/m <sup>3</sup>	

\* - estes indicadores na estimativa de efeitos de curto prazo referem-se sempre a todas as idades e a ambos os sexos

Os cenários simulados foram os seguintes:

- Redução da concentração média anual de PM<sub>10</sub> para o valor-limite anual de 40 µg/m<sup>3</sup> (valor-limite em aplicação a partir de 2005);
- Redução da concentração média anual de PM<sub>10</sub> para o valor-limite anual de 20 µg/m<sup>3</sup> (valor-limite em aplicação a partir de 2010);
- Redução em 5 µg/m<sup>3</sup> da concentração média anual de PM<sub>10</sub>.

No que diz respeito à AIS associada a exposições de longo prazo, esta também requer outros parâmetros para além dos riscos relativos (Tabela 16). Destaca-se o facto de, neste caso, as concentrações de PM<sub>10</sub> serem corrigidas mediante o factor de conversão determinado pelo IA, pois os estudos epidemiológicos e toxicológicos que estiveram na

origem dos riscos relativos foram efectuados com métodos gravimétricos. Isto explica também a diferença das estatísticas apresentadas nesta tabela e na tabela anterior.

**Tabela 16: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de longo prazo a PM<sub>10</sub> em Lisboa para 2001**

Parâmetro (ou indicador)	Para o caso-estudo... Lisboa (2001)	Observações
Concentração média anual de PM <sub>10</sub>	33	Dados de base: CCDRLVT
Concentração média de PM <sub>10</sub> (período de inverno)	32	
Concentração média de PM <sub>10</sub> (período de verão)	33	
Concentração máxima anual de PM <sub>10</sub>	110	
Concentração máxima de PM <sub>10</sub> (período de inverno)	110	
Concentração máxima de PM <sub>10</sub> (período de verão)	104	
Percentil 98	91	
Histograma de concentrações médias diárias de PM <sub>10</sub> (por classes de 10 µg/m <sup>3</sup> )	CCDRLVT (Figura 44)	
Número de estações utilizadas	1 (Olivais)	
População exposta (pessoas)	2 133 446	DGS, 2003
Eficiência de recolha de dados anual (n.º de dias válidos)	348 (95.1%)	Dados de base CCDRLVT
Eficiência de recolha de dados (período de verão*) (nº de dias válidos)	172	
Eficiência de recolha de dados (período de inverno) (nº de dias válidos)	176	
Taxa de mortalidade (anual, por todas as causas internas) (óbitos em 100 000)	952.3	calculada a partir de dados DGS, 2003
Taxa de mortalidade cardiopulmonar (óbitos em 100 000 hab/ano)***	378.3	calculada a partir de dados APHEIS, 2004
Taxa de mortalidade por cancro do pulmão (óbitos em 100 000 hab/ano)***	48.3	

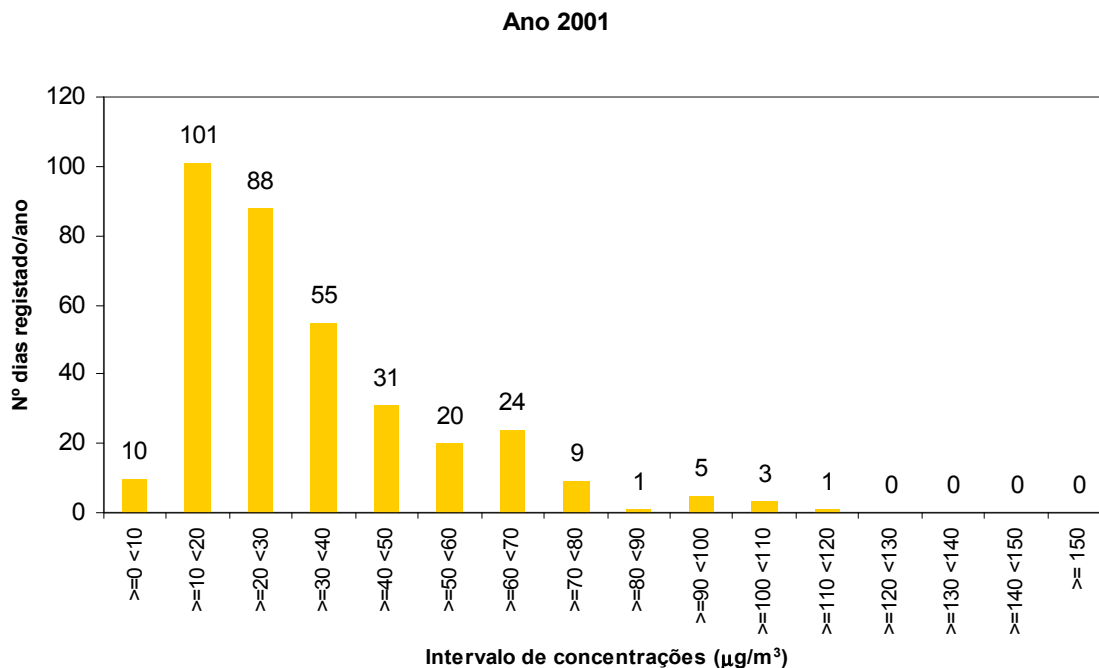
\* - o período de verão é entendido como sendo o período que vai de Abril a Setembro, inclusive

\*\* - o período de inverno é entendido como sendo o período que vai de Janeiro a Março e de Outubro a Dezembro, inclusive

\*\*\* - para o cálculo das taxas de mortalidade cardiovascular e respiratória voltaram a usar-se médias de cidades espanholas utilizadas anteriormente, embora desta feita apenas três cidades tenham publicado dados no estudo APHEIS (Bilbao, Madrid e Sevilha)

Relativamente aos dados de mortalidade, foi necessário discriminar os óbitos, tendo por base os dados obtidos no documento "Risco de Morrer em Portugal 2001" (DGS, 2003). Esta discriminação foi necessária quer para os dados relativos à mortalidade total (excepto acidentes e morte violenta, isto é apenas por causas internas) quer para os dados relativos à mortalidade cardiovascular e respiratória. Isto fez com que se calculasse especificamente a taxa de mortalidade do distrito de Lisboa apenas para

causas internas (visto que o documento consultado apenas apresentava a taxa de mortalidade por causas externas e a taxa de mortalidade total). Por outro lado, relativamente aos indicadores de mortalidade cardiopulmonar e por cancro do pulmão, após terem sido calculadas estas taxas tendo por base as três cidades espanholas (Bilbao, Madrid e Sevilha) houve a necessidade de as repartir por classes etárias. Esta repartição fez-se de modo a que as percentagens em cada classe etária fossem iguais às publicadas pela DGS para “doenças do aparelho respiratório (CID-9 31-32)” e “tumores malignos do aparelho respiratório (CID-9 10), respectivamente. É de destacar a alteração nos indicadores de saúde utilizados, pois para o curto prazo utilizavam-se as taxas de mortalidade cardiovascular e respiratória e, para exposições de longo prazo, o que se utiliza é a taxa de mortalidade cardiopulmonar e a taxa de mortalidade associada ao cancro do pulmão. A razão para esta alteração é que os dados de longo prazo basearam-se na última revisão do estudo da American Cancer Society (Pope *et al.*, 2002), o qual concluiu que existe uma associação entre  $PM_{2.5}$  e a mortalidade por todas as causas (internas e externas), por cancro do pulmão e a mortalidade cardiopulmonar. Para  $PM_{10}$  uma associação tão evidente ainda não foi encontrada (Amann *et al.*, 2002), dado que as séries temporais têm sido mais limitadas no tempo (o estudo da ACS avaliou uma coorte da população durante dezasseis anos). Este facto faz com que o efeito na saúde de  $PM_{2.5}$  para Lisboa também vá ser calculado, sendo utilizado o factor de conversão de concentrações de  $PM_{10}$  em concentrações de  $PM_{2.5}$ , obtido com base em concentrações de partículas medidas em Lisboa (ver detalhes no capítulo 5.2.3 - Outros parâmetros considerados, pág. 5-40). Não se abandonou a AIS associada à exposição a  $PM_{10}$ , na medida em que o estudo APHEIS 2 publicou riscos relativos para este tipo de exposição (indicados na Tabela 14), embora deva ser enfatizado, uma vez mais, que a evidência associada à exposição a  $PM_{2.5}$  está, do ponto de vista científico, mais estabelecida.



**Figura 44: Histograma das concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  medidas na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais em 2001 (concentrações corrigidas para comparação com método gravimétrico)**

A AIS da exposição a longo prazo a  $PM_{2.5}$  foi efectuada da mesma forma que para a fracção granulométrica  $PM_{10}$ , nomeadamente utilizando concentrações incluindo o factor de conversão para medições pelo método gravimétrico. Todavia esta avaliação incidiu

apenas sobre a mortalidade total. Para a AIS associada à exposição a  $PM_{2.5}$  foram simulados os cenários para os quais Pope *et al.* (2002) calculou riscos relativos e que são:

- Redução das concentrações de  $PM_{2.5}$  para uma concentração média anual de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;
- Redução das concentrações de  $PM_{2.5}$  para uma concentração média anual de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;
- Redução em  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em todas as concentrações médias diárias de  $PM_{2.5}$ .

Na Tabela 17 indicam-se outros dados de entrada utilizados para a estimativa do impacto das concentrações de  $PM_{2.5}$  sobre a saúde em Lisboa.

Tabela 17: Outros parâmetros utilizados para a AIS associada a exposições de longo prazo a PM<sub>2.5</sub> em Lisboa para 2001

Parâmetro (ou indicador)	Para o caso-estudo... Olivais (2001)	Observações
Concentração média anual de PM <sub>2.5</sub>	22 µg/m <sup>3</sup>	Dados de base: CCDRLVT
Concentração média de PM <sub>2.5</sub> (período de inverno)	21 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração média de PM <sub>2.5</sub> (período de verão)	22 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima anual de PM <sub>2.5</sub>	74 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima de PM <sub>2.5</sub> (período de inverno)	74 µg/m <sup>3</sup>	
Concentração máxima de PM <sub>2.5</sub> (período de verão)	70 µg/m <sup>3</sup>	
Percentil 98	61 µg/m <sup>3</sup>	
Número de estações utilizadas	1 (Olivais)	
População exposta (pessoas)	2 133 446	DGS, 2003
Eficiência de recolha de dados anual (n.º de dias válidos)	348 (95.1%)	Dados de base CCDRLVT
Eficiência de recolha de dados (período de verão*) (nº de dias válidos)	172	
Eficiência de recolha de dados (período de inverno) (nº de dias válidos)	176	
Taxa de mortalidade (anual, por todas as causas) (óbitos em 100 000 hab/ano)	1000.9	DGS, 2003
Taxa de mortalidade cardiovascular (óbitos em 100 000 hab/dia)	313.9	calculada a partir de dados APHEIS, 2004
Taxa de mortalidade respiratória (óbitos em 100 000 hab/dia)	87.6	

#### 4.4.2.2. Limitações inerentes à utilização deste tipo de modelo

A aplicação deste tipo de modelos requer a adopção de um número de premissas, nomeadamente que a magnitude de concentrações medida na estação de monitorização dos Olivais é uma boa aproximação das concentrações existente para toda a área, para além de se assumir que a função exposição-resposta é aplicável, isto é que a exposição causa o efeito (indicador de saúde seleccionado) do modo traduzido pela função (APHEIS, 2004). O problema da transferibilidade da função exposição-resposta é comum a todo este tipo de estimativas dos efeitos das partículas na saúde (exs.: Amann *et al.*, 2002; APHEIS, 2003; APHEIS, 2004).



Outra limitação importante deriva da aplicação do factor de conversão da fracção  $PM_{10}$  para a fracção  $PM_{2.5}$ , já que seria preferível ter concentrações de  $PM_{2.5}$  medidas na estação dos Olivais em 2001. Dado que estas concentrações não existem e que ainda não há um histórico de dados anual de  $PM_{2.5}$  nessa estação, utilizar-se-ão os factores de conversão estimados com base em outras estações existentes em Lisboa (ver detalhes no ponto 5.2.3 - Outros parâmetros considerados, pág. 5-40).

#### 4.4.2.3. Algoritmos utilizados pelo modelo

Como se recorreu para AIS à utilização do *software* PSAS-9 é importante explicitar alguns dos conceitos em que assentam os diferentes algoritmos de cálculo. As seguintes definições provêm do apêndice ao projecto APHEIS 3 (2004).

Em primeiro lugar, devem estimar-se algumas grandezas para um determinado período de tempo. Neste caso usar-se-á como exemplo o período de um ano.

O modelo PSAS-9 irá estimar o impacte com base no cálculo da Proporção Atribuível ( $PA$ ), a qual indica a fracção do indicador de impacte na saúde seleccionado que pode ser atribuído à exposição à poluição do ar no seio de uma determinada população (a premissa é que se verifique a associação causal entre a exposição e o indicador de impacte na saúde):

$$PA = \frac{\{[RR_c - 1] \times p_c\}}{[RR_c \times p_c]} \quad \text{(EQUAÇÃO 10)}$$

onde:

$RR_c$  é o Risco Relativo para o indicador de impacte na saúde na categoria de exposição  $c$

$p_c$  é a proporção da população alvo na categoria de exposição  $c$

$d_i$  é a população que faleceu no ano  $i$

Sabendo (ou, frequentemente, estimando) uma frequência determinada do indicador de impacte na saúde na população - a taxa (ou número de casos por unidade populacional)  $I$  - a taxa atribuída à exposição na população ( $IExp$ ) pode ser calculada através de:

$$IExp = I \times PA \quad \text{(EQUAÇÃO 11)}$$

Consequentemente, a frequência do indicador de impacte na saúde na população não exposta ( $INExp$ ) pode ser estimada através de:

$$INExp = I - IExp = I \times (1 - PA) \quad \text{(EQUAÇÃO 12)}$$

Para uma população de uma determinada dimensão ( $N$ ),  $IExp$  pode ser convertido no número estimado de casos atribuído à exposição ( $NExp$ ) através de:

$$NExp = IExp \times N \quad \text{(EQUAÇÃO 13)}$$

Conhecendo a incidência (estimada) dentro da população não exposta e o risco relativo a uma determinada concentração poluente, é igualmente possível estimar a incidência adicional ( $I + (c)$ ) e os números de casos adicionais ( $N + (c)$ ), para uma determinada categoria de exposição. Estas variáveis podem então ser calculadas (estimadas) através de:

$$I + (c) = (RR_c - 1) \times p_c \times INExp \quad \text{(EQUAÇÃO 14)}$$

$$N + (c) = I + (c) \times N \quad \text{(EQUAÇÃO 15)}$$

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Campanhas de Medição Pontual de Partículas

#### 5.1.1. Distribuição de concentrações de fundo

As concentrações obtidas na campanha de medição de concentrações de fundo encontram-se indicadas na Tabela 18.

Tabela 18: Concentrações obtidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo

Data/Local de amostragem	Concentração PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )										
	Alvalade	Olivais	Beato	Belém	Campo de Ourique	Castelo	Chelas	Lumiar	Monsanto	Serafina	Telheiras
07-02-04 <i>sábado</i>	56	94	59	65	81	59	53	88	60	65	84
08-02-04 <i>domingo</i>	59	53	43	48	64	64	44	70	41	56	67
09-02-04 <i>2ª feira</i>	48	54	58	68	117	59	54	88	99	47	71
10-02-04 <i>3ª feira</i>	70	45	51	58	76		83	69	12	54	72
11-02-04 <i>4ª feira</i>	67	60	70	66	75	81	64	81	28	59	78

concentrações superiores ao Valor-Limite Diário de 50 µg/m<sup>3</sup>, estabelecido na legislação (Dec-Lei n.º 111/2002), são assinaladas a **encarnado** a fundo sombreado assinalam-se os dias de amostragem de fim-de-semana

Na Figura 45 apresentam-se algumas estatísticas descritivas de cada um dos pontos de amostragem escolhidos, nomeadamente mínimo, média, mediana e percentis 25 e 75.

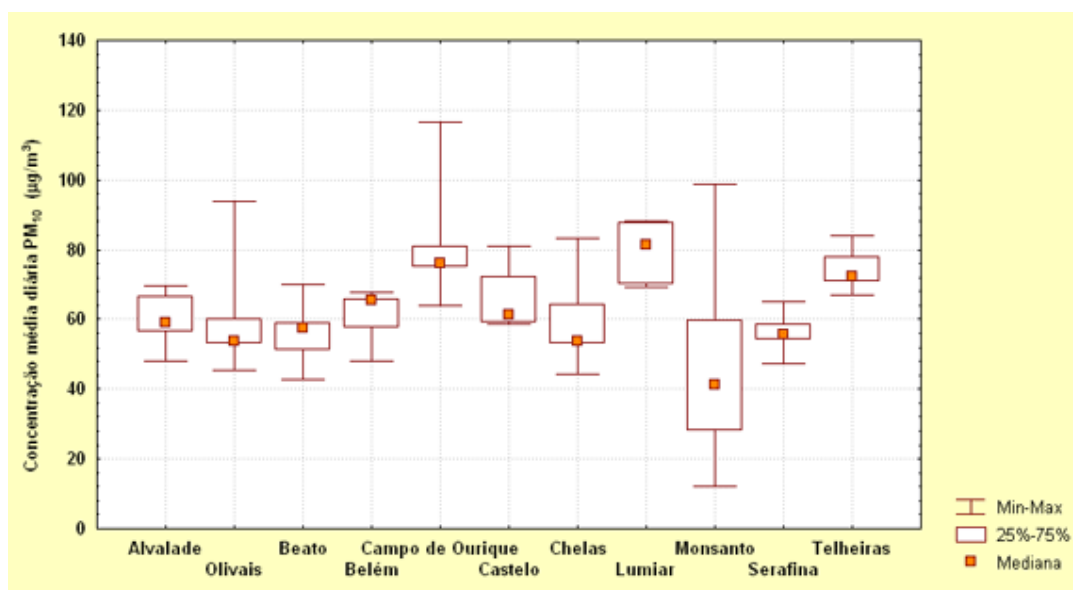


Figura 45: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo

Não obstante a campanha ter sido efectuada utilizando amostragens maioritariamente em localizações urbanas de fundo, as concentrações de  $PM_{10}$  medidas foram, comparativamente com a legislação (Decreto-Lei n.º 111/2002) e de modo genérico, bastante elevadas. Provavelmente, o efeito mais determinante observado deveu-se a eventuais intrusões de massas de ar, provenientes do norte de África, com elevados níveis de partículas. A observação do índice de aerossóis ICoD/DREAM, da Universidade de Malta e produzido com base em imagens de satélite e nos regimes sinópticos registados, regista para os dias 7, 8 e 9 de Fevereiro um índice muito elevado de partículas sobre a Península Ibérica, em particular sobre Portugal. As imagens produzidas por este modelo para todos os dias em que foram efectuadas campanhas de medição recorrendo aos amostradores de baixo volume (LVS) podem ser observadas em anexo – ver (Índice de aerossóis ICoD/DREAM (dia-a-dia para os períodos das Campanha de Medição Pontual), pág. 9-41 e seguintes).

Pode ver-se igualmente que existem dias em que, mesmo na localização onde foi medida a concentração mais baixa (um local de fundo como “Monsanto”), as concentrações de  $PM_{10}$  excedem o valor-limite diário de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em todos os locais amostrados. Este facto parece sugerir que o efeito do dia de amostragem se sobrepõe ao efeito da localização de amostragem, ou seja, existem dias em Lisboa em que a concentração de  $PM_{10}$  é bastante elevada em toda a cidade. Este facto é consistente com a identificação do transporte

Outro aspecto a destacar está relacionado com a localização ser, raramente, determinante para as diferenças observadas como se pode ver pelo facto de no gráfico de caixas (Figura 45) as diferentes localizações terem gamas de concentrações similares, com excepção de “Campo de Ourique” e de “Telheiras” (em que o intervalo definido pelos percentis 25 e 75 das concentrações médias diárias não intercepta igual intervalo dos restantes locais amostrados).

As figuras seguintes (Figura 46 a Figura 50) foram efectuadas a partir da interpolação (*kriging* utilizando um modelo de covariância esférico) das concentrações de  $PM_{10}$  obtidas experimentalmente. As interpolações foram efectuadas através do *software* ArcGIS, versão 8.3. Paralelamente apresenta-se igualmente a rosa de ventos registada para a estação meteorológica sita na Av. Gago Coutinho, em Lisboa. Esta caracterização meteorológica, incluindo uma tabela de frequências de rumos e intensidades de vento diária, encontra-se em anexo. O objectivo é o de procurar perceber se a meteorologia pode explicar as altas concentrações e as diferenças encontradas. De referir que a precipitação instantânea e acumulada não é indicada nesta caracterização meteorológica, visto que praticamente apenas ocorreu precipitação no dia 8 de Fevereiro de 2004, tendo sido um valor de precipitação baixo ( $2.7 \text{ mm}/\text{dia}$ ). Em anexo encontram-se os dados de precipitação diária acumulada, tendo por base a estação meteorológica Gago Coutinho, pertencente à Rede Urbana de Estações Meteorológicas Automáticas (RUEMA). Desta forma a precipitação e o potencial efeito de lavagem atmosférica não será este o factor explicativo para as diferenças de concentração diária encontradas.

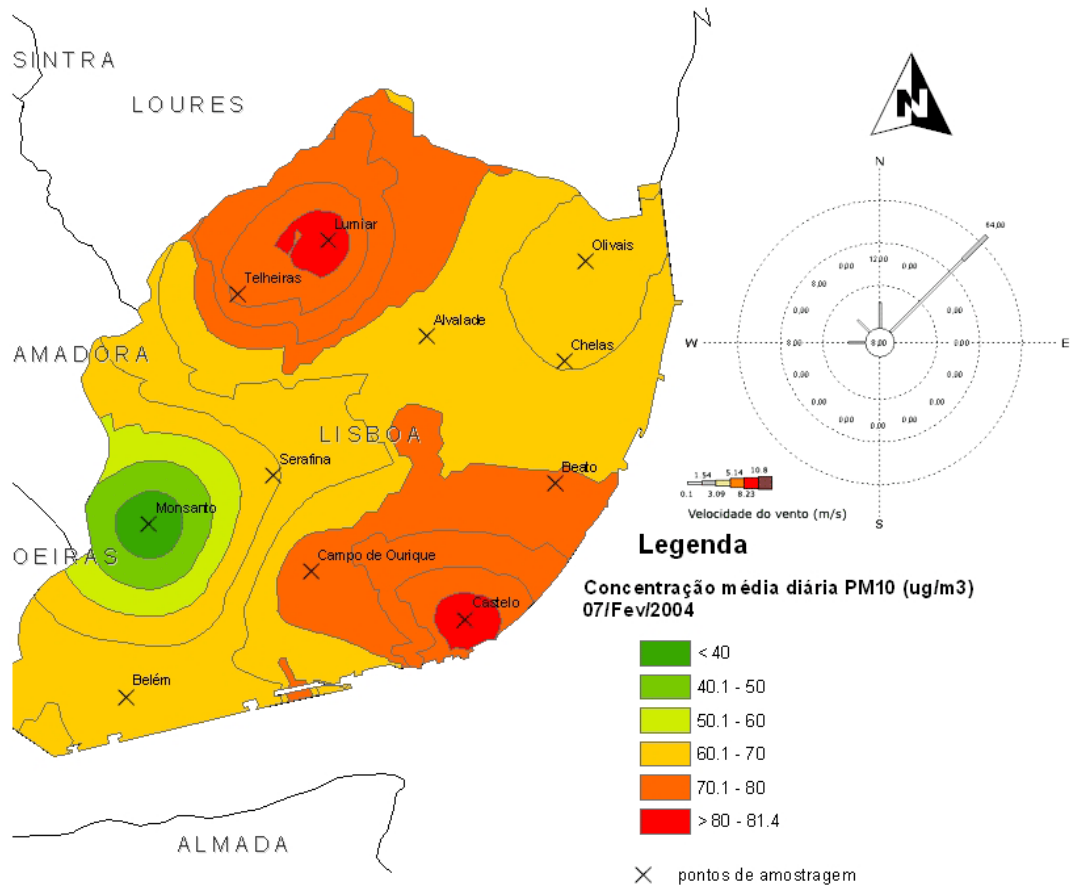


Figura 46: Mapa de interpolação das concentrações de PM<sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (07/02/2004) e respectiva rosa de ventos

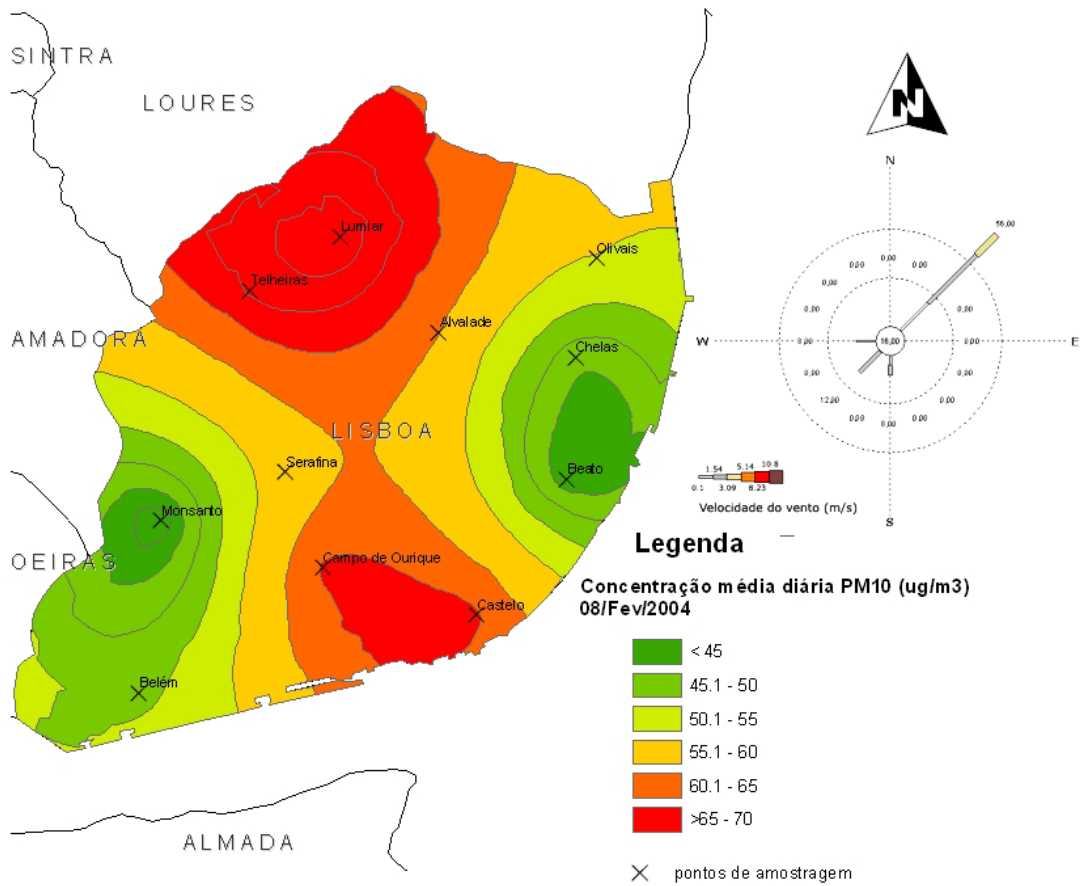


Figura 47: Mapa de interpolação das concentrações de PM<sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (08/02/2004) e respectiva rosa de ventos

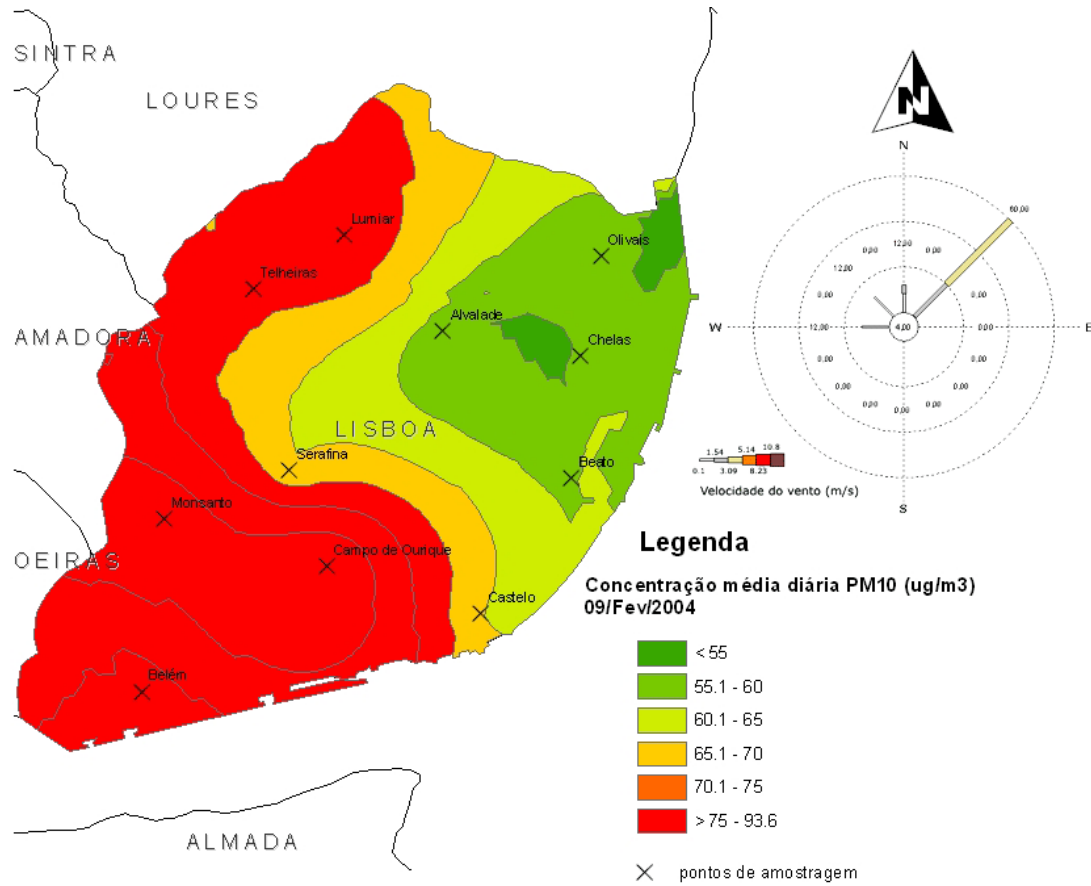


Figura 48: Mapa de interpolação das concentrações de PM<sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (09/02/2004) e respectiva rosa de ventos

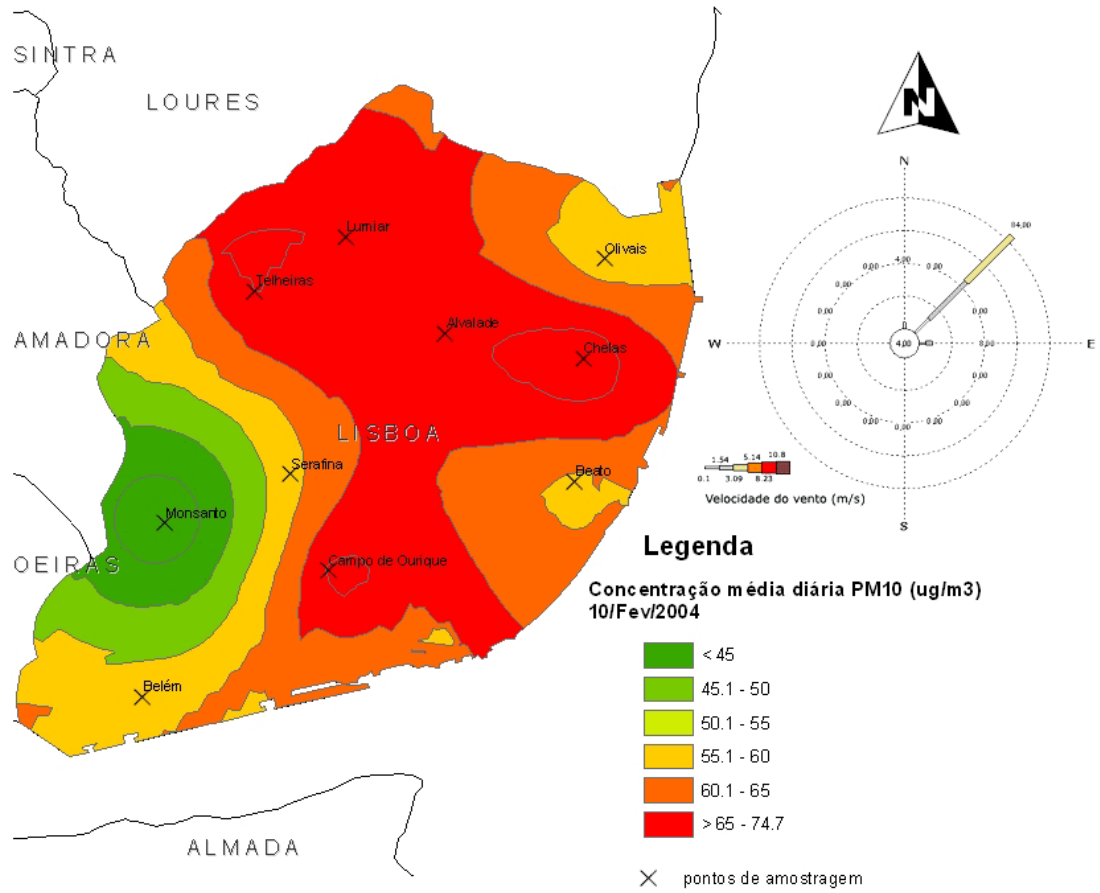
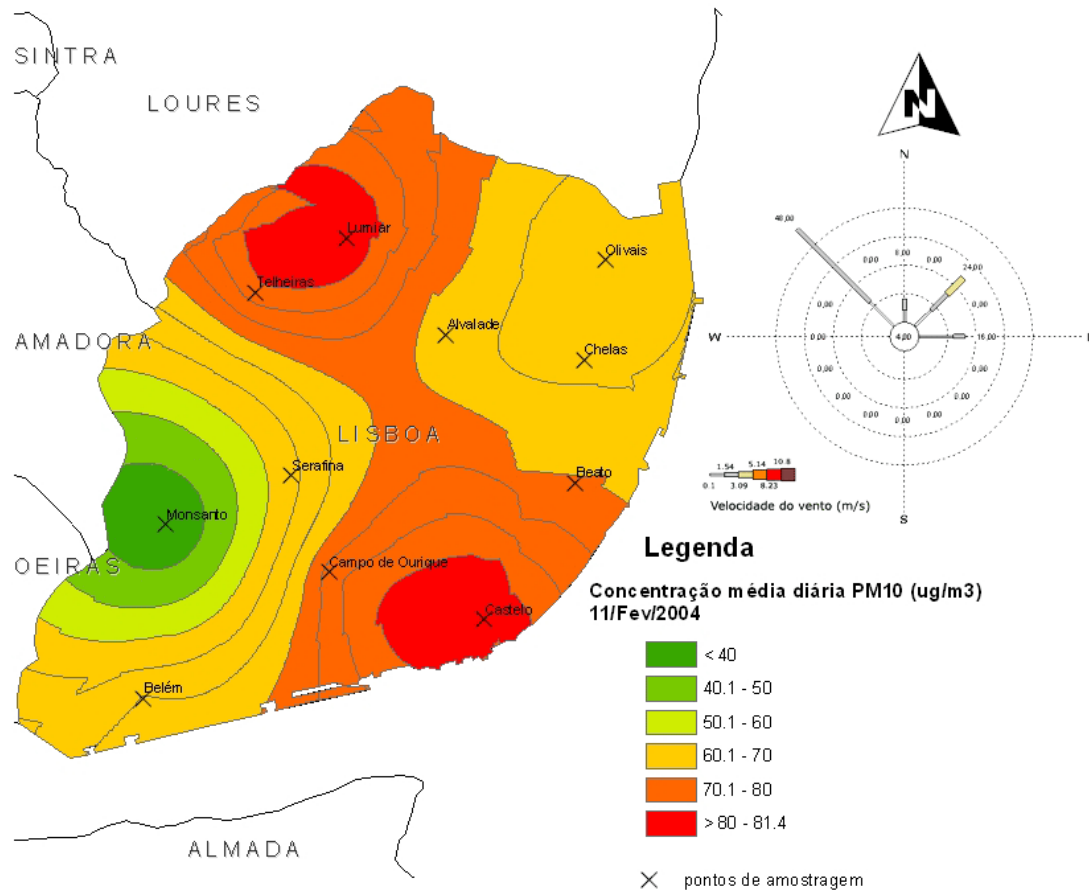


Figura 49: Mapa de interpolação das concentrações de PM<sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (10/02/2004) e respectiva rosa de ventos





**Figura 50: Mapa de interpolação das concentrações de PM<sub>10</sub> medidas na campanha de distribuição de concentrações de fundo (11/02/2004) e respectiva rosa de ventos**

O efeito dominante nas elevadas concentrações registadas parece dever-se ao transporte de massas de ar com altas concentrações de partículas provenientes do Norte de África, à semelhança das concentrações elevadas registadas devido a este fenómeno em diversos trabalhos publicados relativos à Península Ibérica (González, 2002; Artiñano *et al.*, 2000; Rodriguez *et al.*, 2000; Reis *et al.*, 2002; Almeida, 2004) e relativas ao arquipélago dos Açores (Fialho *et al.*, 2005).

Laupsa *et al.* (2005) também encontrou níveis bastante elevados na Noruega, tendo associado estas excedências ao valor-limite diário para PM<sub>10</sub> a situações caracterizadas por "fortes inversões de temperatura, ventos fracos e pequena mistura vertical", a qual "acontece para partículas mais frequentemente em situações de baixas temperaturas como tempo seco, dado que as partículas provenientes do aquecimento doméstico e da ressuspensão proveniente do tráfego automóvel atingem o seu máximo nestas alturas". Relativamente a poder observar-se um efeito desta natureza em Lisboa, particularmente para os dias em que o transporte de partículas do norte de África não parece ter um efeito tão pronunciado (dias 10 e 11 de Fevereiro), pode dizer-se que o aquecimento doméstico não terá a expressão registada num país frio como a Noruega. Todavia a ressuspensão originada pelo tráfego rodoviário, a qual tende a ser significativa em climas secos, pode ter tido uma contribuição importante para as concentrações medidas. Este tipo de interpretação parece ser reforçado quando se analisa em detalhe a meteorologia registada durante a campanha. Como previamente citado praticamente não ocorreu precipitação, o que pode ser parte da explicação para as concentrações bastante elevadas em toda a cidade.

Quanto à influência do vento, analisando em pormenor a rosa de ventos diária, assim como a tabela de frequências de rumo e intensidade do vento (indicadas em anexo), verifica-se que grande parte da campanha decorreu com intensidades de vento inferiores a 3.1 m/s, o que equivale segundo a escala de ventos de Beaufort a regimes de brisa ligeira. Por outro lado, em todos os dias ocorreram períodos de calma (intensidade de vento < 0.2 m/s). Este regime de vento está de acordo com o descrito anteriormente por Laupsa *et al.* (2005) e também com o que Vardoulakis *et al.* (2005) descrevem para a cidade de Atenas quando referem que a meteorologia local (condições de vento fraco) têm a influência decisiva nas concentrações de PM<sub>10</sub> medidas.

Em termos da avaliação da distribuição das concentrações dia a dia parece verificar-se que as concentrações máximas de PM<sub>10</sub> se registam quase sempre no eixo central da cidade, definido neste contexto como o eixo que vai de Norte (Telheiras e Lumiar) até sul (Castelo e Campo de Ourique). Esta distribuição das concentrações de PM<sub>10</sub> é similar à encontrada em medições com amostradores passivos, onde o objectivo era a medição de benzeno (Tente *et al.*, 2003). Assim sendo é provável que à semelhança do citado estudo, seja o tráfego rodoviário a principal fonte de emissões de PM<sub>10</sub> e o principal factor explicativo para as distribuições diárias de PM<sub>10</sub> encontradas. A topografia da cidade de Lisboa poderá igualmente ter alguma influência nesta distribuição, visto que este eixo se situa em zonas de menor altitude, o que poderá favorecer a acumulação de partículas (Figura 51).

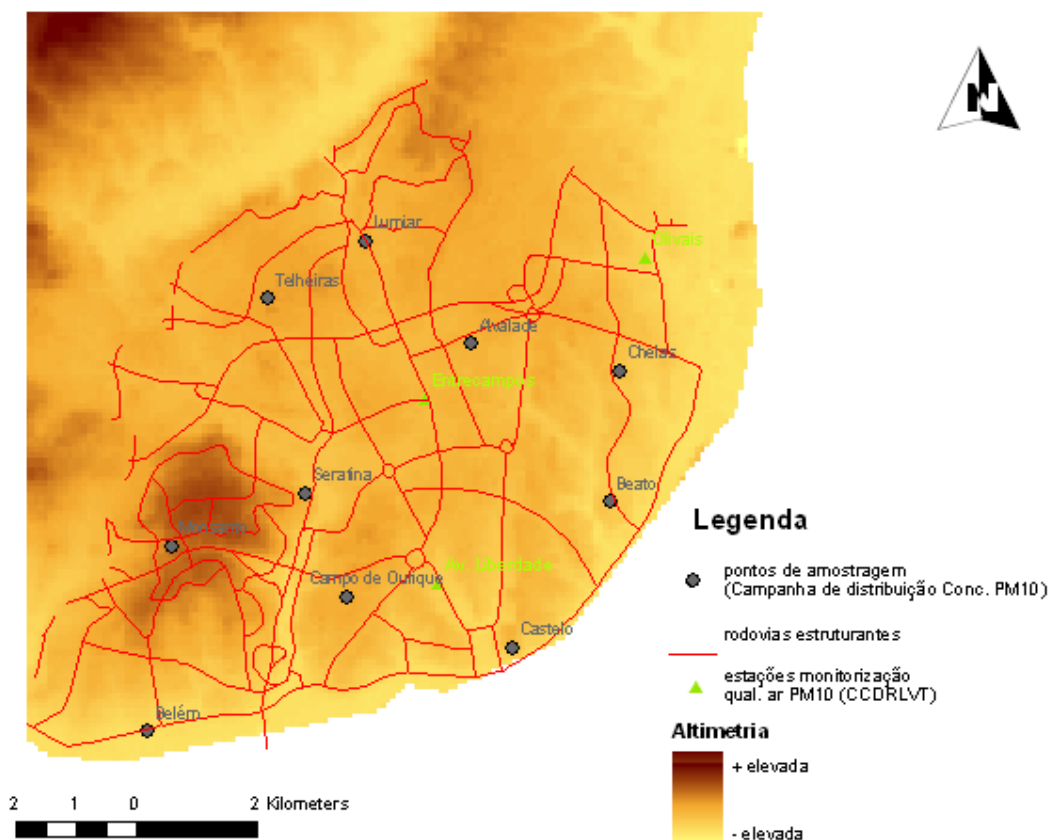


Figura 51: Altimetrias e rodovias estruturantes da cidade de Lisboa

### 5.1.2. Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior

As concentrações obtidas na campanha de medição em concentrações no exterior e no interior encontram-se indicadas na Tabela 19 e representadas na Figura 52.

Tabela 19: Concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior e no interior

Local de amostragem / Data	Concentração PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )								
	21-Jan 4ª feira	22-Jan 5ª feira	23-Jan 6ª feira	24-Jan sábado	25-Jan domingo	26-Jan 2ª feira	27-Jan 3ª feira	28-Jan 4ª feira	
café in (zona Belém)			40	65	61	45	58	63	
café out (zona Belém)			48	17	17	28	24	36	
consultório médico (Av. Liberdade)	51		39		15	42	33	69	
repart. públ. out (EMQA* Av. Liberdade)		110	55	41	24	26	27	70	
serviços C/Tabaco in (Monsanto)	94	166	62	59	25	84	51	42	
serviços C/Tabaco out (Monsanto)		55	18	13	8	16	13	76	
habitação S/Tabaco in (Telheiras)	16	54	27	6	13	11	29	19	
habitação S/Tabaco out (Telheiras)	15	82	18	28	15	23	36	35	
colégio in (Entrecampos)	18	92	49	14	35	24		21	
colégio out (EMQA* Entrecampos)	62	79	29	18		39	34	67	
escola in (Olivais)		41	14	19		21		37	
escola out (EMQA* Olivais)	30	55	13	12	7	16	12	38	
habitação C/Tabaco in (Graça)				40	37	25			
habitação C/Tabaco out (Graça)				15		15			

concentrações superiores ao Valor-Limite Diário de 50 µg/m<sup>3</sup>, estabelecido na legislação (Dec-Lei n.º 111/2002), são assinaladas a **encarnado** a fundo sombreado assinalam-se os dias de amostragem de fim-de-semana

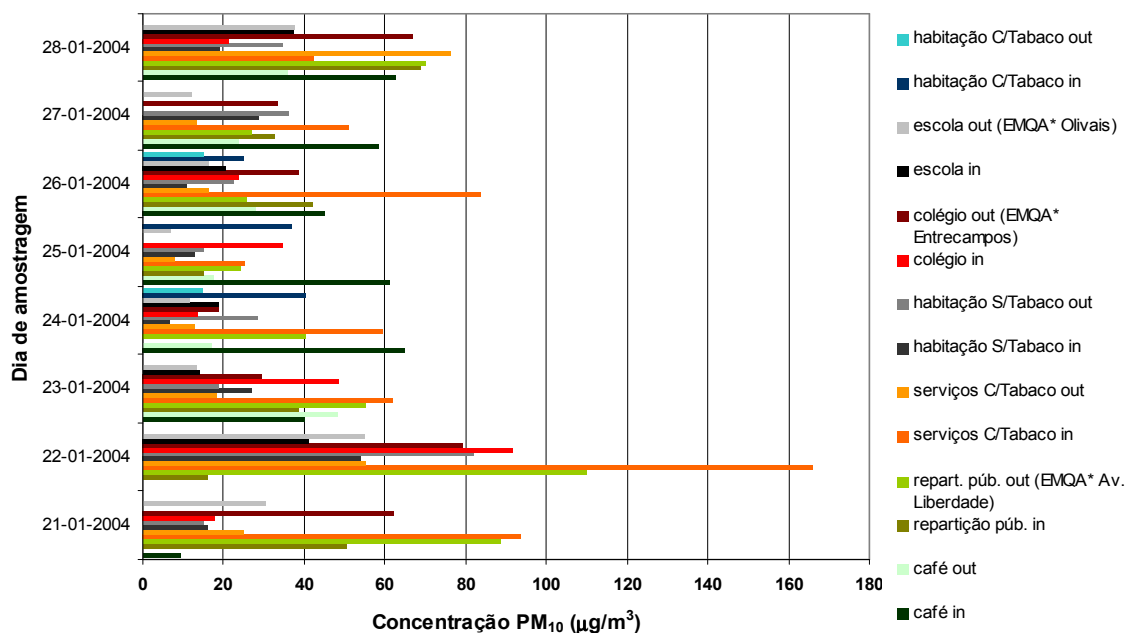
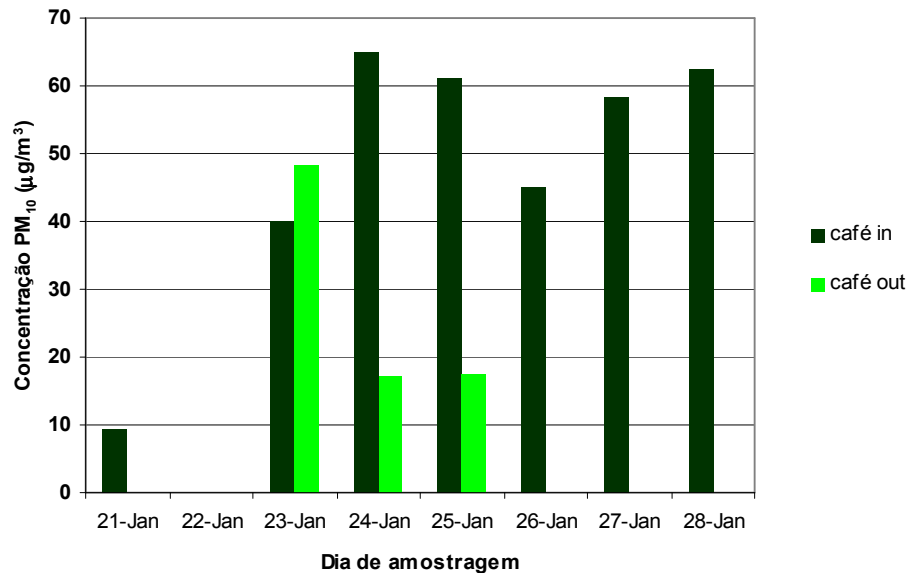


Figura 52: Totalidade das concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior versus concentrações no interior

Um dos primeiros destaques vai para a quantidade de concentrações em falta, as quais são justificadas por questões logísticas que determinaram a impossibilidade de medição em algumas localizações e em alguns períodos (p.ex. na escola ao domingo) mas também por invalidação dos resultados obtidos, por manuseamento incorrecto de alguns filtros.

Nesta campanha, ao contrário da campanha de medição de concentrações de fundo, não houve a preocupação de evitar colocar os amostradores afastados de vias de tráfego intenso. Deste modo, a influência do tráfego parece sentir-se com maior intensidade e assim um dos efeitos que parece observar-se está relacionado com a redução de concentrações de  $PM_{10}$  ao fim-de-semana quando comparados com os dias úteis, com excepção do interior do café amostrado (o que poderá justificar-se por uma maior ocupação deste espaço ao fim-de-semana). Estes níveis estão relacionados com a diminuição de emissões provenientes do tráfego rodoviário nestes períodos. Não obstante as poucas medições efectuadas, o certo é que esta tendência acontece igualmente na avaliação dos dados da rede de monitorização para o período que vai de 2001 a 2003 (que será apresentada mais adiante no sub-capítulo 5.2.1 - Análise de Séries Temporais (ar ambiente), pág.5-20), o que vem reforçar este indício.

De forma a facilitar a comparação entre o interior e o exterior para os locais seleccionados, optou-se por apresentar as concentrações de  $PM_{10}$  obtidas de forma mais detalhada (Figura 53 a Figura 59, inclusive).



**Figura 53: Concentrações de  $PM_{10}$  obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “café”**

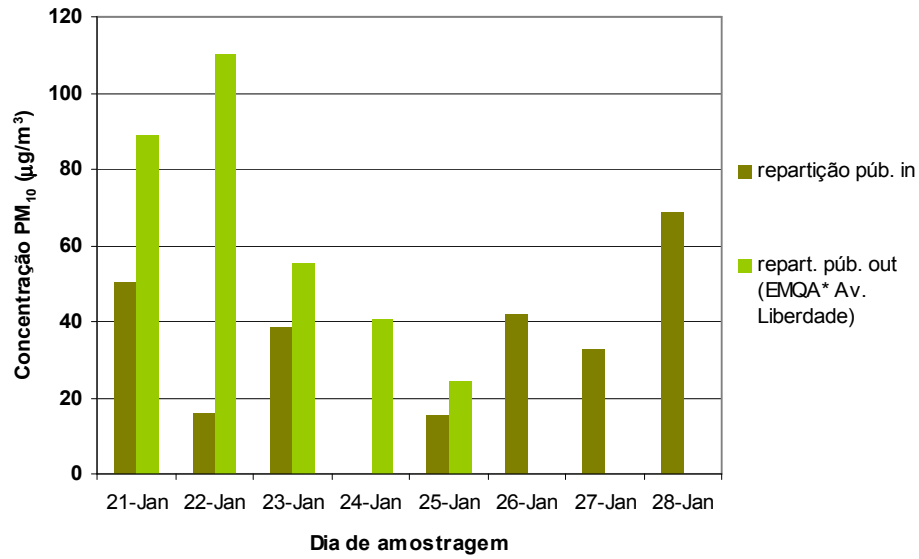


Figura 54: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “repartição pública”

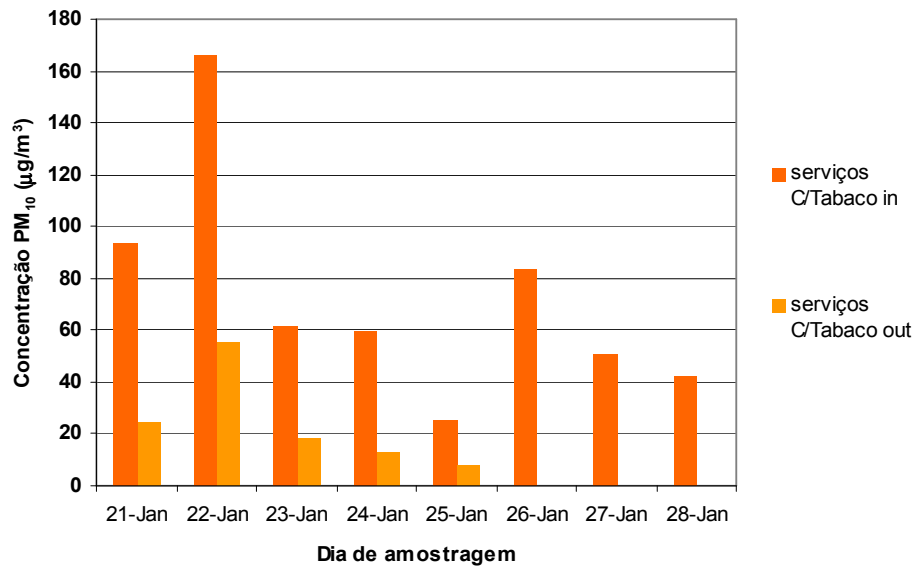


Figura 55: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “serviços (fumo de tabaco permitido)”

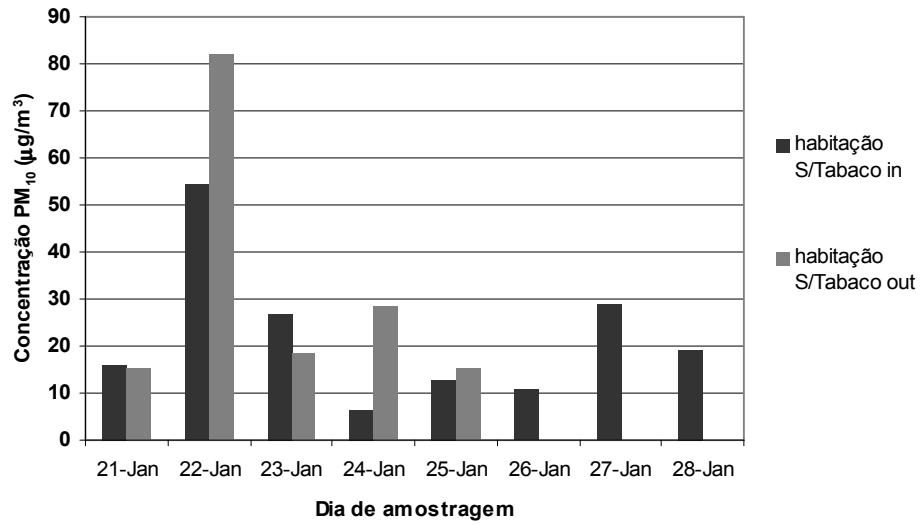


Figura 56: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “habitação (sem fumo de tabaco)”

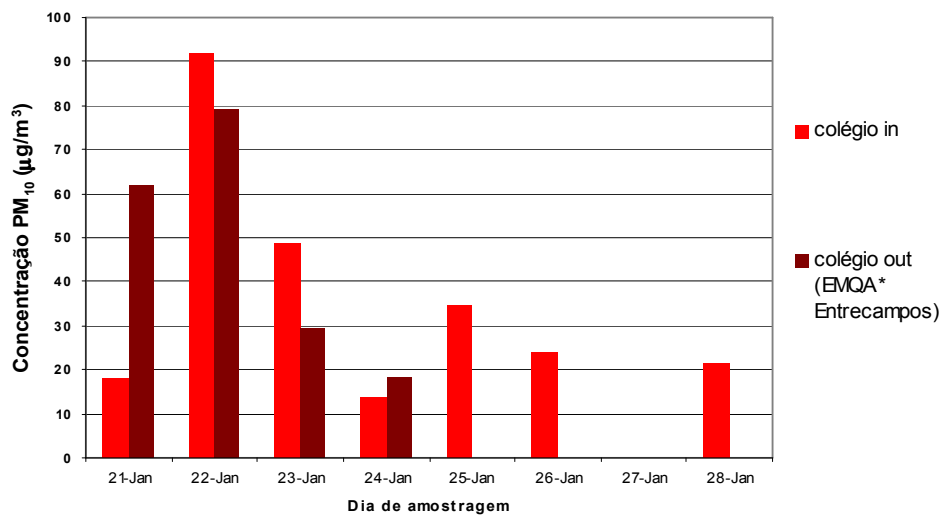


Figura 57: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “colégio”

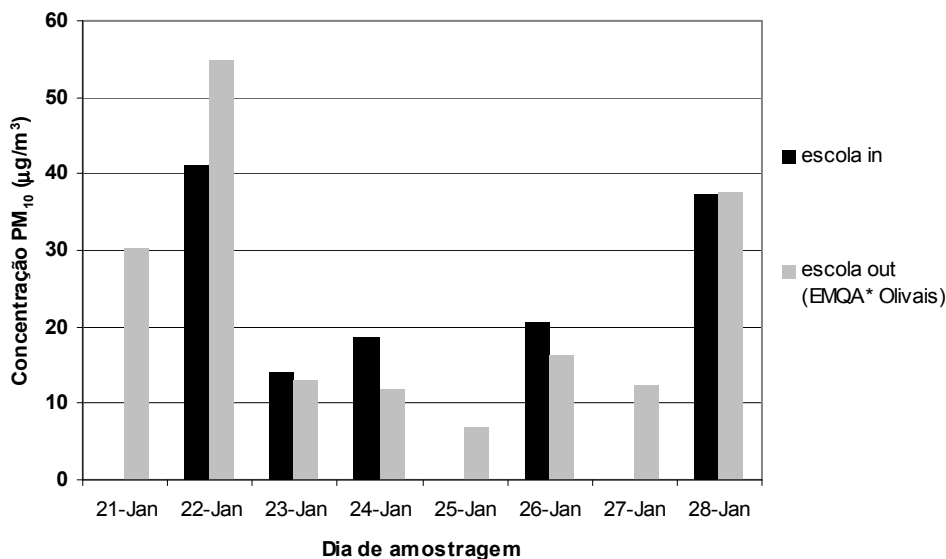


Figura 58: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “escola”

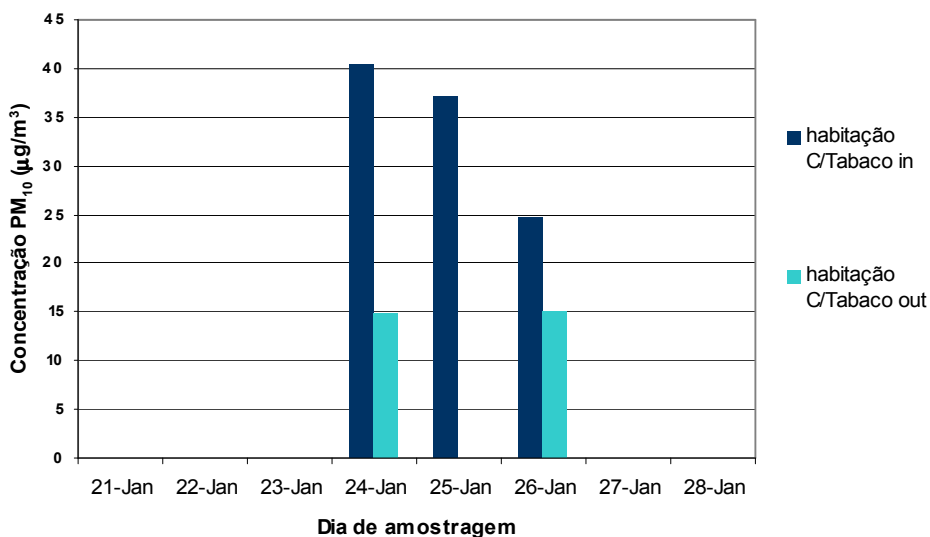


Figura 59: Concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas durante a campanha de concentrações no exterior versus concentrações no interior para a localização “habitação (com fumadores no interior)”

Nos ambientes interiores a existência de fontes interiores parece ter sido determinante para os resultados obtidos. Repare-se que na Tabela 19 existem locais de amostragem que superam quase sempre o valor-limite diário de 50 µg/m<sup>3</sup> e outros em que a excedência a essa concentração é a excepção. O melhor exemplo é o local de serviços onde é permitido fumar (localização em Monsanto): este local no exterior é praticamente sempre o mínimo das concentrações médias diárias obtidas mas, no ambiente interior, a situação é a inversa passando a ser o ambiente de máximas concentrações de PM<sub>10</sub>.

O gráfico de caixas da figura seguinte (Figura 60) apresenta algumas estatísticas descritivas das concentrações obtidas nesta campanha. A leitura deverá ser efectuada

com cuidado, na medida em que a eficiência de recolha de dados foi substancialmente diferente entre diferentes localizações (p.ex. a habitação onde é frequente fumar amostrada tem poucas medições válidas), todavia dado que este tipo de figura permite enfatizar alguns elementos na comparação entre locais esta figura será apresentada.

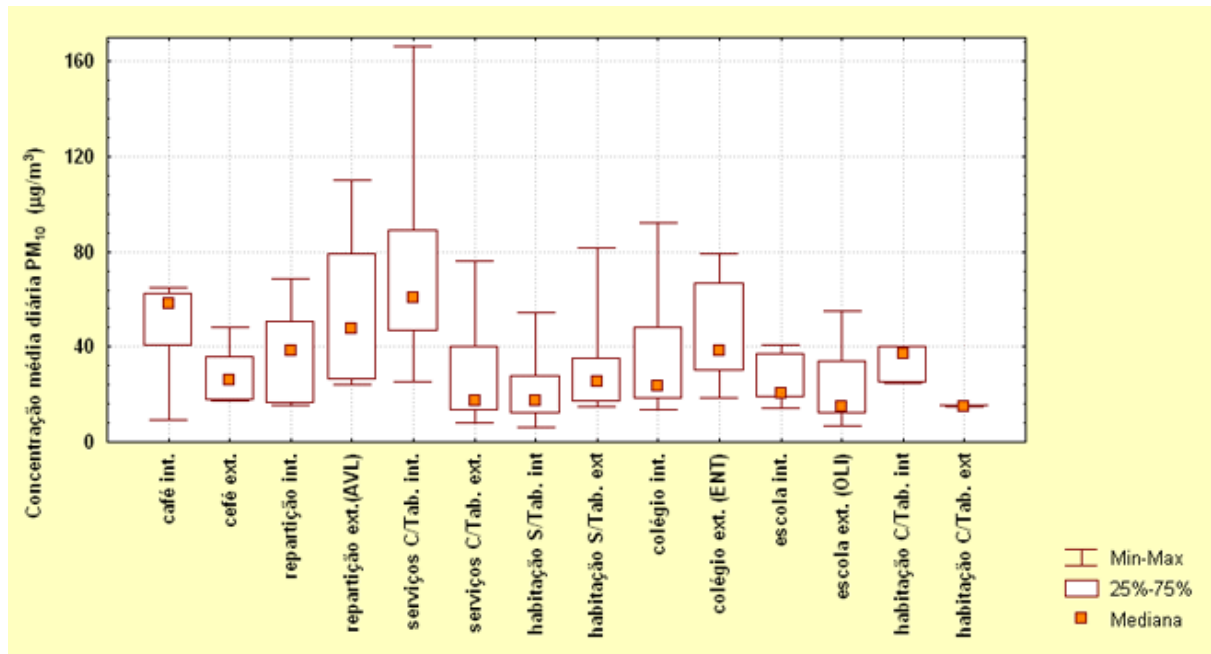


Figura 60: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de comparação de concentrações no exterior e no interior

Um dos aspectos fundamentais da interpretação da Figura 60 é o que se pode observar relativamente à relação entre as concentrações no exterior e no interior num mesmo local. Comparem-se os quartis para o caso dos “serviços com tabaco” no interior e exterior com os quartis para a “habitação sem tabaco” no interior e exterior. Pode ver-se que no primeiro caso, o intervalo que vai do percentil 25 ( $P_{25}$ ) ao  $P_{75}$  não se interceptam, sendo a concentração no interior muito superior à exterior. No caso da habitação onde não se fuma, a concentração de  $PM_{10}$  é inferior no interior quando comparada com a concentração urbana de fundo junto à habitação, não sendo a diferença entre ambos os locais tão importante como no caso dos “serviços com tabaco”. À semelhança de outros trabalhos que comparam medições de poluentes atmosféricos no interior e no exterior (Cocheo *et al.*, 2000; Tente *et al.*, 2003), este resultado parece sugerir que na ausência de fontes interiores relevantes (p.ex. o fumo de tabaco) é o ar exterior a principal fonte de contaminação nas habitações.



### 5.1.3. Avaliação de concentrações máximas

As concentrações obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas encontram-se indicadas na Tabela 20 e representadas na Figura 61.

Tabela 20: Concentrações obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas de PM<sub>10</sub>

Data / Local de amostragem	Concentração PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )										
	2Circ 1	2Circ 2	Av. Lib 1	Av. Lib 2	Av. MG Costa 1	Av. MG Costa 2	Eixo NS 1	Eixo NS 2	Saldanha 1	Saldanha 2	EMQA Av. Lib*
30-01-04					41	44	38	54			39
31-01-04				38	48	39	19	41			
01-02-04			24	29		13	77		25	32	27
02-02-04			39	54		56	92	102	66	78	30
03-02-04	92	67	85	94		76	72	73	81	72	76
04-02-04	103	80	75	105		74	96	96	75	79	86

\* EMQA Av. Liberdade corresponde a um amostrador LVS colocado no telhado da Estação de Monitorização da Qualidade do Ar da Avenida da Liberdade e não à concentração medida na própria estação. Na Figura 61, as barras vermelhas com a notação “EMQA Av.Lib” representam as concentrações amostradas por este equipamento, enquanto a linha vermelha representa a concentração medida pela estação de monitorização. concentrações superiores ao Valor-Limite Diário de 50 µg/m<sup>3</sup>, estabelecido na legislação (Dec-Lei n.º 111/2002), são assinaladas a **encarnado** a fundo sombreado assinalam-se os dias de amostragem de fim-de-semana

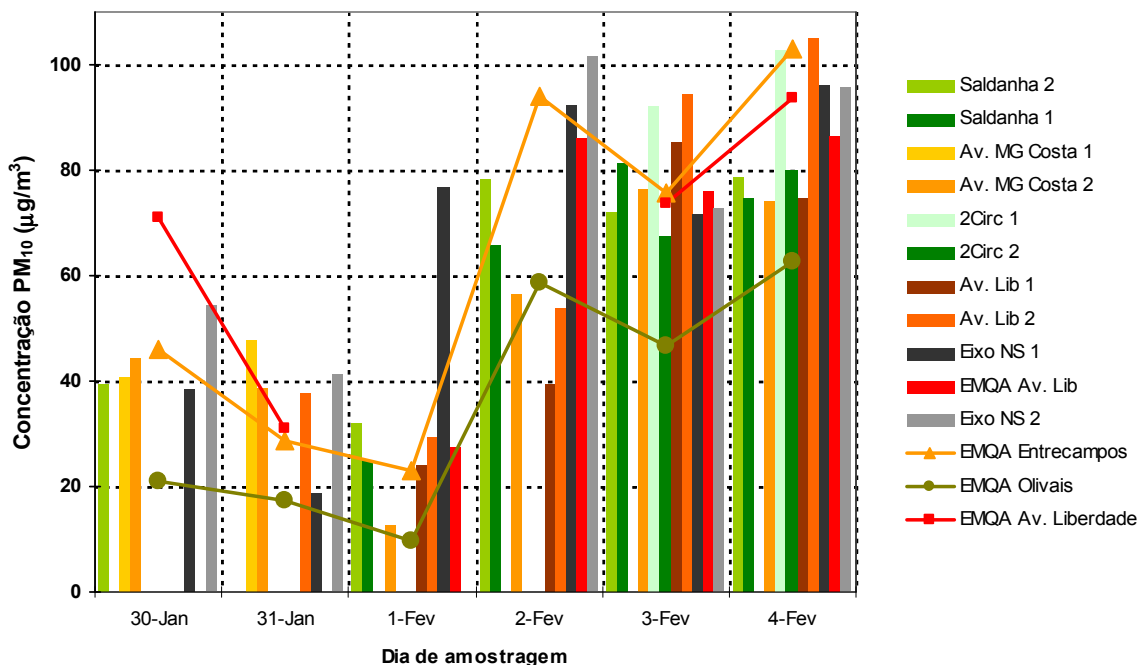
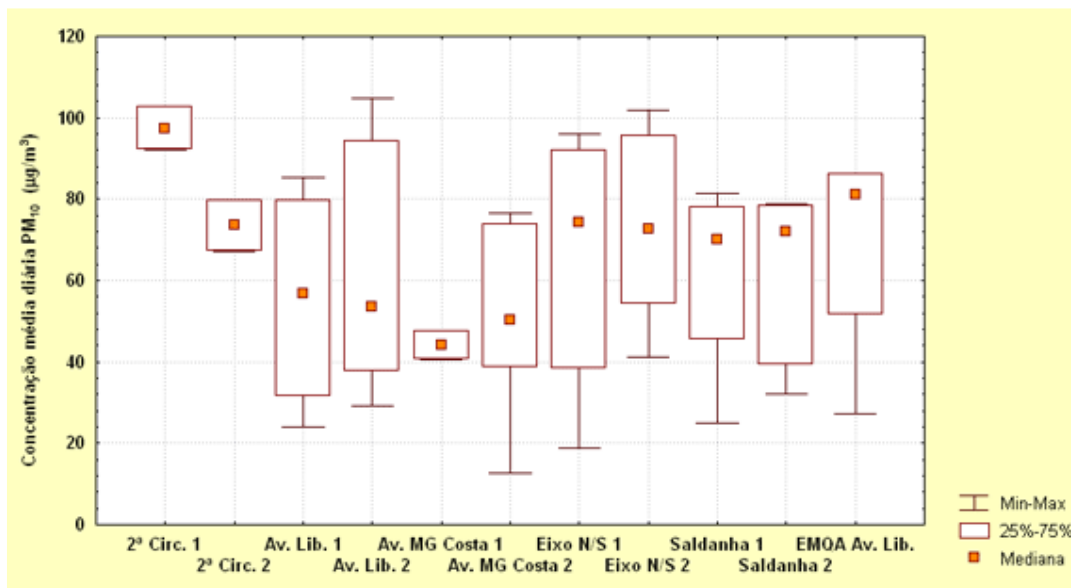


Figura 61: Totalidade das concentrações de PM<sub>10</sub> obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas

Na figura anterior (Figura 61) apresentam-se igualmente as concentrações medidas neste período pelas estações de monitorização da qualidade do ar existentes em Lisboa (EMQA, representadas pelas linhas amarela, verde e vermelha). Constata-se que, de

modo geral, as concentrações medidas pela rede de monitorização representam satisfatoriamente as concentrações máximas existentes na cidade de Lisboa, o que pode ser observado pelo facto das concentrações medidas nas estações de Entrecampos e da Avenida da Liberdade serem sempre concentrações máximas para esses dias. A excepção a este quadro é uma das medições efectuadas no eixo norte-sul (Eixo NS1) no dia 1 de Fevereiro em que esta concentração excedeu significativamente o resultado obtido para a estação de Entrecampos (para esse dia não foi possível obter dados válidos para a estação da Av. Liberdade), o que deverá ser o resultado de aos domingos o tráfego no centro da cidade diminuir mais substancialmente do que em artérias de tráfego mais situadas em áreas não centrais (especialmente o eixo norte-sul, já que permite evitar o atravessamento rodoviário interior da cidade de Lisboa).

O efeito de redução de concentrações de  $PM_{10}$  ao fim-de-semana comparativamente com os dias de semana parece observar-se ao longo desta campanha. Uma vez mais, a diminuição de emissões provenientes do tráfego rodoviário no fim-de-semana parece ter tradução nas concentrações medidas no ar ambiente, já que nos dias 31 de Janeiro e 1 de Fevereiro de 2004 (sábado e domingo, respectivamente), as concentrações parecem ser mais baixas. Este efeito foi igualmente registado em alguma da bibliografia consultada, nomeadamente para a cidade do Porto (Oliveira *et al.*, 2004). Esta tendência verifica-se igualmente em prazos de medição mais alargados e poderá ser observada na avaliação dos dados da rede de monitorização para o período que vai de 2001 a 2003 (apresentada adiante no sub-capítulo 5.2.1 - Análise de Séries Temporais (ar ambiente), pág.5-20).



**Figura 62: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações obtidas na campanha de avaliação de concentrações máximas de  $PM_{10}$**

O gráfico de caixas apresentado na figura anterior (Figura 62) mostra que todas as localizações de tráfego amostradas tendem a ter uma amplitude de concentrações muito elevada (as excepções são os locais onde apenas se conseguiram obter duas medições válidas ao longo da campanha, sendo por isso excluídas deste tipo de análise, como são: a Avenida Marechal Craveiro Lopes - 2ª Circular – e um dos locais da Avenida Marechal Gomes da Costa). Este cenário é também um indicador da importância relativa dos elevados níveis de tráfego rodoviário nas concentrações de partículas, visto que durante os dias da semana praticamente em todas as localizações existem concentrações de  $PM_{10}$  acima do valor-limite diário disposto na legislação (Dec-Lei 111/2002) mas ao fim-de-

semana o cenário de incumprimento já não se verifica (apenas a concentração de domingo no local "Eixo NS1" excede os 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### 5.1.4. Avaliação da exposição pessoal

Tal como descrito previamente no capítulo relativo à metodologia, a campanha de avaliação da exposição pessoal foi efectuada em duas fases distintas, tendo-se designado a primeira das fases por campanha 1 e a segunda por campanha 2.

#### 5.1.4.1. Campanha 1

As concentrações obtidas na primeira das campanhas de avaliação da exposição pessoal encontram-se indicadas na Tabela 21 e representadas na Figura 63.

Tabela 21: Concentrações de partículas obtidas para a campanha 1 da avaliação da exposição pessoal

Data	Dia Semana	Conc. PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Conc. PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Conc. PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Concentração PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentração PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
		exterior	interior		exterior	interior		
01-02-2005	Terça		59			32	48	22
02-02-2005	Quarta	76	64	32		35	35	9
03-02-2005	Quinta	75	55	32		37	63	40
04-02-2005	Sexta	67	134	28		41	120	97
07-02-2005	Segunda		102			34		
08-02-2005	Terça		28			19	48	44
09-02-2005	Quarta		45			39	14	11
14-02-2005	Segunda		42			40	36	26
15-02-2005	Terça		44			50	39	24
16-02-2005	Quarta		44			11	8	3
17-02-2005	Quinta		52			29	10	3
18-02-2005	Sexta		93			29	62	10

a **encarnado** assinalam-se as concentrações de PM<sub>10</sub> > valor-limite diário (50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

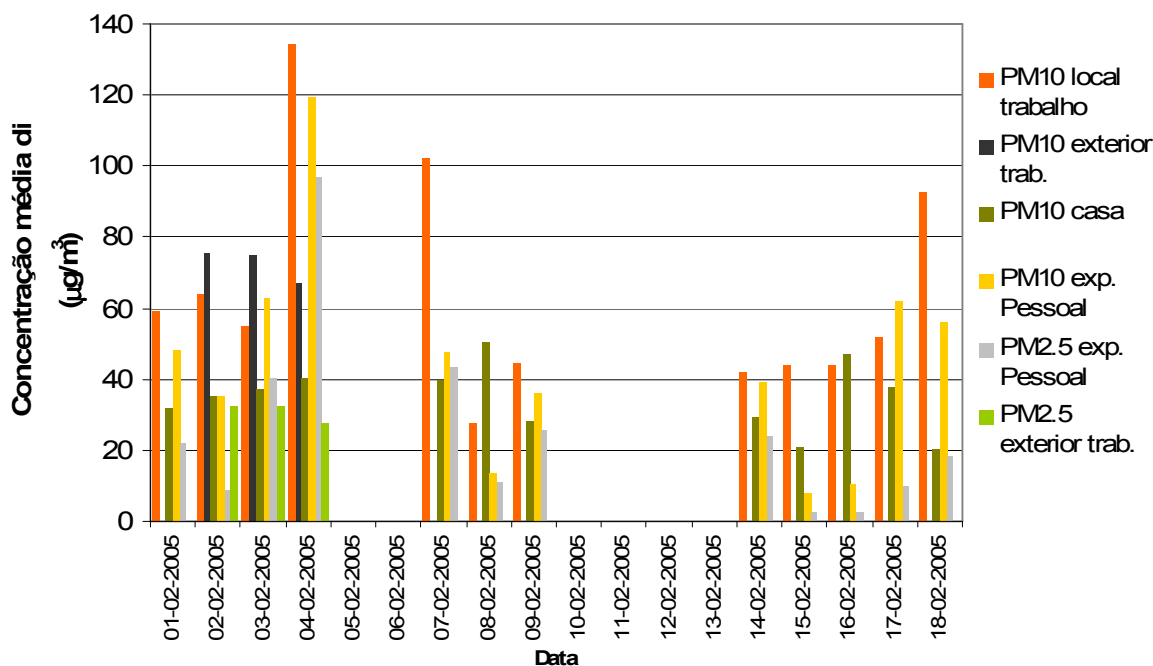


Figura 63: Concentrações de partículas medidas na primeira campanha de avaliação da exposição pessoal

Obtiveram-se poucas medições válidas. A razão para uma eficiência de recolha tão baixa deveu-se a razões logísticas, especialmente a disponibilidade dos voluntários e a impossibilidade pontual de aceder ao local de trabalho seleccionado, nomeadamente durante feriados e fins-de-semana. Deste modo, as medições efectuadas referem-se apenas a dias úteis.

Não obstante, os resultados validados permitem ter uma ideia da ordem de grandeza comparativa das concentrações obtidas. Genericamente, é o local de trabalho que apresenta as concentrações mais elevadas de  $\text{PM}_{10}$ , quer quando comparado com as concentrações obtidas para a avaliação da exposição pessoal quer comparativamente com as concentrações existentes em casa. O exterior do local de trabalho registou igualmente concentrações muito elevadas, embora só tenha sido possível medir os níveis neste local durante três dias. À semelhança do resultado obtido na campanha de comparação entre concentrações de  $\text{PM}_{10}$  no interior e no exterior parece, uma vez mais, que o nível existente no exterior é determinante para a concentração existente no interior de um determinado local de medição, o que parece fazer sentido dado que neste caso existia comunicação entre ambos os ambientes visto que a janela do local de trabalho se encontrava, em grande parte do tempo, aberta. Acresce que nos escritórios onde foi efectuada a medição não era permitido fumar, sendo as fontes interiores de partículas mais plausíveis: a actividade no interior e a actividade diária de limpeza do espaço.

Outro resultado que parece ser relevante está relacionado com o facto do caudal do amostrador utilizado ser muito reduzido (1.8 L/min), o que faz com que a massa de partículas recolhida seja muito baixa, sendo esta da gama do limite de detecção da balança. Deste modo, teria sido desejável a recolha de uma massa de partículas superior, o que poderia ser conseguido com a adopção de um período de amostragem mais alargado.

### 5.1.4.2. Campanha 2

Na segunda campanha de avaliação da exposição pessoal obtiveram-se as concentrações indicadas na Tabela 22. Estas podem ser observadas igualmente na Figura 64.

Tabela 22: Concentrações de partículas obtidas para a campanha 2 da avaliação da exposição pessoal

Data	Dia Semana	Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )			Conc. PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) exterior	Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Conc. PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Concentração PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Concentração PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		
		exterior	interior	exterior							
07-03-2005	Segunda	Local de trabalho (Av. EJA)	24	19	19	Habitação (Rua Conde de Almorox)	48	41	Exposição pessoal	57	39
08-03-2005	Terça		40	45	24		93	12		100	96
09-03-2005	Quarta		48	46	26		79	18		88	78
10-03-2005	Quinta		71		29						
11-03-2005	Sexta			17			101	54		176	62
14-03-2005	Segunda			31			65	29		89	38
16-03-2005	Terça			31			69	55		43	24
17-03-2005	Quarta			19			48	41		57	39

a encarnado assinalam-se as concentrações de PM<sub>10</sub> > valor-limite diário (50 µg/m<sup>3</sup>)

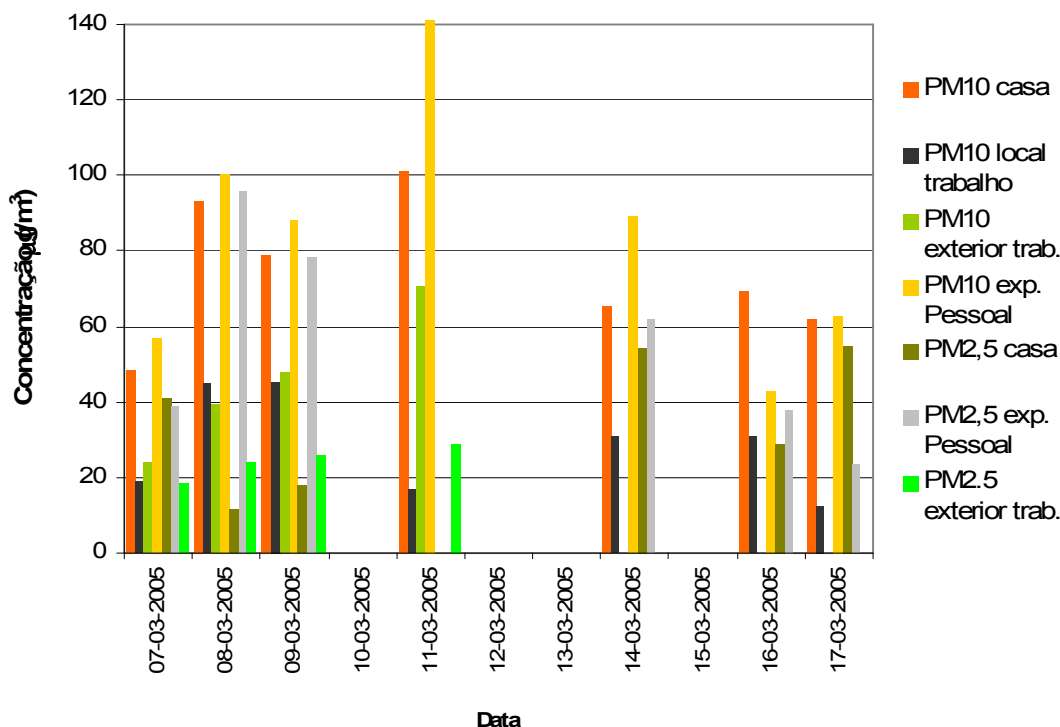


Figura 64: Concentrações de partículas medidas na segunda campanha de avaliação da exposição pessoal

Nesta campanha as concentrações de PM<sub>10</sub> mais elevadas foram, de modo geral, as obtidas para a avaliação da exposição pessoal. No que diz respeito à fracção

granulométrica  $PM_{2.5}$ , nos poucos dias em que foi possível medir num conjunto mais alargado de locais diferentes (7, 8 e 9 de Março), parece verificar-se igualmente esta tendência. Existem outros trabalhos envolvendo medições da fracção  $PM_{2.5}$  (p.ex. Adgate *et al.*, 2003), incluindo amostras de um número bastante superior de indivíduos, em que as medições mais elevadas também foram as relativas à avaliação da exposição pessoal.

À semelhança do que aconteceu na primeira campanha as concentrações de  $PM_{10}$  no interior são, normalmente, superiores às obtidas para a correspondente localização no exterior. O número de medições é, porém, muito reduzido para que se possa fazer uma extrapolação deste tipo de resultado, o qual a verificar-se em estudos mais alargados pode indiciar uma necessidade de controlo da exposição associada a partículas em ambientes interiores (mesmo aqueles em que algumas actividades como fumar já foram banidas, como foi o caso das localizações adoptadas para estas campanhas).

Outro resultado semelhante ao que se verificou na “campanha 1” está relacionado com as concentrações muito elevadas associadas à exposição pessoal. Uma vez mais, a qualidade dos resultados de exposição pessoal parece ser prejudicada pela massa reduzida de partículas colhida, a qual poderá ter implicado maiores erros de medição. Parece assim importante que, em futuras campanhas desta natureza, se opte por uma de duas eventuais soluções: o aumento do período de exposição, na medida em que permitirá amostrar um volume mais elevado, ou a mudança de amostrador, caso se opte pela manutenção da medição por períodos de 24 horas. Na bibliografia foi encontrado um caso de um amostrador que apresentou resultados satisfatórios, mesmo para medições durante períodos inferiores a um dia (Adams, 2002).

## **5.2. Avaliação da Qualidade do Ar**

### **5.2.1. Análise de Séries Temporais (ar ambiente)**

#### **5.2.1.1. Fichas de estação gerais**

As fichas de estação gerais para as estações de monitorização da qualidade do ar com medição de  $PM_{10}$  existentes em Lisboa (Olivais, Avenida da Liberdade e Entrecampos) são apresentadas de seguida. A este conjunto foi adicionada a estação de Alfragide, na medida em que as concentrações medidas nessa estação serão objecto de uma análise mais detalhada relativamente aos constituintes do aerossol nesse local urbano de fundo.

Dos parâmetros apresentados nestas fichas, o mais relevante em termos dos efeitos das partículas sobre a saúde humana será o cumprimento da concentração média anual (apresentado na “Comparação com a legislação 1999/30/CE” no ponto 2 “base anual”), seguido em importância pelo número de dias em que as concentrações médias diárias excederam o valor-limite diário (apresentado na “Comparação com a legislação 1999/30/CE” mas no ponto 1 “base diária”). A razão para a importância relativa destes dois parâmetros assenta na definição destes valores-limite, tendo por base a protecção da saúde humana e, por conseguinte, o trabalho de investigação desenvolvido por diversas instituições, especialmente a OMS. Apesar de existirem diversas questões sobre as concentrações que deverão ser adoptadas como valores-limite, há algo que a OMS afirma com uma base estatística consistente (baseada em todo o trabalho de revisão sistemática de estudos epidemiológicos feito nos últimos anos, já descrito anteriormente): “os efeitos da exposição a partículas no longo prazo são muito mais importantes do que os de curto prazo. Todavia, os efeitos de curto prazo têm sido documentados em numerosos estudos de séries temporais, muitos deles desenvolvidos na Europa. Deste modo, é sugerido que legislação integre quer um valor-limite de curto

prazo (24 horas) quer de longo prazo (média anual)” (WHO, 2004). No contexto deste trabalho e dado que a OMS afirma que no caso das partículas parece não haver qualquer evidência de existir um limiar abaixo do qual não ocorrem efeitos, pelo contrário as evidências indicam que mesmo em concentrações diminutas a exposição a partículas apresenta um aumento do risco relativo associado a indicadores como a mortalidade ou a morbilidade (WHO, 2004), a análise de conformidade legal serve apenas como indicador relativo de comparação entre as diferentes estações. Acresce ainda que o valor-limite de longo prazo (anual) é mais importante do que o de curto prazo (diário), visto que os riscos relativos associados ao valor-limite anual são superiores aos riscos relativos associados às exposições de duração mais curta.

É igualmente merecedor de destaque o facto de inconformidades com a legislação serem identificados na tabela com o quantitativo a encarnado. O objectivo é destacar esses incumprimentos, mesmo que não sejam necessariamente de valores-limite (p.ex. poderá ser o incumprimento do mínimo de 90% de eficiência de recolha anual de dados, o qual pode limitar grandemente a interpretação das concentrações para um ano particular – como acontece no caso da estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide, Figura 68, a qual tem eficiências que rondam os 50% nos diferentes anos). Ainda relativamente ao caso da estação de Alfragide, o facto desta estação usar para a medição de  $PM_{10}$  um método descontínuo (amostragem do aerossol num filtro e posterior determinação da massa gravimétrica de partículas) faz com que esta estação apenas tenha concentrações de base diária, visto que as concentrações para períodos de integração mais curtos (p.ex. 1 hora) apenas estão disponíveis para os métodos contínuos utilizados (no caso a absorção de radiação  $\beta$ ).

Todas as concentrações de  $PM_{10}$  registadas pela rede foram corrigidas para equivalência com o método gravimétrico. Foi utilizado para o efeito o factor de correcção específico para Portugal de conversão de medições pelo método de absorção de radiação  $\beta$  para medições gravimétricas (Xavier *et al.*, 2002). A excepção a este quadro é o conjunto de dados relativos a 2001, os quais estão corrigidos pelo factor de conversão para equivalência proposto pelo Grupo de Trabalho da Comissão Europeia sobre Partículas (EC, 2001), o qual é de 1.3, dado que o factor específico para Portugal não estava ainda disponível. A questão do factor de correcção a utilizar parece ter igualmente bastante relevância, na medida em que alguns autores (p.ex. Oliveira *et al.*, 2004) têm já destacado a necessidade de fazer variar este factor mediante a época do ano, para que as diferentes condições ambientais sejam reflectidas no factor a aplicar (p.ex. a maior ou menor volatilização de compostos voláteis medidos). No entanto, não existem publicados factores de correcção sazonais, utilizando a rede um factor constante ao longo do ano (o qual é descrito, com algum detalhe, no sub-capítulo “ Método para a demonstração de equivalência com o método de referência na UE”, pág. 2-16).

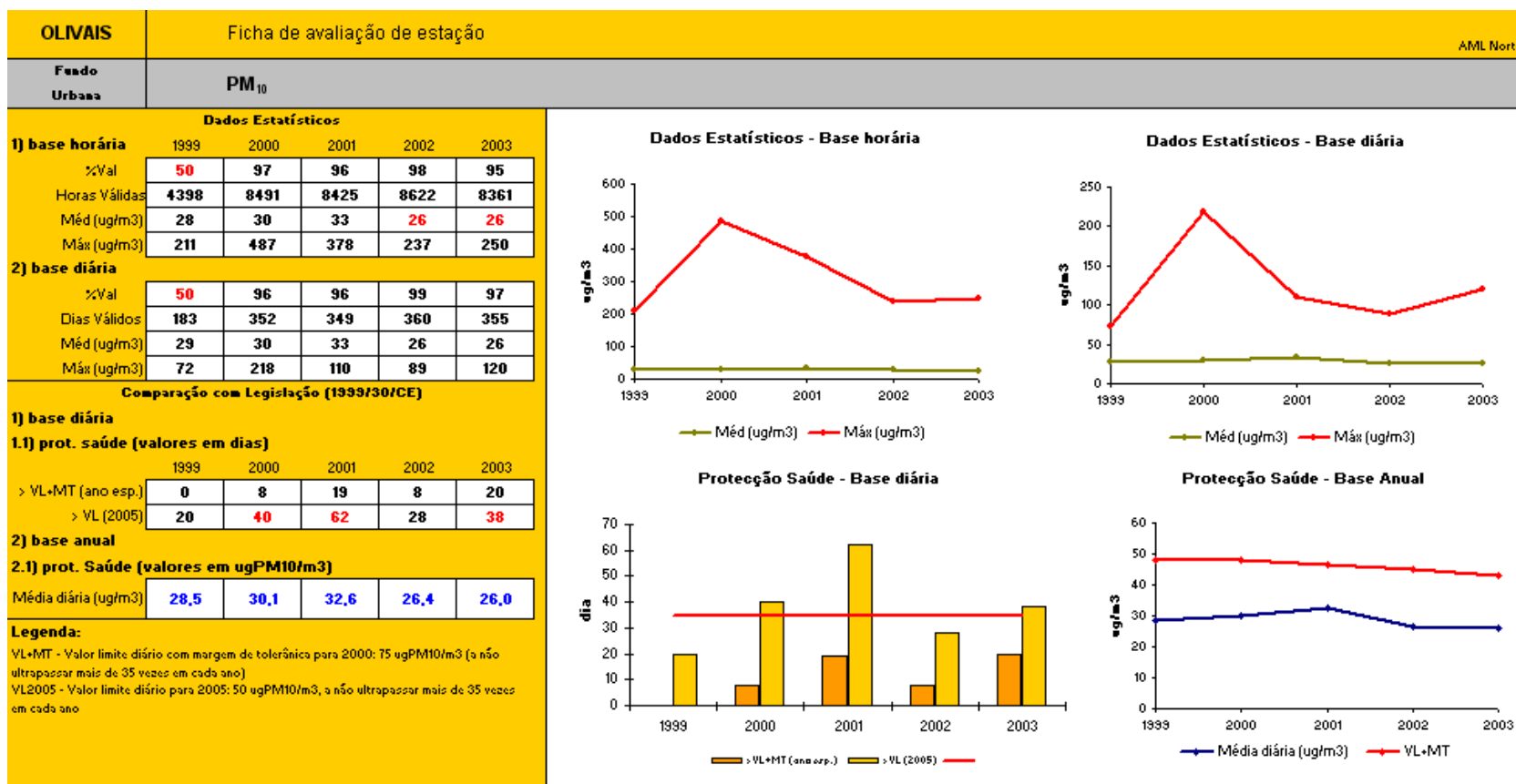


Figura 65: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais



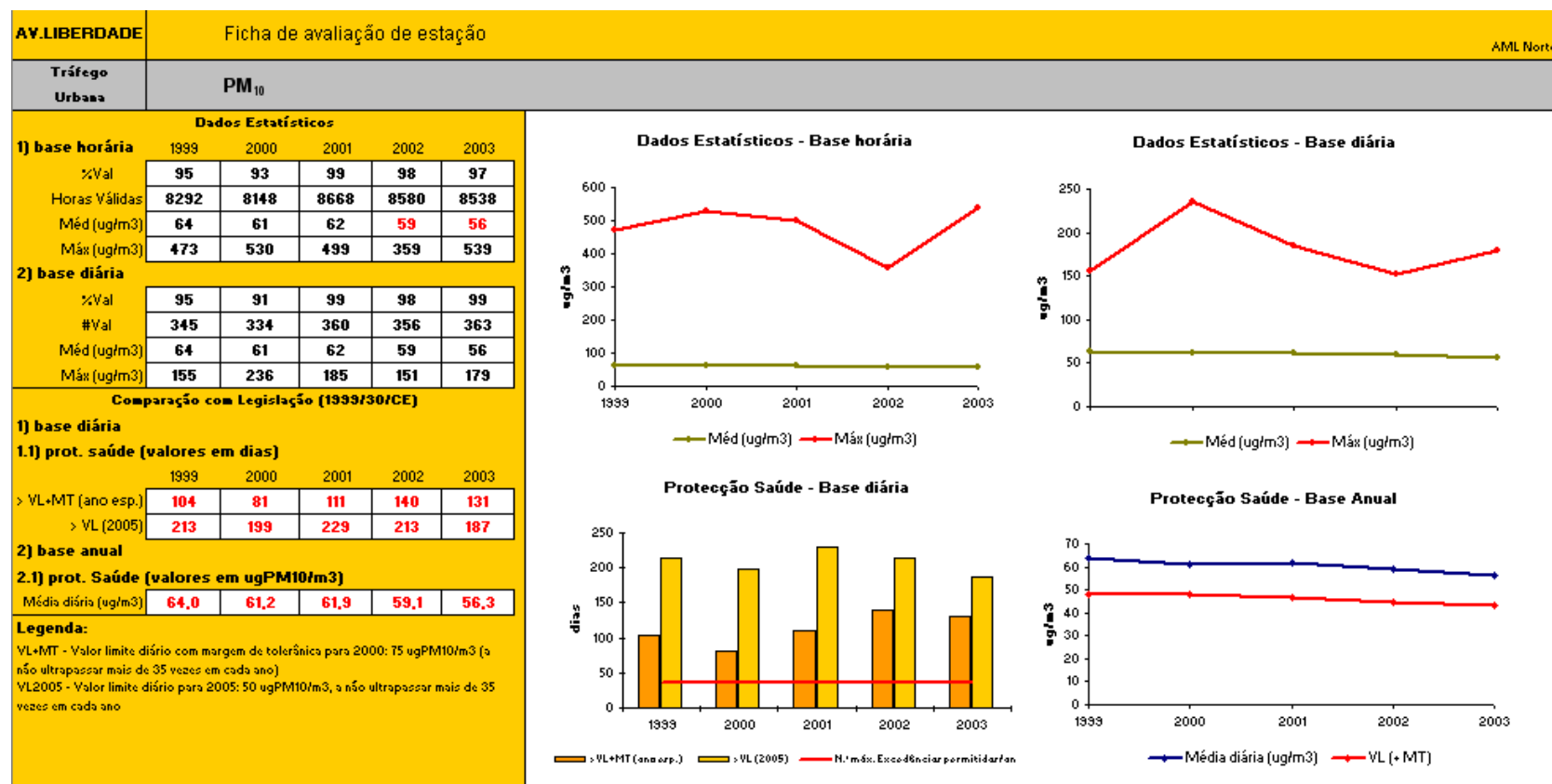


Figura 66: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar da Avenida da Liberdade

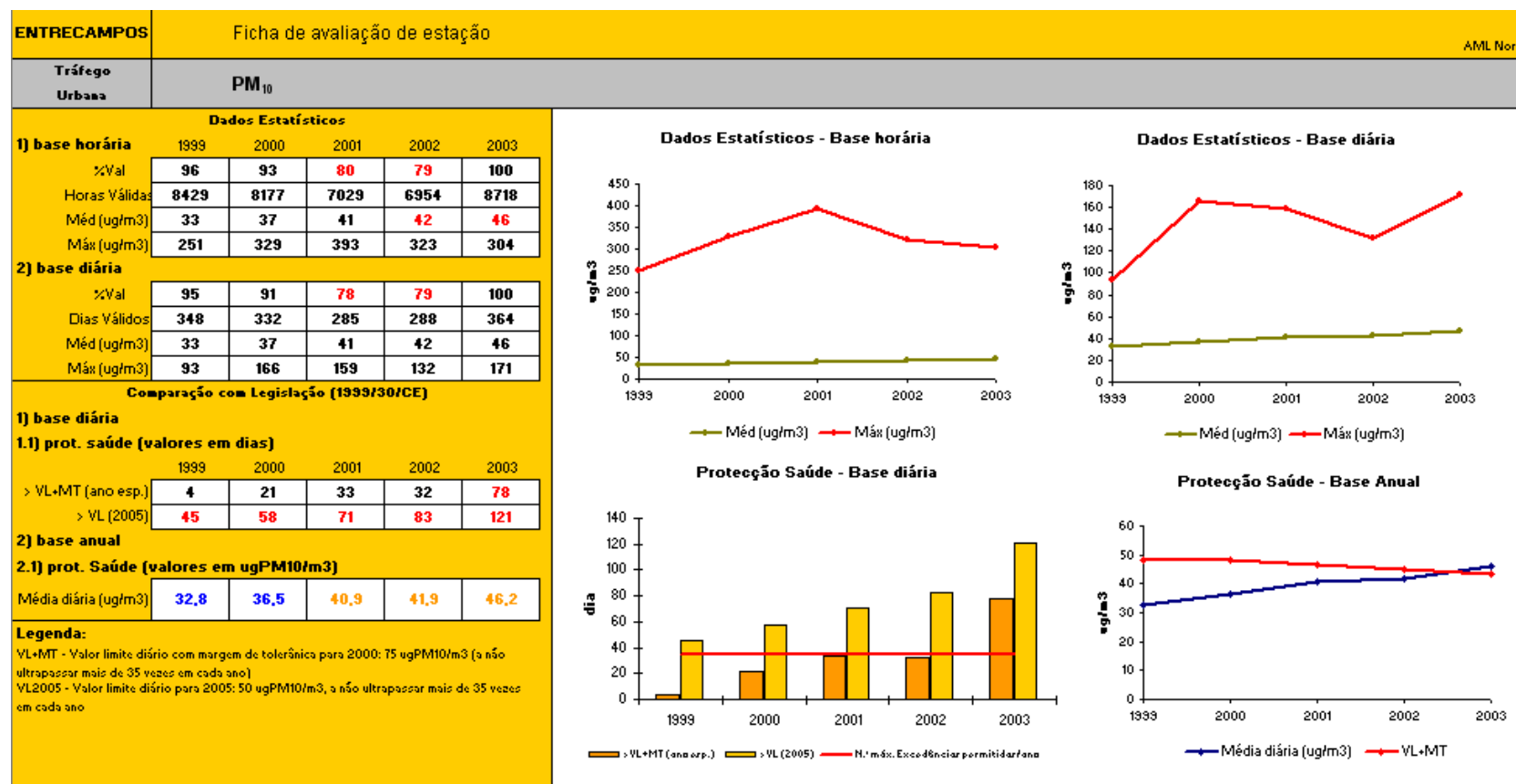


Figura 67: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos

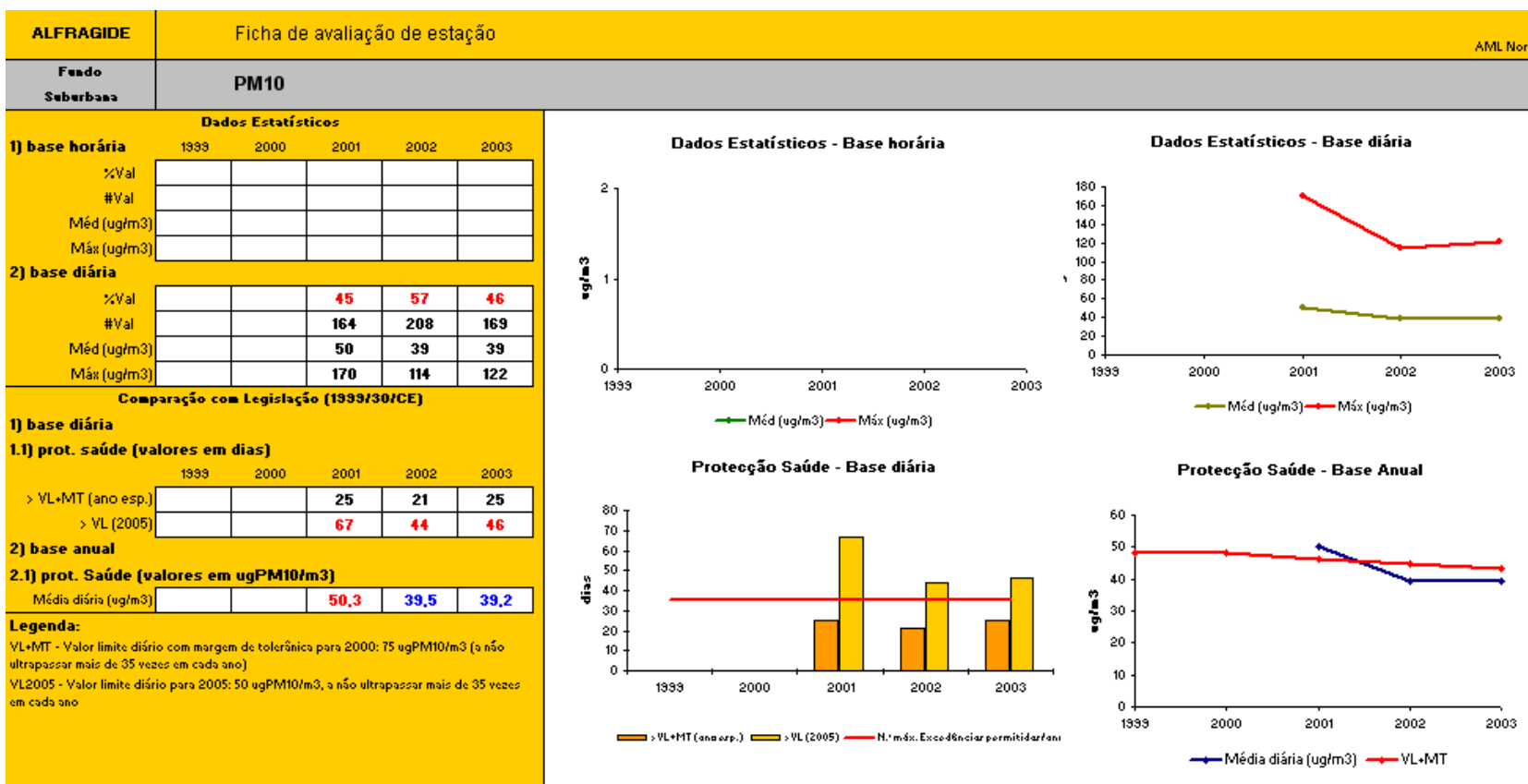


Figura 68: Ficha geral relativa à estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide

Da observação das fichas anteriores pode concluir-se que as estações de monitorização de tráfego apresentam concentrações acima do valor-limite disposto na Directiva n.º 1999/30/CE (directiva-“filha” que estabelece VL para  $PM_{10}$ ) e no Decreto-Lei n.º 111/2002. Este cenário de incumprimento é sentido com maior incidência relativamente ao cumprimento do valor-limite diário, na medida em que os 35 dias de excedência permitidos são largamente ultrapassados para o período 2001-2003.

Relativamente à estação de monitorização de qualidade do ar dos Olivais, a mais relevante para a avaliação do efeito das concentrações de  $PM_{10}$  sobre a saúde humana (dado ser uma estação urbana de fundo, representativa de uma área mais significativa), o cenário de cumprimento destes VLs não deve ser sobreavaliado, visto que se registaram em 2003 vinte dias a excederem o VL acrescido da MT para esse ano ( $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mas, caso o valor de referência desta avaliação fosse o VL a aplicar em 2005 ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), estar-se-ia em incumprimento dado terem ocorrido 38 dias com uma concentração média diária acima desse nível. Lembra-se que no contexto deste estudo, a análise de conformidade legal serve unicamente como análise comparativa com um nível de referência. O incumprimento dos valores-limite (diário ou anual) implica, naturalmente, o incumprimento de um valor a que todos os EM estão obrigados mas, mais importante neste contexto, implica efeitos adversos mais significativos sobre a saúde humana do que se este fosse cumprido, pois o incumprimento reflecte uma exposição a concentrações mais elevadas e, por isso, um risco relativo da população apresentar efeitos sobre a mortalidade e a morbilidade associados a esta exposição mais significativo.

No que concerne à estação de Alfragide, o aparente cenário de cumprimento genérico do VL diário no período 2001-2003 (Figura 68) acaba por se revelar inconclusivo, dada a baixa eficiência anual de recolha de dados (da ordem dos 50% de eficiência para cada um dos anos).

A tendência de evolução anual das concentrações das diferentes estações parecem reflectir alguma melhoria (redução das concentrações de  $PM_{10}$  na cidade), especialmente tendo em conta a análise das concentrações médias anuais. A única excepção a este quadro é a estação de Entrecampos, a qual tem vindo a registar concentrações sucessivamente mais elevadas. Todavia, esta interpretação poderá ser abusiva, visto que existem diferentes factores de correcção em diferentes anos (p.ex. 1.3 em 2001 e 1.11 ou 1.18 em anos seguintes).

### **5.2.1.2. Fichas de estação anuais detalhadas**

Nas figuras seguintes (Figura 69 a Figura 77) podem observar-se as fichas de estação anuais detalhadas para as estações dos Olivais, Avenida da Liberdade e Entrecampos para os anos de 2001, 2002 e 2003, respectivamente.

As concentrações indicadas são, em todos os casos, concentrações médias para o período indicado calculadas com base em todos os resultados de medições válidas para o ano em causa (p.ex. no caso dos dados horários apresentados para os perfis horários de concentrações, utilizaram-se concentrações médias horárias utilizando para o cálculo da média todas as medições desse ano para essa hora particular).

A estação de Alfragide foi excluída desta avaliação devido a utilizar um método de amostragem e medição de  $PM_{10}$  descontínuo, não havendo possibilidade de se estabelecerem perfis de concentrações médias horárias e, por outro lado, não existirem concentrações relativas a dias de fim-de-semana.

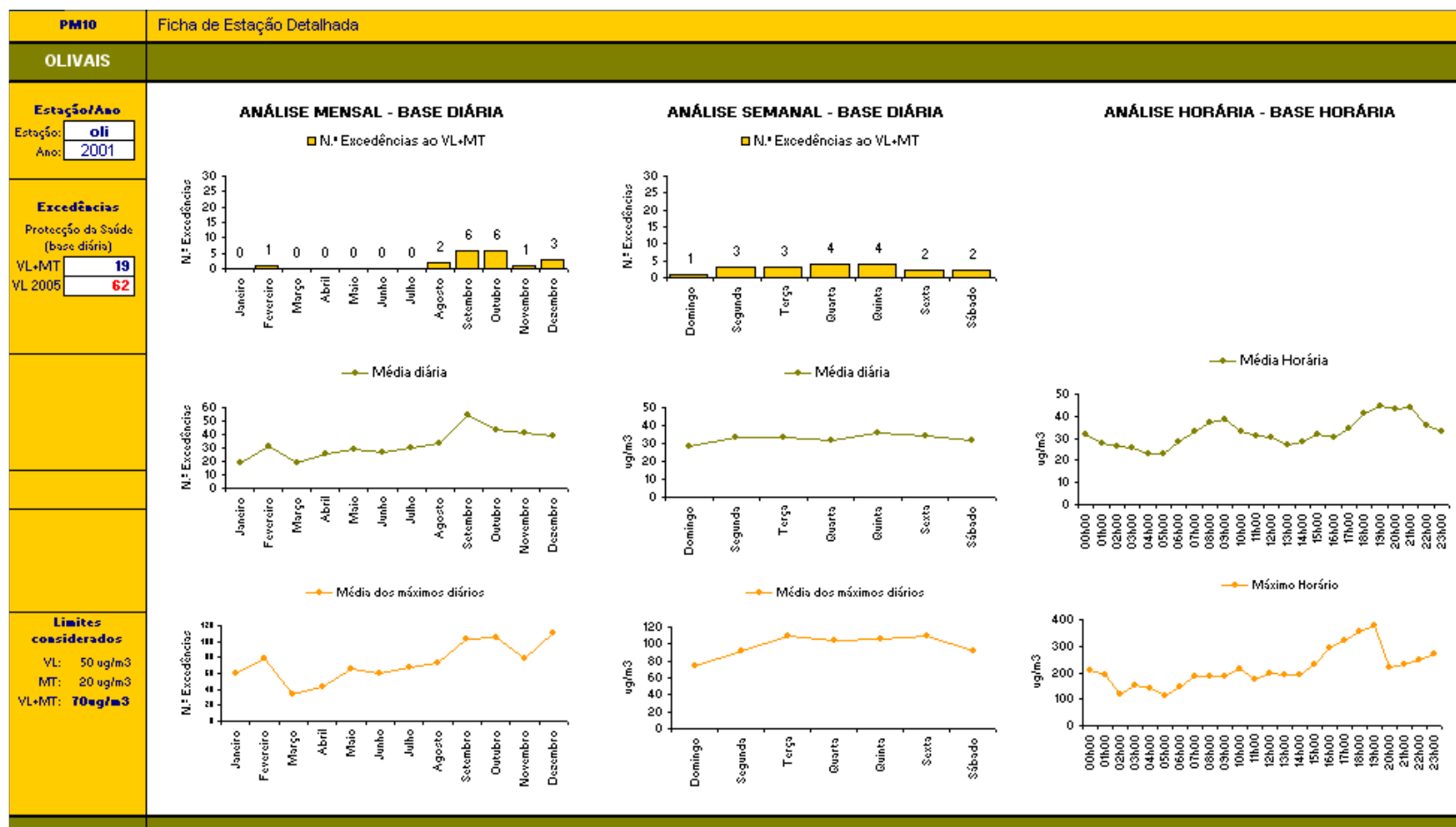


Figura 69: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2001)

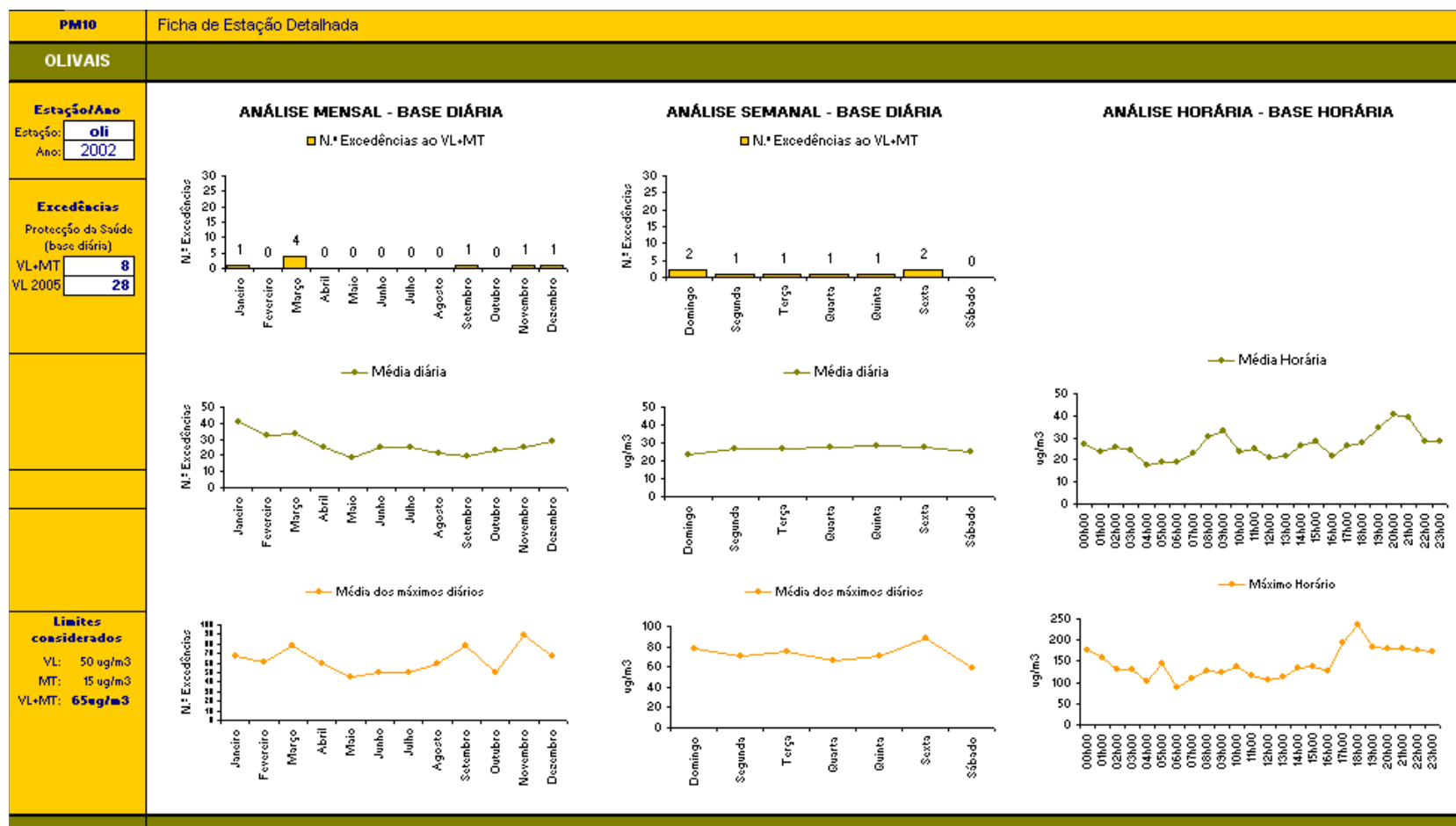


Figura 70: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2002)

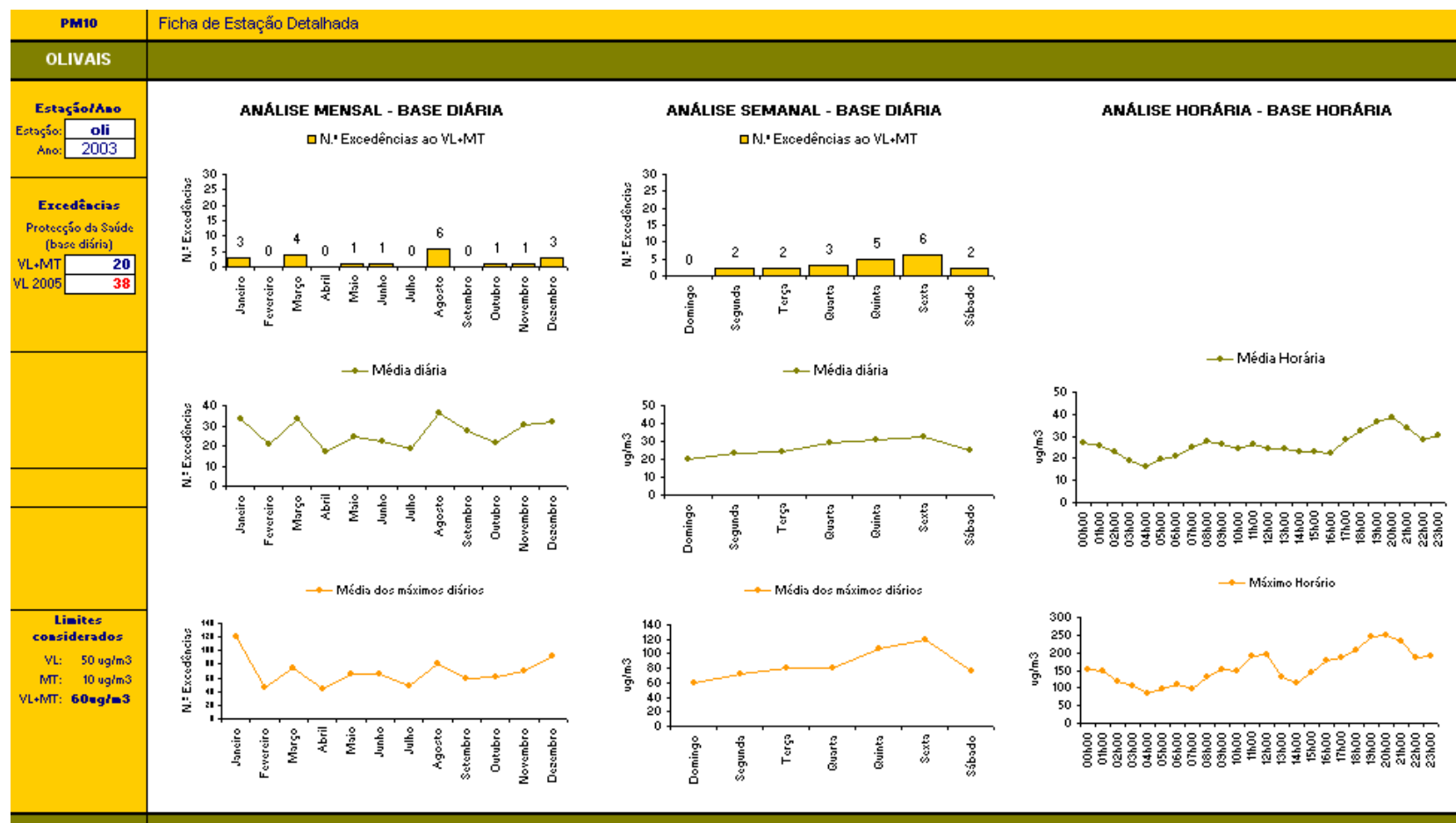


Figura 71: Ficha de avaliação detalhada para a estação dos Olivais (Ano 2003)

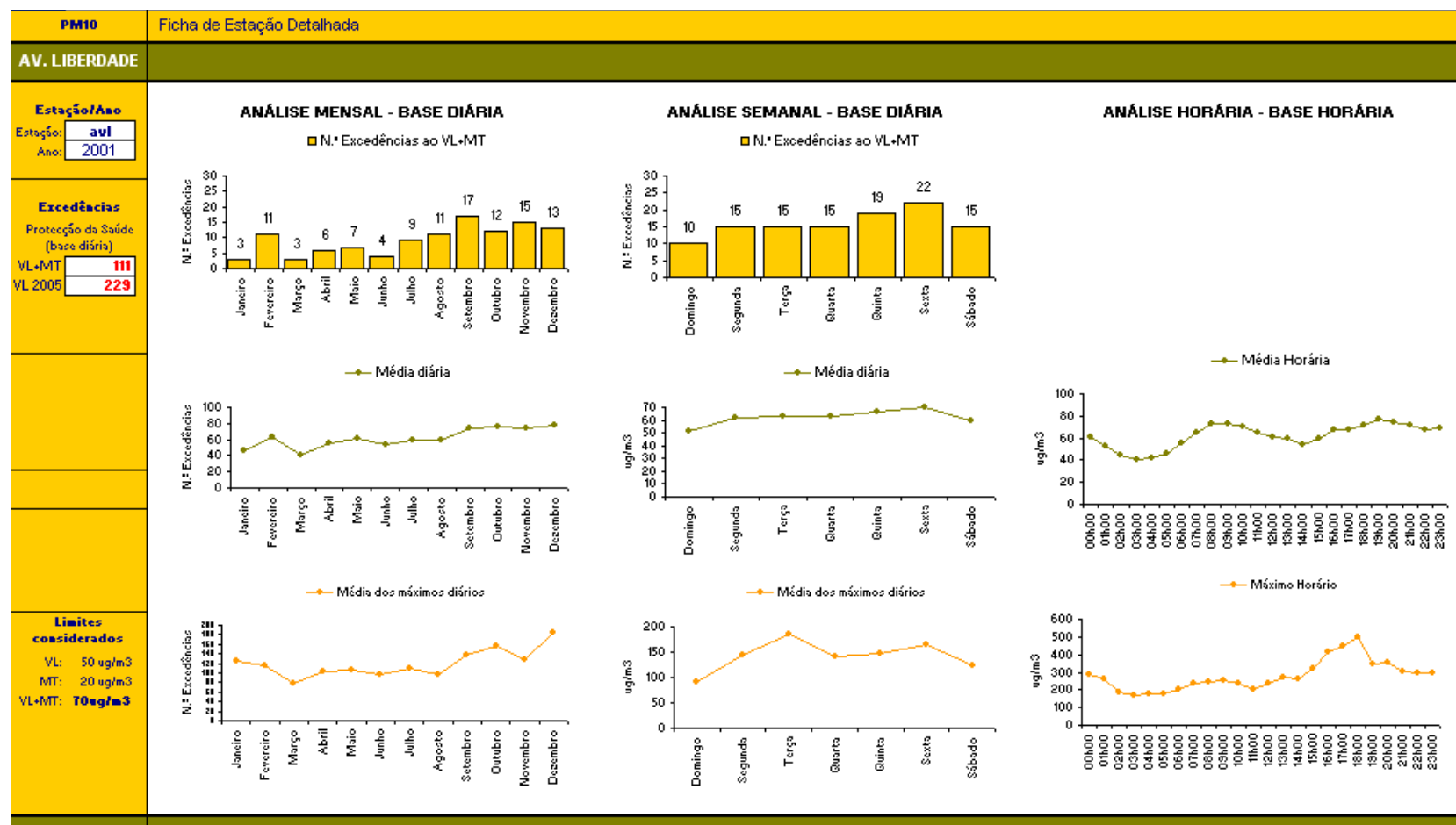


Figura 72: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2001)



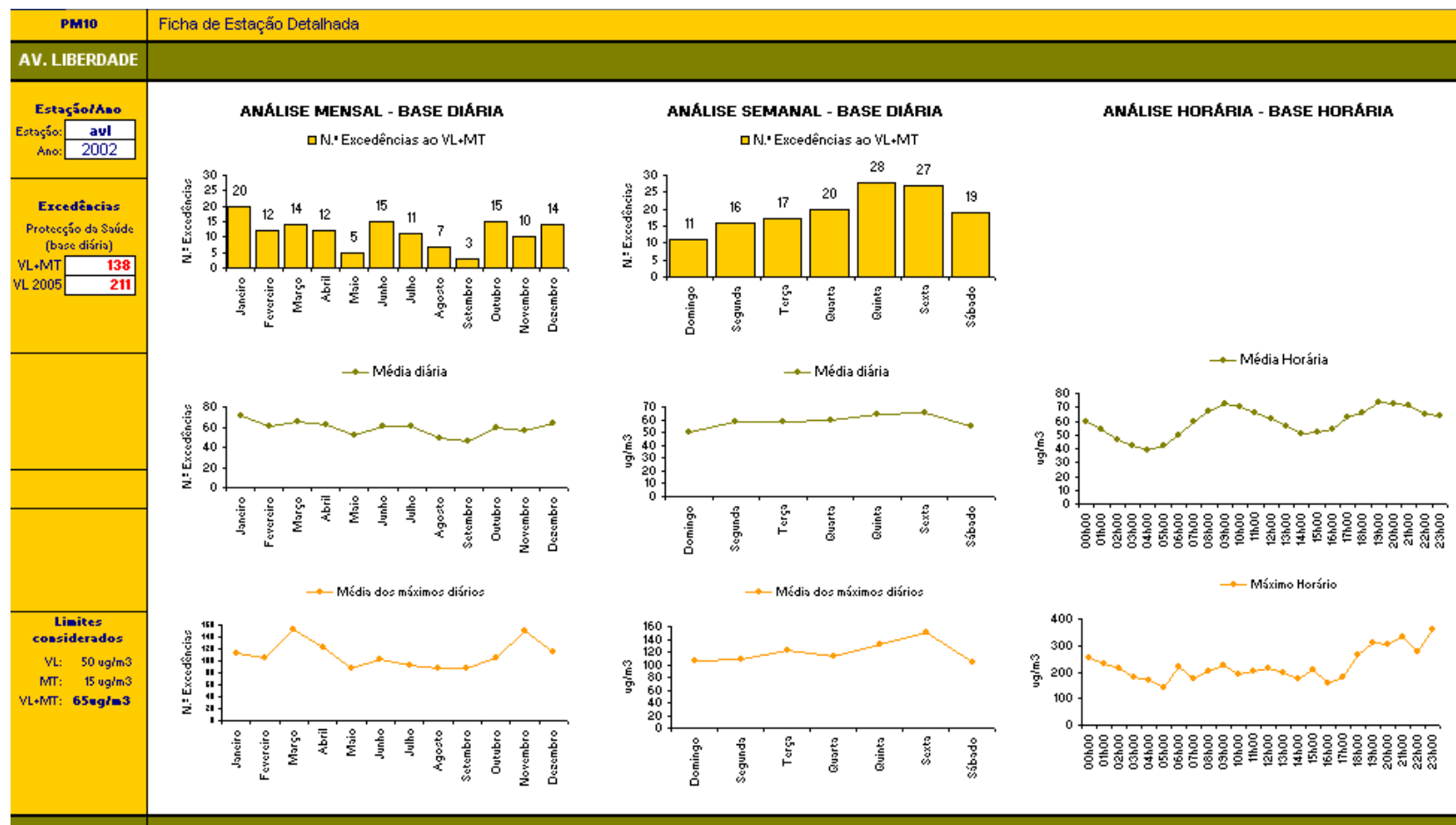


Figura 73: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2002)

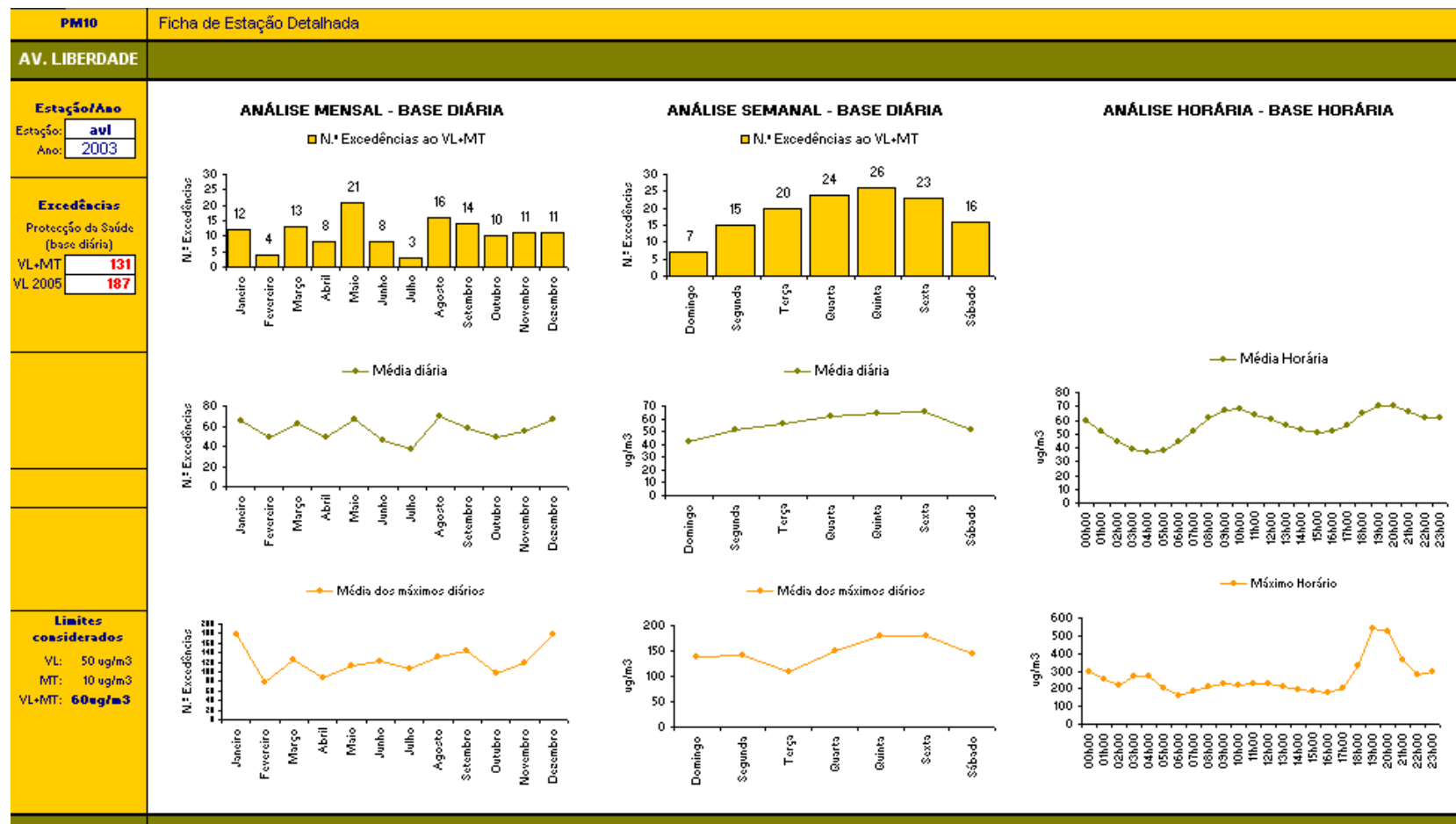


Figura 74: Ficha de avaliação detalhada para a estação da Avenida da Liberdade (Ano 2003)

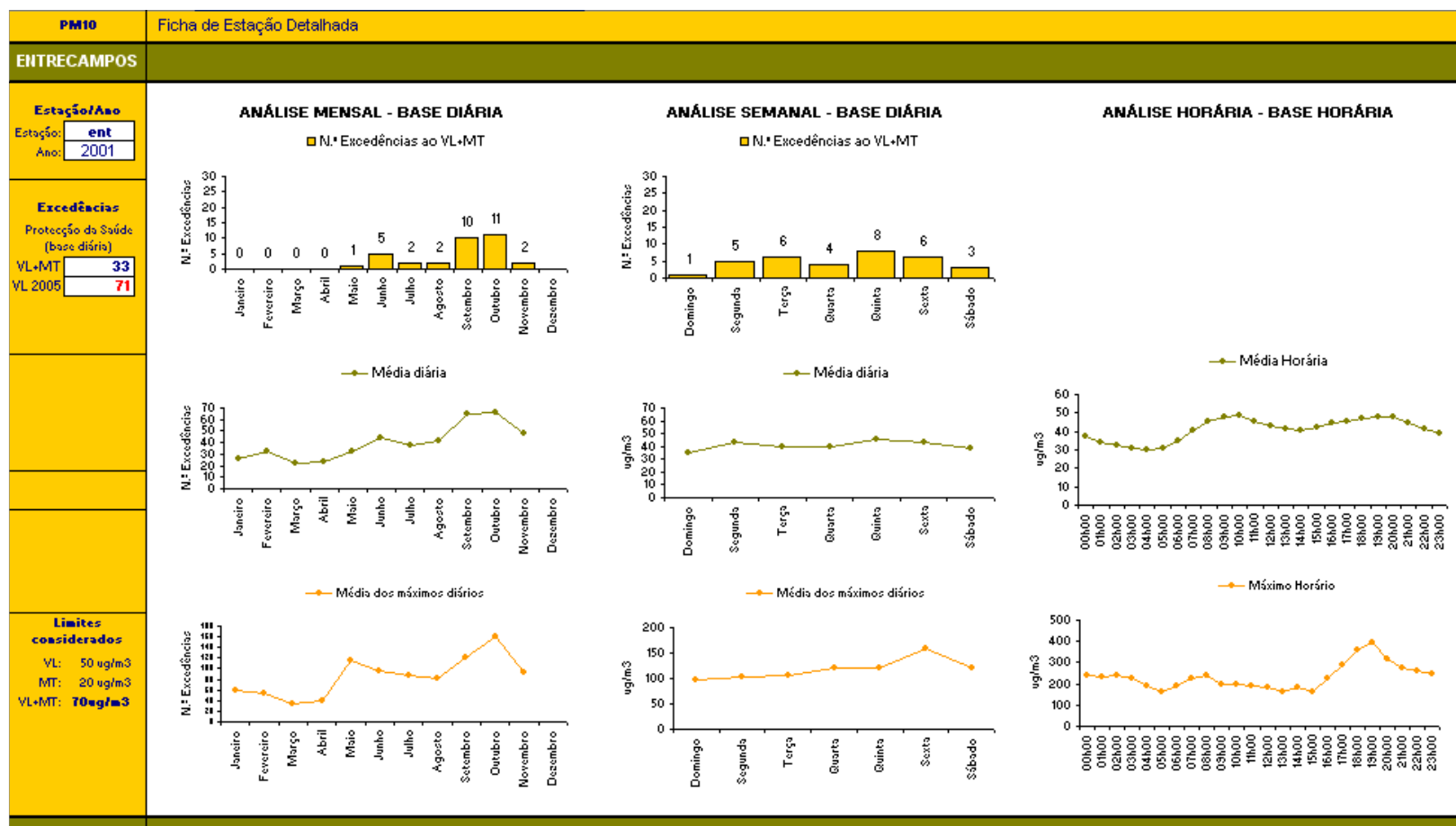


Figura 75: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2001)

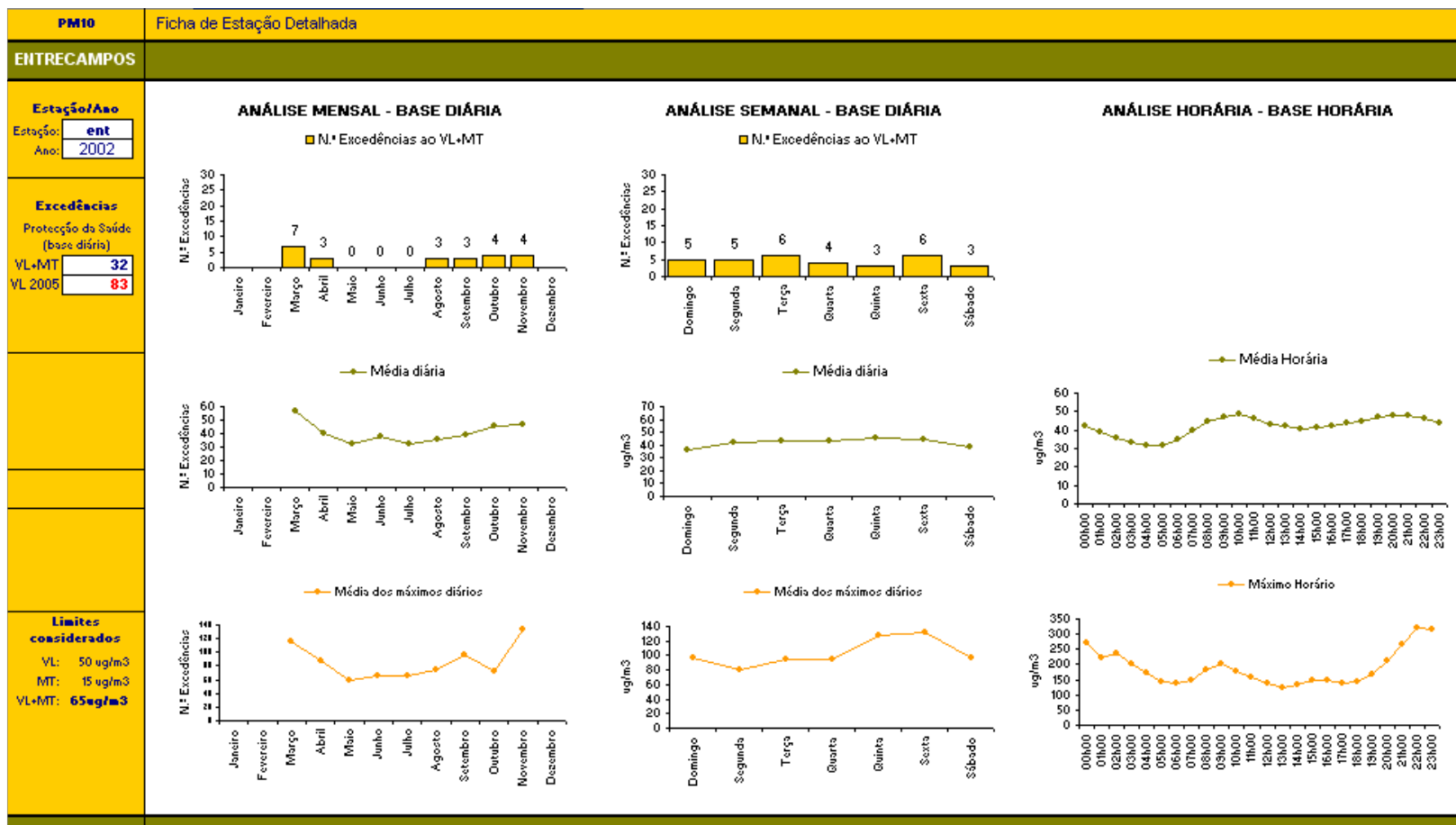


Figura 76: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2002)

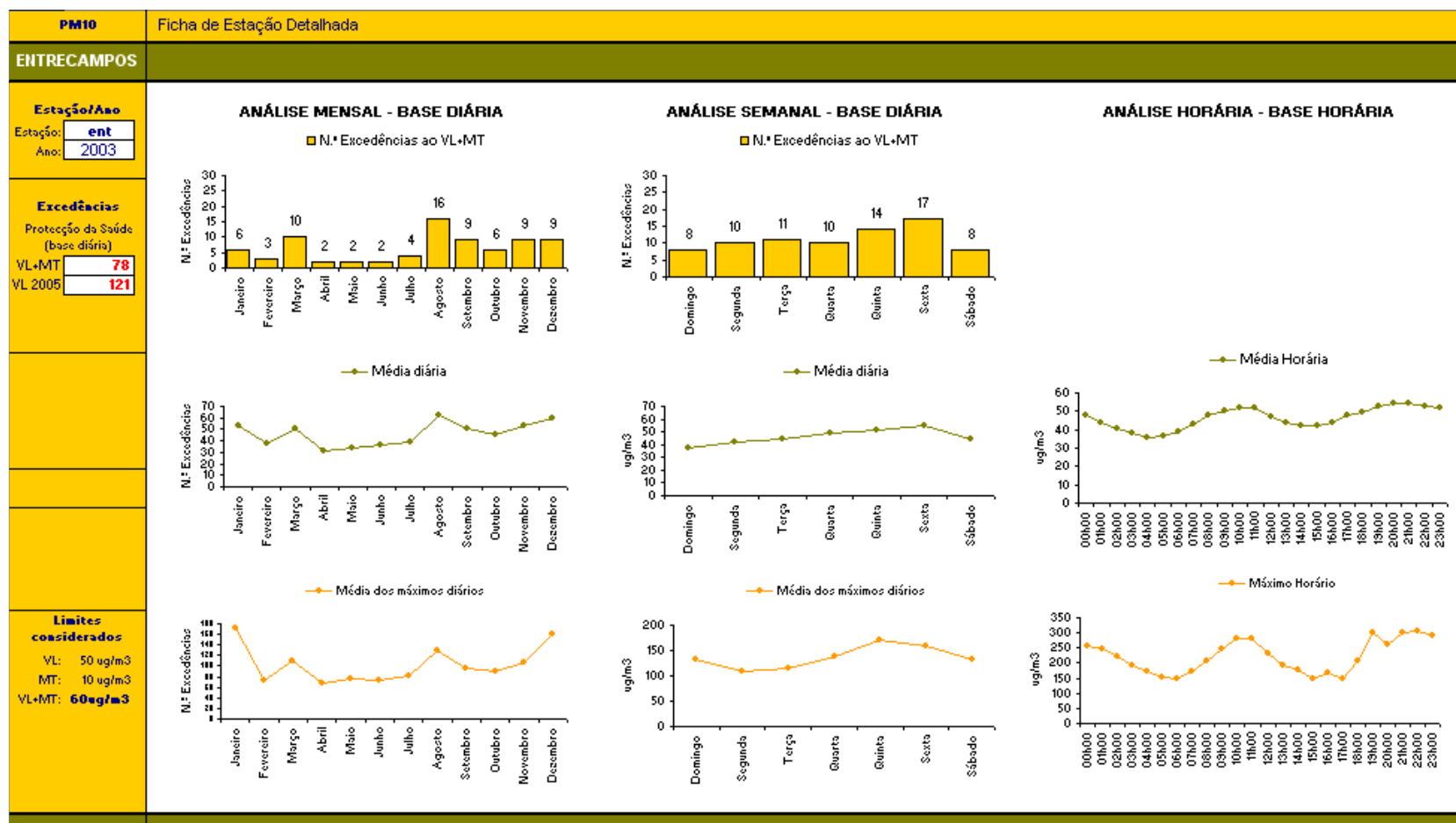


Figura 77: Ficha de avaliação detalhada para a estação de Entrecampos (Ano 2003)

Em primeiro lugar, as fichas de avaliação anual detalhada para as estações confirmam a adequação das classificações de tipo de estação. As estações de tráfego (Avenida da Liberdade e Entrecampos) apresentam perfis médios diários e horários típicos de zonas em que a influência do tráfego é muito significativa, nomeadamente máximos das concentrações médias diárias à 6ª feira (dia em que, frequentemente, os níveis de tráfego médio diário tendem a ser máximos) e mínimos ao domingo (por motivos opostos). Outros claros indicadores são os perfis horários destas duas estações que, em termos médios, apresentam uma distribuição bimodal com dois máximos mais ou menos coincidentes com os períodos de ponta de tráfego (num primeiro período entre as 7 e as 11h e num segundo das 18 às 23h). Estes resultados estão de acordo com Ferreira *et al.* (2000) quando refere que o tráfego é o principal responsável pelos elevados níveis de  $PM_{10}$  na cidade de Lisboa. É de referir, contudo, que as concentrações de partículas se mantêm em níveis bastante elevados (acima de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , no caso de Entrecampos, e acima de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , no caso da Av. Liberdade) durante todo o período típico de laboração (mais ou menos entre as 7 e as 23h), fenómeno também observado em contagens de tráfego efectuadas recentemente na cidade do Porto (Barros *et al.*, 2004). O facto das concentrações se manterem muito elevadas até ao início da madrugada (cerca da 01h) sugere que as condições meteorológicas têm também uma influência importante, podendo ser o resultado do ciclo de brisas e, principalmente, da redução da altura da camada de mistura ao anoitecer. Michopoulos *et al.* (2005) também observou concentrações de  $PM_{10}$  que se mantinham elevadas até ao início da madrugada em outras cidades costeiras europeias como Marselha ou Atenas.

Centrando a análise na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais verifica-se que, em termos médios, o valor limite diário é cumprido, na medida em que os perfis médios diários têm um máximo da ordem dos  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o período 2001-2003. Quer isto dizer que as excedências verificadas representam dias de concentrações anormalmente elevadas, registadas especialmente no período de outono e inverno (pois correspondem aos meses em que se registam mais excedências), fenómeno concordante com o registado em algumas cidades espanholas como Barcelona ou Madrid. Segundo González (2002), estes altos níveis coincidem com o aumento da frequência de eventos naturais de transporte de massas de ar, para o período de outono, e com fenómenos de poluição locais, no caso do período de inverno.

### **5.2.2. Caracterização Química de Partículas no fundo urbano de Lisboa**

A totalidade dos resultados obtidos através das análises químicas efectuadas às amostras de aerossol recolhido em Alfragide, a cargo do Laboratório de Referência do Ambiente do IA, encontra-se indicada em anexo. A Figura 78 e a Figura 79 apresentam algumas estatísticas descritivas das concentrações obtidas. A separação dos constituintes do aerossol justifica-se dada a diferente magnitude de variação das concentrações.

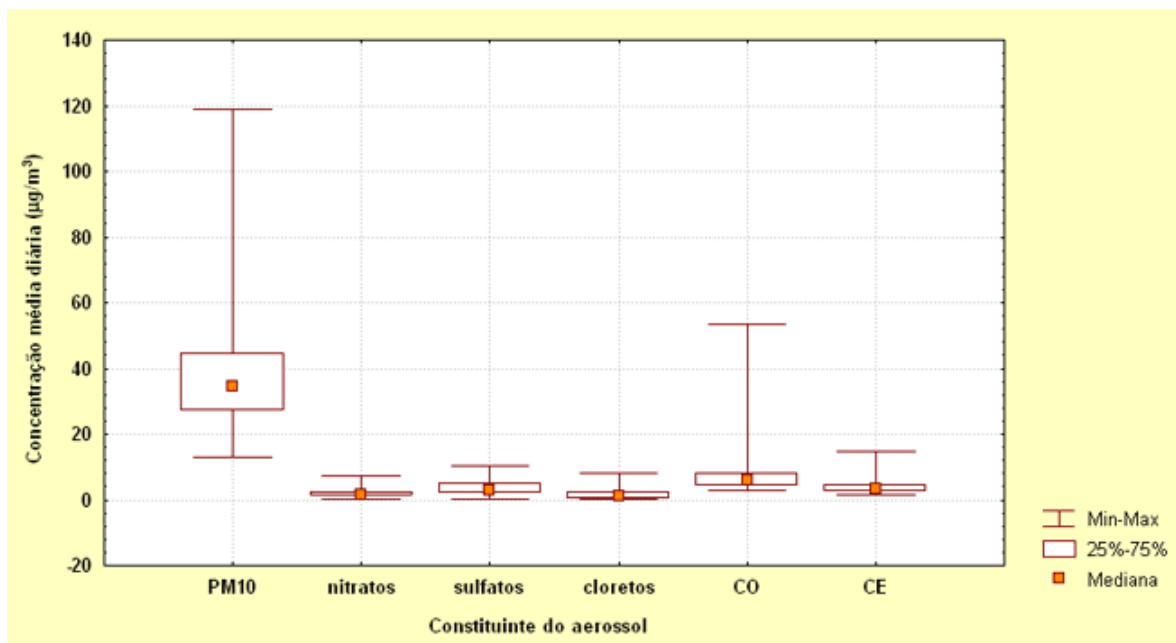


Figura 78: Mínimo, máximo, mediana e quartis para as concentrações de PM<sub>10</sub> e de alguns constituintes do aerossol (Alfragide, ano de 2003)

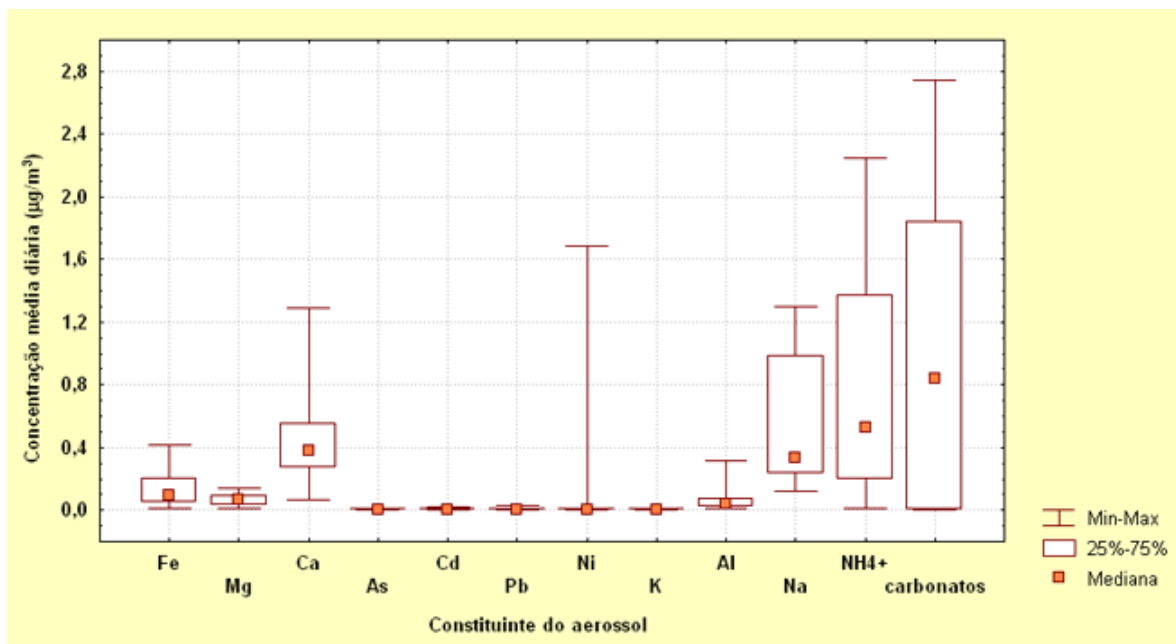


Figura 79: Mínimo, máximo, mediana e quartis para alguns constituintes do aerossol (Alfragide, ano de 2003)

Estes resultados podem também ser observados através da Tabela 23.

Tabela 23: Algumas estatísticas descritivas da amostra de aerossol em estudo

Constituinte do aerossol	N.º Amostras válidas (N)	N.º Amostras em falta	Média aritmética ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )*	Mediana ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )*	Desvio padrão ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )*	Percentis ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )*	
						P <sub>50</sub>	P <sub>75</sub>
PM <sub>10</sub>	29	1	40	34	22	27	34
Ferro	30	0	0.138	0.091	0.115	0.044	0.091
Magnésio	30	0	0.069	0.067	0.036	0.033	0.067
Cálcio	30	0	0.454	0.382	0.274	0.262	0.382
<i>Arsénio*</i>	30	0	<i>0.062</i>	<i>0.060</i>	<i>0.044</i>	<i>0.028</i>	<i>0.060</i>
<i>Cádmio*</i>	30	0	<i>1.155</i>	<i>0.115</i>	<i>3.592</i>	<i>0.070</i>	<i>0.115</i>
Chumbo	30	0	0.005	0.003	0.007	0.001	0.003
Níquel	30	0	0.058	0.001	0.308	0.001	0.001
<i>Potássio*</i>	30	0	<i>0.063</i>	<i>0.045</i>	<i>0.061</i>	<i>0.030</i>	<i>0.045</i>
Alumínio	30	0	0.059	0.039	0.064	0.019	0.039
Sódio	30	0	0.561	0.333	0.427	0.235	0.333
Nitratos	29	1	1.951	1.635	1.464	0.931	1.635
Sulfatos	29	1	3.807	2.817	2.716	2.058	2.817
Amónio	29	1	0.773	0.528	0.741	0.188	0.528
Cloretos	29	1	2.029	1.124	2.061	0.355	1.124
CO	30	0	8.684	5.955	9.567	4.065	5.955
CE	30	0	4.040	3.465	2.636	2.278	3.465
Carbonatos	30	0	0.947	0.835	0.966	0.000	0.835

\* quando o constituinte é assinalado e se encontra descrito em *itálico*, isso significa que a sua concentração está expressa em  $\text{ng}/\text{m}^3$  ( $1 \text{ ng}/\text{m}^3 = 1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Por forma a permitir uma breve comparação com concentrações registadas em outros locais em Portugal e em Espanha construiu-se a tabela seguinte, onde se podem observar concentrações medidas na Bobadela (Almeida, 2004), em Lisboa (Reis, 2001), no Carregado (Reis, 2001; Freitas *et al.*, 2003), em Monchique (Reis, 2001; Freitas *et al.*, 2003), no Porto (Pio *et al.*, 1998) e em Barcelona (Quérol *et al.*, 2001).



Tabela 24: Concentrações médias de alguns constituintes do aerossol recolhidos em diferentes locais

Local	Tipo de local	Fracção granulométrica	Al	As	Ca	Ca <sup>2+</sup>	Cl	Cl <sup>-</sup>	Fe	K	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ni	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Pb	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Bobadela (Loures) (Almeida, 2004)	urbano / industrial	PM <sub>2.5</sub>	77	0.31	230	380	160	440	120	120	130	52	370	400	1300	2.6	1300	8.6	3900
		PM <sub>10</sub>	260	0.43	1300	810	1200	1800	400	270	180	160	1500	1400	1300	4.1	2300	12	4400
Lisboa (Reis, 2001)	urbano	PM <sub>2.5</sub>		0.56	203		34		80	130			372			4		86	
		PM <sub>10-2.5</sub>		0.21	1460		786		310	139			1130			2		28	
Carregado (Alenquer) (Reis, 2001) (Freitas et al., 2003)	industrial	PM <sub>2.5</sub>	74	0.67	132		59		63	118			1110			3.9		40	
		PM <sub>10-2.5</sub>	341	0.3	939		688		311	216			1230			1.7		47	
Monchique (Alenquer) (Reis, 2001) (Freitas et al., 2003)	rural	PM <sub>2.5</sub>	67	0.14	78		9.9		53	69			210			1.2		4.6	
		PM <sub>10-2.5</sub>	151	0.13	289		252		131	86			389						
Porto (Pio et al., 1998)	urbano	PM <sub>1</sub>	840	1.9		200		510	190		320	20		210	1880	4.8	1540	250	4540
		PM <sub>10-1</sub>	600	0.45		480		1710	340		210	158		1290	780	1.2	1480	60	2660
Barcelona (Espanha) (Quérol et al., 2001)	urbano	PM <sub>2.5</sub>																	
		PM <sub>10</sub>																	

todas as concentrações médias estão expressas em ng/m<sup>3</sup>

As concentrações medidas na estação de Alfragide são da mesma ordem de grandeza das observadas por Almeida (2004) para amostras recolhidas no norte de Lisboa (na zona industrial da Bobadela) e por Reis (2001) para Lisboa, com excepção da concentração máxima medida de Níquel em Alfragide ( $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), a qual é muito superior à média obtida nesse estudo (que foi de  $4.1 \text{ ng}/\text{m}^3$ ), sendo este resultado provavelmente devido a um problema associado com o processo de análise.

### 5.2.3. Outros parâmetros considerados

As concentrações de  $\text{PM}_{2.5}$  têm vindo a crescer de importância na avaliação dos efeitos das partículas na saúde humana devido ao crescente número de estudos que têm vindo a ser publicados demonstrando as associações entre efeitos na saúde e as concentrações desta granulometria de partículas (p.ex. Dockery *et al.*, 1993; Schwartz *et al.*, 1996; Pope *et al.*, 2002). Este crescendo de importância estendeu-se igualmente à disponibilidade de concentrações de  $\text{PM}_{2.5}$ , para que com séries temporais cada vez mais alargadas estas conclusões pudessem ser verificadas noutros locais.

Na cidade de Lisboa, a disponibilidade de dados relativos a esta granulometria é pequena. Das estações de monitorização existentes na cidade duas medem  $\text{PM}_{2.5}$  (Entrecampos e Olivais), sendo que esta última só o começou a fazer em 2004. No caso da estação de Entrecampos a situação é um pouco melhor, existindo já um ano completo de dados (2003), na medida em que o analisador (à semelhança da amostragem e medição de  $\text{PM}_{10}$  também por absorção de radiação  $\beta$ ) entrou em funcionamento em Março de 2002.

No caso do projecto APHEIS também se verificou que algumas das cidades estudadas escasseavam as medições de  $\text{PM}_{2.5}$  que permitissem obter séries temporais representativas. No âmbito desse projecto, recorreu-se inclusivamente a uma proposta presente no guia "*Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods*" (CE, 2001), de aplicação de um factor médio de conversão de concentrações de  $\text{PM}_{10}$  em concentrações de  $\text{PM}_{2.5}$  em que as concentrações de  $\text{PM}_{2.5}$  são iguais ao produto das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  por 0,7. Não obstante, as cidades onde existiam medições de  $\text{PM}_{2.5}$  calcularam o seu próprio factor de conversão. É esse o objectivo deste capítulo: calcular o factor de conversão de  $\text{PM}_{10}$  em  $\text{PM}_{2.5}$  para a cidade de Lisboa, com base nas medições existentes.

Na Figura 80 apresentam-se as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  e de  $\text{PM}_{2.5}$  medidas na estação de Entrecampos durante o ano de 2003. Antes podem observar-se na Tabela 25 aspectos relevantes para a avaliação da representatividade das concentrações de partículas, tal como a eficiência de recolha de dados para cada uma das fracções granulométricas.

**Tabela 25: Estatísticas descritivas das concentrações de  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$  na estação de Entrecampos**

Base temporal de análise	Parâmetro	$\text{PM}_{2.5}$	$\text{PM}_{10}$
Base Horária (1h)	% de Validação (Eficiência)	99.0	99.5
	N.º Total de Horas Válidas	8671	8718
	Concentração média	22.3	46.2
	Máximo horário	195.0	304.2
Base Diária (24h)	% de Validação (Eficiência)	99.2	99.7
	N.º Total de Dias Válidos	362	364
	Concentração média	22.3	46.2
	Máximo horário	89.3	171.4

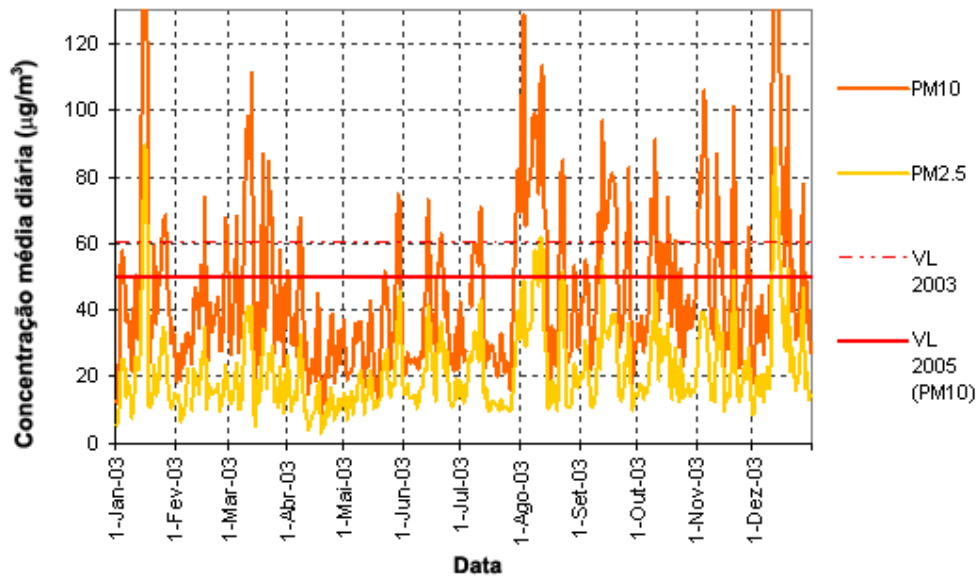


Figura 80: Concentrações médias diárias de  $PM_{10}$  e de  $PM_{2.5}$  registadas na estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (Ano 2003)

Na Figura 81 apresentam-se estas concentrações, bem como uma regressão linear entre ambas, para que se possa estimar este factor de conversão para esta estação.

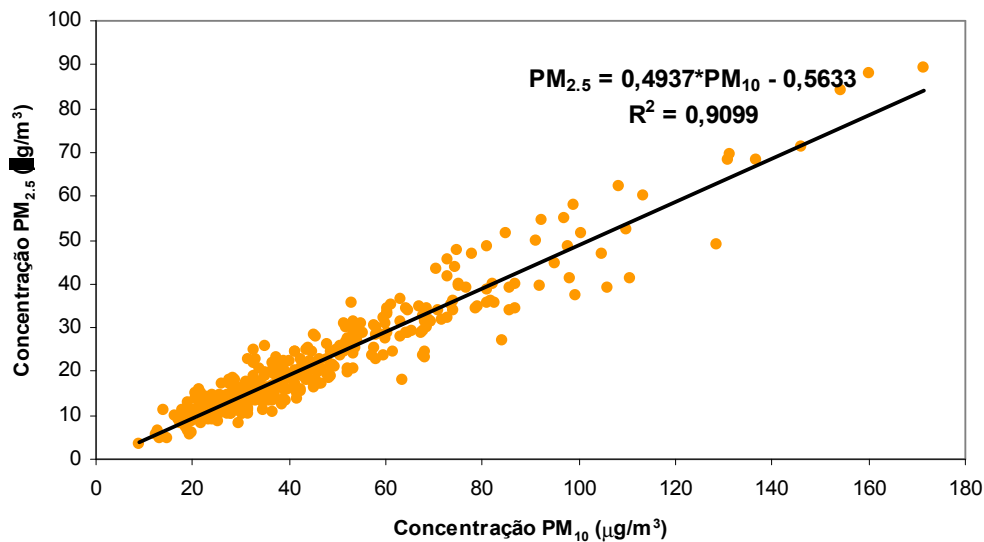


Figura 81: Regressão linear para estimação do factor de conversão de  $PM_{10}$  para  $PM_{2.5}$  na estação de Entrecampos

O factor de conversão obtido é de **0.49**, isto é, em termos médios, a concentração de  $PM_{2.5}$  é aproximadamente metade da concentração de  $PM_{10}$ . Deve dizer-se também que a recta se ajusta bastante bem ao conjunto de concentrações, donde resulta um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) elevado (0.91).

A estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide tem também medição de ambas as granulometrias, só que neste caso pelo método descontínuo (amostragem do aerossol num filtro e posterior determinação da massa gravimétrica de partículas). O

mesmo exercício anterior pode então ser efectuado para as concentrações obtidas em Alfragide, apesar da eficiência de recolha de dados é bastante inferior à da estação de Alfragide, como se pode ver na Tabela 26.

Tabela 26: Estatísticas descritivas das concentrações de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> na estação de Alfragide

Base temporal de análise	Parâmetro	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>
Base Diária (24h)	% de Validação (Eficiência)	40.0	44.7
	N.º Total de Dias Válidos	146	163
	Concentração média	23.2	38.8
	Máximo horário	112.2	121.8

As concentrações de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2.5</sub> medidas na estação de Alfragide em 2003 estão representadas na Figura 82.

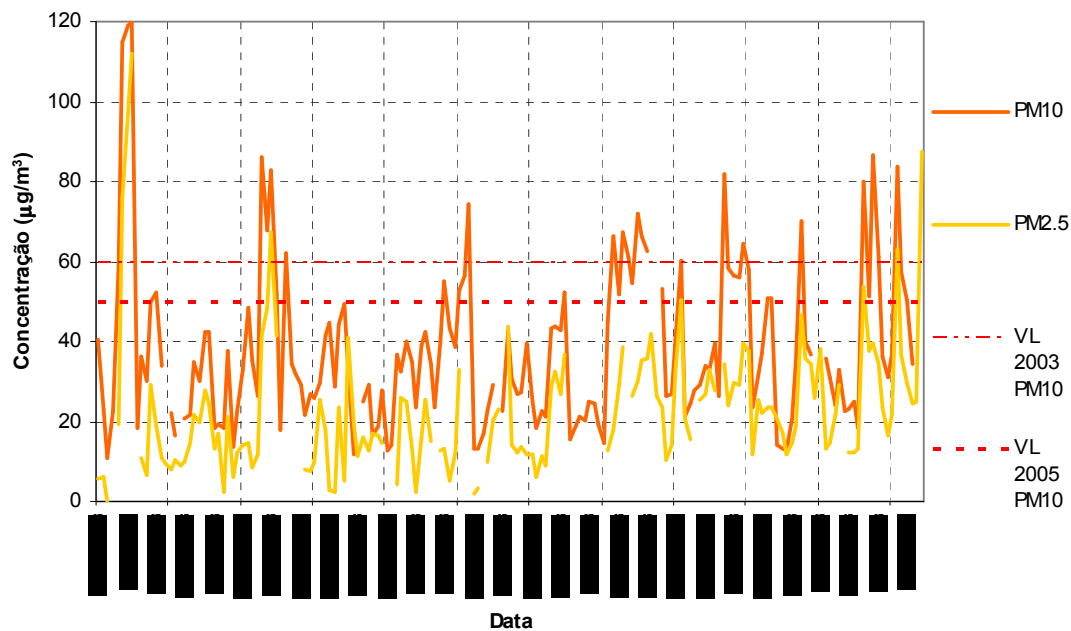


Figura 82: Concentrações médias diárias de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2.5</sub> registadas na estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide (Ano 2003)

A regressão linear obtida entre concentrações de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2.5</sub> apresenta-se na Figura 83.

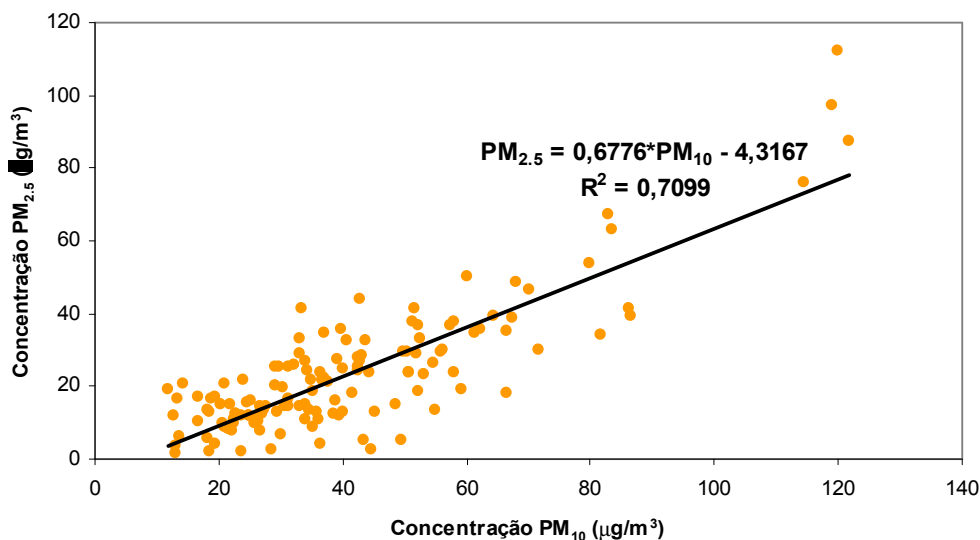


Figura 83: Regressão linear para estimação do factor de conversão de PM<sub>10</sub> para PM<sub>2.5</sub> na estação de Alfragide

O factor de conversão obtido é de **0.67**, isto é, em termos médios, a concentração de PM<sub>2.5</sub> é aproximadamente 67% da concentração de PM<sub>10</sub>. Neste caso o ajustamento da recta ao conjunto de concentrações de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2.5</sub> é pior do que no caso de Entrecampos, o que fica a dever-se, em grande medida, ao rácio PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> para as concentrações mais elevadas, já que como se pode observar nestes casos a concentração de PM<sub>2.5</sub> tende a aumentar proporcionalmente mais do que a concentração de PM<sub>10</sub> (apenas há concentrações acima da recta de regressão).

Pode considerar-se que ambos os factores de conversão obtidos estão dentro do intervalo registado para as 22 cidades com medições de ambas as granulometrias que integraram o projecto APHEIS, o qual é de 0.5 a 0.8 (APHEIS, 2004). Visser *et al.* (2001) também observaram rácios PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> em cidades holandesas (nomeadamente Roterdão e Amesterdão) nesta gama de valores para estações de tráfego e de fundo urbano (0.71 para Roterdão e 0.63-0.65 para Amesterdão).

Estes factores de conversão serão utilizados em capítulos futuros deste documento, nomeadamente no capítulo 5.3.2 - Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas), pág. 5-57, quando for necessário estimar a concentração de PM<sub>2.5</sub>.

### 5.3. Modelação

#### 5.3.1. Modelos no receptor (Identificação e Quantificação de Fontes PM<sub>10</sub> em Lisboa)

As variáveis originais resultam dos resultados da especiação química das amostras de aerossol recolhidas na estação de monitorização da qualidade do ar de Alfragide pelo Instituto do Ambiente (apresentados em anexo) e para os quais algumas estatísticas descritivas podem ser observadas na Tabela 23). Nesta fase interessa perceber quais as variáveis que irão ser seleccionadas para integrarem a identificação de fontes de PM<sub>10</sub> em Lisboa, tal como descrito previamente no capítulo relativo à metodologia (nomeadamente o sub-capítulo "Exploração das variáveis a utilizar", pág.4-31).

### 5.3.1.1. Exploração das variáveis a utilizar

#### Teste de Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin

O teste de Bartlett foi aplicado com sucesso para um grau de confiança de 95%, na medida em que  $p$  ("Sig." de significância na terminologia utilizada na Tabela 27 é igual a 0.000 (ou seja é inferior a 0.05, limite aceitável para o grau de confiança referido).

**Tabela 27: Resultado do Teste de Bartlett e do Teste de Kaiser-Meyer-Olkin aos componentes de PM<sub>10</sub> obtidos na estação de Alfragide**

Kaiser-Meyer-Olkin Medida da Adequação da Amostra		.702
Teste de Esfericidade de Bartlett	Chi <sup>2</sup>	524.968
	df	153
	Sig.	.000

A adequação da especificação química à aplicação da análise factorial é igualmente suportada pelos resultados do teste de *Kaiser-Meyer-Olkin (KMO)*, o qual compara as correlações simples com as parciais observadas entre as variáveis. Um valor de KMO próximo de 1 indica coeficientes de correlação parciais pequenos<sup>13</sup> e a análise factorial (nomeadamente uma ACP) pode fornecer muito bons resultados. Aliás, este teste serve para que se possa aferir acerca da adequação da aplicação da análise factorial aos dados de uma forma quantitativa e qualitativa (Tabela 28).

**Tabela 28: Classificação dos coeficientes de correlação. Fonte: Friel, 2000**

KMO	Análise Factorial
1-0.9	Muito Boa
0.8-0.9	Boa
0.7-0.8	Média
0.6-0.7	Razoável
0.5-0.6	Má
<0.5	Inaceitável

O resultado obtido para o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) é de 0.702, indicando que a análise factorial pode efectuar-se com resultados medianos (Tabela 27). O que o valor deste teste pretende significar é que "os factores extraídos na análise factorial irão ter em linha de conta a maioria da variância existente na amostra" (Friel, 2000).

#### Análise das Comunalidades

Na tabela seguinte pode ver-se que as variáveis analisadas têm, de uma maneira geral, uma associação forte com os factores retidos, dado que os valores obtidos para as comunalidades são elevados.

<sup>13</sup> Os coeficientes de correlação parcial entre as variáveis são calculados após supressão dos efeitos dos factores comuns.

**Tabela 29: Extracção das comunalidades**

Variáveis	Inicial	Após extracção CP
PM <sub>10</sub>	1.000	.948
Ferro	1.000	.932
Magnésio	1.000	.812
Cálcio	1.000	.816
Arsénio	1.000	.803
Cádmio	1.000	.817
Chumbo	1.000	.780
Níquel	1.000	.859
Potássio	1.000	.755
Alumínio	1.000	.906
Sódio	1.000	.821
Nitratos	1.000	.822
Sulfatos	1.000	.854
Amónio	1.000	.855
Cloretos	1.000	.846
CO	1.000	.967
CE	1.000	.861
Carbonatos	1.000	.858

Extraction Method: Principal Component Analysis.

As comunalidades conduzem à utilização de todas as variáveis para a prossecução do estudo.

### Matriz de correlação

A Tabela 30 apresenta a matriz dos coeficientes de correlação de Pearson das variáveis iniciais. Na matriz encontram-se indicadas a encarnado, as correlações cujo valor absoluto é inferior a 0.5, por forma a que se destaquem os casos em que as correlações são baixas.

Pela análise da matriz pode-se referir que a variável Cádmio não apresenta qualquer nível de associação significativo com qualquer uma das restantes variáveis, o que coloca restrições à sua utilização no modelo de análise factorial. Desta forma, deve ponderar-se a inclusão desta variável nos passos seguintes.

Tabela 30: Matriz de correlações para a especificação química das amostras de aerossol recolhidas em Alfragide

Correlação	PM10	Ferro	Magnésio	Cálcio	Arsénio	Cádmio	Chumbo	Níquel	Potássio	Alumínio	Sódio	Nitratos	Sulfatos	Amónio	Cloretos	CO	CE	Carbonatos
PM10	1	<b>0.80</b>		0.47	0.24		0.55	<b>0.69</b>	0.62	0.37		<b>0.77</b>	0.49	<b>0.74</b>	-0.23	<b>0.92</b>	<b>0.82</b>	<b>0.77</b>
Ferro	<b>0.80</b>	1	0.27	0.54	0.32		<b>0.74</b>	0.47	<b>0.75</b>	<b>0.70</b>		0.53	0.46	<b>0.65</b>	-0.47	<b>0.73</b>	<b>0.68</b>	<b>0.81</b>
Magnésio		0.27	1	0.51			0.38		0.43	0.35	<b>0.65</b>		0.20		0.22			
Cálcio	0.47	0.54	0.51	1	0.47		0.30		0.59	0.39			0.46	0.39		0.24	0.21	0.51
Arsénio	0.24	0.32		0.47	1	-0.23				0.22		0.21	0.59	0.52	-0.62			0.54
Cádmio					-0.23	1												-0.23
Chumbo	0.55	<b>0.74</b>	0.38	0.30			1	0.33	0.62	<b>0.81</b>	0.26	0.39	0.34	0.51	-0.24	0.46	0.39	0.52
Níquel	<b>0.69</b>	0.47					0.33	1				<b>0.69</b>		0.38		<b>0.88</b>	<b>0.78</b>	0.38
Potássio	0.62	<b>0.75</b>	0.43	0.59			0.62		1	0.59	0.33	0.27	0.22	0.33		0.49	0.44	0.52
Alumínio	0.37	<b>0.70</b>	0.35	0.39	0.22		<b>0.81</b>		0.59	1	0.31		0.39	0.44	-0.46	0.20		0.59
Sódio			<b>0.65</b>				0.26		0.33	0.31	1	-0.23			0.24	-0.22	-0.22	
Nitratos	<b>0.77</b>	0.53			0.21		0.39	<b>0.69</b>	0.27		-0.23	1	0.45	<b>0.68</b>		<b>0.77</b>	<b>0.72</b>	0.49
Sulfatos	0.49	0.46	0.20	0.46	0.59		0.34		0.22	0.39		0.45	1	<b>0.88</b>	-0.43	0.23		0.58
Amónio	<b>0.74</b>	<b>0.65</b>		0.39	0.52		0.51	0.38	0.33	0.44		<b>0.68</b>	<b>0.88</b>	1	-0.46	0.57	0.43	<b>0.72</b>
Cloretos	-0.23	-0.47	0.22		-0.62		-0.24			-0.46	0.24		-0.43	-0.46	1			-0.61
CO	<b>0.92</b>	<b>0.73</b>		0.24			0.46	<b>0.88</b>	0.49	0.20	-0.22	<b>0.77</b>	0.23	0.57		1	<b>0.92</b>	<b>0.65</b>
CE	<b>0.82</b>	<b>0.68</b>		0.21			0.39	<b>0.78</b>	0.44		-0.22	<b>0.72</b>		0.43		<b>0.92</b>	1	0.57
Carbonatos	<b>0.77</b>	<b>0.81</b>		0.51	0.54	-0.23	0.52	0.38	0.52	0.59		0.49	0.58	<b>0.72</b>	-0.61	<b>0.65</b>	0.57	1

correlações inferiores ou iguais a 0.20 em valor absoluto não são mostradas  
a **negrito** encontram-se as correlações cujo valor absoluto é igual ou superior a 0.65



### **Matriz anti-imagem**

Analisando a diagonal da matriz anti-imagem para a amostra de aerossol verifica-se que na diagonal principal o único valor abaixo de 0.5 (e, por isso, representado a encarnado na matriz) é o que se refere à variável que traduz as determinações analíticas do cádmio. Mais uma vez, o cádmio apresenta coeficientes de correlação pouco significativos.

Dado que nas matrizes de correlação e anti-imagem a variável Cádmio não apresenta correlação elevada com nenhum outro composto, opta-se por excluir esta variável da análise. Desta forma, esta variável não irá integrar a análise em componentes principais.

Tabela 31: Matriz anti-imagem da fracção grosseira do aerossol analisado

Correlação Anti-imagem	PM10	Ferro	Magnésio	Cálcio	Arsénio	Cádmio	Chumbo	Níquel	Potássio	Alumínio	Sódio	Nitratos	Sulfatos	Amónio	Cloretos	CO	CE	Carbonatos
PM10	<b>.762</b>	.394	.394	-.431	.111	-.062	-.018	.308	-.256	-.346	.040	-.244	-.496	.129	-.482	-.654	.016	-.195
Ferro	.394	<b>.863</b>	.102	-.282	-.036	-.146	.067	-.065	-.416	-.476	-.054	-.130	-.168	-.048	.022	-.175	-.354	-.173
Magnésio	.394	.102	<b>.518</b>	-.547	-.104	.137	-.371	.087	-.046	.011	-.261	.286	-.392	.193	-.312	-.317	.003	.230
Cálcio	-.431	-.282	-.547	<b>.698</b>	-.325	-.397	.156	-.042	-.084	.127	.199	.016	.125	.024	-.018	.296	-.051	-.169
Arsénio	.111	-.036	-.104	-.325	<b>.753</b>	.267	.099	.267	.260	.047	-.102	-.206	-.011	-.041	.319	-.187	.201	-.176
Cádmio	-.062	-.146	.137	-.397	.267	<b>.331</b>	-.184	.034	.208	.113	.102	.050	-.111	.185	.141	-.088	.283	.294
Chumbo	-.018	.067	-.371	.156	.099	-.184	<b>.672</b>	-.386	-.344	-.696	.181	-.488	.329	-.386	-.112	.350	-.291	-.136
Níquel	.308	-.065	.087	-.042	.267	.034	-.386	<b>.566</b>	.632	.182	-.362	-.139	-.372	.469	-.014	-.848	.588	.054
Potássio	-.256	-.416	-.046	-.084	.260	.208	-.344	.632	<b>.643</b>	.312	-.451	.004	-.002	.328	.236	-.380	.558	.186
Alumínio	-.346	-.476	.011	.127	.047	.113	-.696	.182	.312	<b>.667</b>	-.213	.503	.118	.017	.335	.043	.294	-.033
Sódio	.040	-.054	-.261	.199	-.102	.102	.181	-.362	-.451	-.213	<b>.563</b>	-.002	-.240	.107	-.296	.256	-.211	.006
Nitratos	-.244	-.130	.286	.016	-.206	.050	-.488	-.139	.004	.503	-.002	<b>.813</b>	-.098	-.054	.106	.130	-.189	.287
Sulfatos	-.496	-.168	-.392	.125	-.011	-.111	.329	-.372	-.002	.118	-.240	-.098	<b>.603</b>	-.815	.302	.607	-.138	-.190
Amónio	.129	-.048	.193	.024	-.041	.185	-.386	.469	.328	.017	.107	-.054	-.815	<b>.723</b>	-.084	-.546	.419	.191
Cloretos	-.482	.022	-.312	-.018	.319	.141	-.112	-.014	.236	.335	-.296	.106	.302	-.084	<b>.678</b>	.163	.128	.237
CO	-.654	-.175	-.317	.296	-.187	-.088	.350	-.848	-.380	.043	.256	.130	.607	-.546	.163	<b>.643</b>	-.575	-.096
CE	.016	-.354	.003	-.051	.201	.283	-.291	.588	.558	.294	-.211	-.189	-.138	.419	.128	-.575	<b>.709</b>	.083
Carbonatos	-.195	-.173	.230	-.169	-.176	.294	-.136	.054	.186	-.033	.006	.287	-.190	.191	.237	-.096	.083	<b>.903</b>

a **negrito** encontra-se a medida da adequação de cada uma das variáveis que constituem a amostra - *Measures of Sampling Adequacy (MSA)*, indicando-se a **encarnado** os casos em que  $MSA < 0.50$

### 5.3.1.2. Identificação de Fontes de PM<sub>10</sub> em Lisboa

#### Análise em Componentes Principais - Matriz das componentes

O número de factores a reter corresponde à quantidade de componentes que se considera para a análise. Desta forma, impôs-se como critério uma variância explicada pelas componentes superior a 60%, bem como uma variância por componente superior à unidade (>1). A adopção destas premissas corresponde a "um critério objectivo de aceitar apenas o número de componentes que explique, por si só, uma variância superior à correspondente a cada uma das variáveis" (Almeida, 2004).

A ACP identificou quatro factores, os quais conjuntamente explicam 83% da variância observada no conjunto de amostras de aerossol (Tabela 32).

Tabela 32: Total da variância explicada para a fracção grosseira do aerossol estudado

Componente	Valores Próprios Iniciais			Extracção das Somas do Quadrado das Cargas		
	Total	% da Variância	% Cumulativa	Total	% da Variância	% Cumulativa
1	7.627	44.867	44.867	7.627	44.867	44.867
2	3.018	17.754	62.621	3.018	17.754	62.621
3	2.292	13.482	76.103	2.292	13.482	76.103
4	1.185	6.971	83.073	1.185	6.971	83.073
5	.948	5.577	88.650			
6	.479	2.819	91.469			
7	.395	2.322	93.790			
8	.294	1.731	95.521			
9	.204	1.201	96.722			
10	.163	.959	97.681			
11	.131	.769	98.450			
12	.100	.588	99.039			
13	.065	.382	99.421			
14	.048	.281	99.702			
15	.031	.183	99.885			
16	.015	.091	99.976			
17	.004	.024	100.000			

Extraction Method: Principal Component Analysis.

O número de componentes a reter pode igualmente ser observado através de um gráfico contendo cada um dos componentes principais num dos eixos e o valor próprio, medido em unidades de variância<sup>14</sup>. As quatro componentes principais seleccionadas estão representadas na Figura 84 como sendo os componentes de 1 a 4.

<sup>14</sup> Os valores próprios constituem uma medida das unidades de variância explicadas por cada componente. O valor unitário (1) significa que existe uma componente principal que explica a mesma variância total da amostra que uma variável inicial.

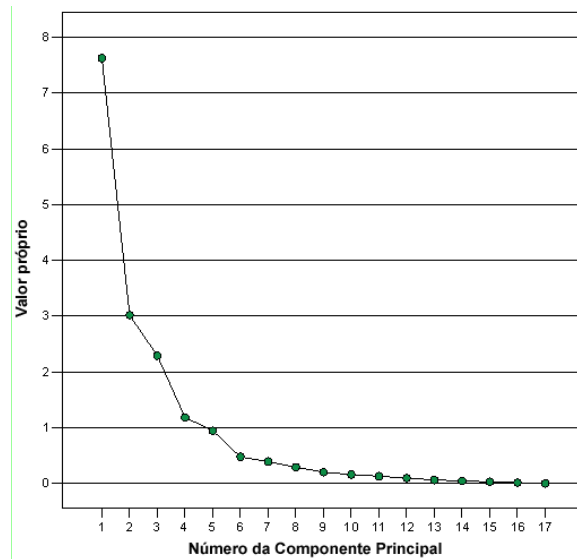


Figura 84: Gráfico dos valores próprios associados a cada componente principal

A matriz das componentes apresenta a correlação existente entre as variáveis e os factores principais extraídos (Tabela 33).

Tabela 33: Matriz de componentes da ACP sem rotação de eixos

	Componente			
	1	2	3	4
PM <sub>10</sub>	<b>0.93</b>	-0.24		
Ferro	<b>0.93</b>			
Magnésio	0.20	0.64	0.49	0.34
Cálcio	0.55	0.48		0.30
Arsénio	0.41	0.27	<b>-0.71</b>	0.21
Chumbo	<b>0.71</b>	0.28	0.33	-0.32
Níquel	0.57	-0.64	0.33	
Potássio	<b>0.67</b>	0.34	0.41	
Alumínio	0.60	0.57		-0.48
Sódio		<b>0.66</b>	0.48	0.21
Nitratos	<b>0.72</b>	-0.49		0.26
Sulfatos	0.62	0.31	-0.43	0.40
Amónio	<b>0.82</b>		-0.33	0.23
Cloretos	-0.46		<b>0.66</b>	0.43
CO	<b>0.82</b>	-0.49	0.22	
CE	<b>0.74</b>	-0.51	0.23	
Carbonatos	<b>0.87</b>		-0.26	

Extraction Method: Principal Component Analysis.  
a 4 components extracted.

coeficientes de ponderação inferiores ou iguais a 0.20 em valor absoluto não são mostrados a **negrito** encontram-se os coeficientes de ponderação cujo valor absoluto é igual ou superior a 0.65

### Rotações da Matriz das componentes

A solução anterior maximiza a variância explicada existente no conjunto de variáveis originais. Todavia, a matriz original não permite uma identificação eficaz dos componentes principais, até porque para alguns factores os coeficientes de ponderação (correlações com as variáveis) são muito próximas (veja-se o exemplo

do Alumínio na Tabela 33, o qual poderá ser englobado quer no componente principal 1 quer no componente principal 2). Desta forma, é prática corrente proceder-se à rotação ortogonal dos vectores que traduzem os valores (vectores próprios), por forma a maximizar a correlação de cada factor com cada espécie medida (Watson e Chow, 2004). Com este propósito, foi aplicada a rotação Varimax normalizada aos resultados da ACP. Obteve-se assim uma nova classificação dos factores (Tabela 34).

Na análise em componentes principais, as variáveis a que correspondem os coeficientes de ponderação mais elevados estão correlacionadas entre si. É com base nestas associações que se nomeia o factor (ou componente principal).

O **primeiro factor (ou componente principal)** representa a contribuição de poluentes provenientes do tráfego rodoviário, sendo constituído maioritariamente por elementos directamente emitidos ao nível do escape (CO e CE, nitratos, amónio), bem como por partículas indirectamente associadas com o tráfego rodoviário, p.ex. o níquel (fortemente associado com este factor) que está associado com partículas que derivam dos travões dos veículos (González, 2002; Sternbeck *et al.*, 2002).

O **segundo factor** está relacionado com a formação de aerossol secundário, sendo a identificação resultado das fortes associações desta componente principal com os sulfatos e com o amónio. Estes dois constituintes do aerossol derivam tipicamente dos processos de conversão de gases para partículas de produtos da oxidação do SO<sub>2</sub> e do NH<sub>3</sub> (Almeida, 2004; González, 2002).

A **terceira componente principal** identificada está associada a partículas provenientes do solo (material crustal) e da ressuspensão ao nível do pavimento, nomeadamente proveniente da estrada. Esta associação é suportada pela presença de elementos característicos da composição do solo como Fe, Al ou K. Fazem ainda parte integrante desta componente elementos como o chumbo (Pb), o qual tem sido frequentemente associado com a ressuspensão proveniente da estrada (González, 2002). Actualmente a sua emissão foi bastante reduzida, devido à redução drástica deste poluente na gasolina, mas o chumbo depositado ao longo de várias décadas (que foi emitido pelo tráfego rodoviário) é ainda ressuspensão.

Finalmente, o **quarto factor** devido à presença evidenciada do sódio (Na), dos cloretos (Cl) e do magnésio (Mg) representa a contribuição proveniente do aerossol marinho (Almeida, 2004). A presença do cálcio reforça esta avaliação, na medida em que este é um constituinte importante da água do mar. O Mg<sup>2+</sup> é praticamente emitido unicamente pelos oceanos. A matriz de componentes com a designação respectiva dos diferentes componentes principais é apresentada na Tabela 34.

**Tabela 34: Matriz de componentes da ACP com rotação Varimax normalizada com a designação dos componentes principais**

	Componente			
	CP1 Fontes Móveis / Emissões escape	CP2 Aerossol secundário	CP3 Solo / Ressuspensão estrada	CP4 Aerossol marinho
PM <sub>10</sub>	<b>0.85</b>	0.34	0.32	
Ferro	0.56	0.33	<b>0.70</b>	
Magnésio				<b>0.88</b>
Cálcio		0.56	0.26	0.48
Arsénio		<b>0.88</b>		
Chumbo	0.35		<b>0.76</b>	0.28
Níquel	<b>0.91</b>			
Potássio	0.35		0.64	0.45
Alumínio		0.23	<b>0.91</b>	
Sódio	-0.23			<b>0.79</b>
Nitratos	<b>0.84</b>	0.33		
Sulfatos		<b>0.87</b>		
Amónio	0.50	<b>0.73</b>	0.23	
Cloretos		-0.57	-0.53	0.49
CO	<b>0.95</b>		0.25	
CE	<b>0.89</b>		0.23	
Carbonatos	0.46	0.57	0.55	

Extraction Method: Principal Component Analysis. Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.  
a. Rotation converged in 6 iterations.

coeficientes de ponderação inferiores ou iguais a 0,20 em valor absoluto não são mostrados  
a **negrito** encontram-se os coeficientes de ponderação cujo valor absoluto é igual ou superior a 0,65

### 5.3.1.3. Quantificação de Fontes de PM<sub>10</sub> em Lisboa

Foi igualmente efectuada uma regressão linear múltipla, recorrendo igualmente ao SPSS®. O objectivo da aplicação deste tipo de modelo consiste na avaliação quantitativa da contribuição de cada grupo relevante de fontes (isto é de cada uma das componente principais identificadas).

Neste contexto, a análise através da regressão linear múltipla foi aplicada aos dados experimentais usando como variáveis dependentes as concentrações atmosféricas e como variáveis independentes as coordenadas das componentes principais identificadas. De modo a ultrapassar as limitações da regressão linear múltipla através da determinação do verdadeiro zero, introduziu-se na ACP uma amostra fictícia, com concentração nula para todos os constituintes (método proposto por Thurston e Spengler, 1985).

A amostra fictícia deveria corresponder a um período de emissão nula de todas as fontes. A coordenada da amostra fictícia corresponde, para cada fonte, ao inverso do valor da emissão média normalizada pelo desvio padrão. Subtraindo esta grandeza aos restantes valores do factor, obtêm-se variáveis modificadas que representam as verdadeiras contribuições das fontes, normalizadas apenas em termos de desvio padrão.

É assim possível determinar para a fracção  $PM_{10}$  do aerossol e para cada um dos constituintes analisados qual a contribuição de cada uma das componentes principais obtidas na ACP.

**Tabela 35: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP para o aerossol em estudo**

Constituinte	Comp. Principal 1 Fontes Móveis / Emissões escape	Comp. Principal 2 Aerossol secundário	Comp. Principal 3 Solo / Ressuspensão estrada	Comp. Principal 4 Aerossol marinho	constante	R	R <sup>2</sup>
<b>PM<sub>10</sub></b>	19.32	8.51	7.22	3.13	4.04	0.97	0.95
<b>Ferro*</b>	0.0646	0.0398	0.0801	0.0184	-0.00240	0.96	0.93
<b>Magnésio*</b>	-0.000392	0.00467	0.00764	0.0320	-0.00234	0.91	0.83
<b>Cálcio</b>	0.0360	0.134	0.0594	0.118	0.00232	0.83	0.68
<b>Arsénio</b>	-0.0000014	0.0000406	0.0000036	-0.0000030	0.000018	0.90	0.81
<b>Chumbo*</b>	0.00234	0.000449	0.00523	0.00170	-0.000205	0.90	0.80
<b>Níquel*</b>	0.284	-0.0413	0.0114	-0.0280	-0.112	0.92	0.85
<b>Potássio*</b>	0.0000221	0.0000065	0.0000403	0.0000283	-0.000017	0.86	0.74
<b>Alumínio</b>	-0.000613	0.0156	0.0592	0.0124	0.0240	0.96	0.92
<b>Sódio*</b>	-0.0871	-0.00566	0.0929	0.353	-0.0146	0.85	0.72
<b>Nitratos</b>	1.251	0.519	-0.000968	-0.0677	0.177	0.91	0.82
<b>Sulfatos*</b>	0.509	2.377	0.396	0.524	-0.660	0.91	0.82
<b>Amónio</b>	0.364	0.538	0.194	0.00570	-0.241	0.91	0.83
<b>Cloretos</b>	0.186	-1.01	-1.035	1.15	0.581	0.93	0.86
<b>CO*</b>	9.31	1.11	2.44	-0.327	-0.986	0.98	0.97
<b>CE</b>	2.47	0.212	0.576	-0.0328	1.43	0.92	0.86
<b>Carbonatos</b>	0.44	0.548	0.523	-0.0896	0.00834	0.92	0.85

R é o coeficiente de correlação, enquanto R<sup>2</sup> é o coeficiente de determinação

\* assinala os constituintes do aerossol para os quais a RLM apresenta uma constante de intercepção negativa, portanto para as quais será necessário forçar a passagem da RLM pela origem, não se estimando conseqüentemente a contribuição de outras fontes não identificadas para a massa do constituinte (tal como citado no capítulo dedicado à metodologia seguida para a aplicação deste tipo de modelos no receptor)

Neste momento é possível quantificar qual a contribuição absoluta para a fracção granulométrica  $PM_{10}$  do aerossol estudado de cada uma destas componentes principais (Tabela 36).

**Tabela 36: Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP efectuada para  $PM_{10}$  ao aerossol em estudo**

<b>Contribuição Absoluta (<math>PM_{10}</math>)</b>				
Comp. Principal 1 Fontes Móveis / Emissões escape	Comp. Principal 2 Aerossol secundário	Comp. Principal 3 Solo / Ressuspensão estrada	Comp. Principal 4 Aerossol marinho	Outras fontes não identificadas
<b>0.47 (47%)</b>	<b>0.28 (28%)</b>	<b>-0.06 (-6%)</b>	<b>0.19 (19%)</b>	<b>0.12 (12%)</b>

A fracção relativa a outras fontes não identificadas está relacionada com a constante de intercepção obtida na RLM.

Este tipo de análise conduz a um resultado muito importante: para as amostras recolhidas em Alfragide <sup>3</sup>/<sub>4</sub> (75%) da massa total de  $PM_{10}$  provêm, em média, das emissões veiculares (fontes móveis) e da formação do aerossol secundário. A importância percentual destas componentes principais havia já sido identificada por

Almeida (2004) para amostras de aerossol recolhidas no norte de Lisboa, representativas de uma área com uma influência industrial importante.

O mesmo tipo de análise pode ser aplicado aos constituintes do aerossol determinados analiticamente e que fizeram parte integrante da ACP (Tabela 37).

**Tabela 37: Análise de Regressão Linear Múltipla aplicada às coordenadas modificadas determinadas pela ACP efectuada para os constituintes do aerossol em estudo**

Constituinte	Comp. Principal 1 Fontes Móveis / Emissões escape	Comp. Principal 2 Aerossol secundário	Comp. Principal 3 Solo / Ressuspensão estrada	Comp. Principal 4 Aerossol marinho	Fontes não identificadas
<b>Fe</b>	<b>-0,01</b>	<b>0,10</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,93</b>	<b>não estimado</b>
%	-0,7	10,4	-2,7	93,0	não estimado
<b>Mg</b>	<b>-0,01</b>	<b>0,10</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,94</b>	<b>não estimado</b>
%	-1,36	9,84	-2,83	94,35	não estimado
<b>Ca</b>	<b>0,09</b>	<b>0,38</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,56</b>	<b>0,0023</b>
%	8,90	37,83	-3,39	56,43	0,23
<b>As</b>	<b>-0,05</b>	<b>0,75</b>	<b>-0,04</b>	<b>-0,23</b>	<b>0,57</b>
%	-4,62	74,78	-4,36	-23,17	57,36
<b>Pb</b>	<b>0,48</b>	<b>0,08</b>	<b>-0,42</b>	<b>0,92</b>	<b>-0,06</b>
%	47,78	7,70	-41,88	92,21	-5,82
<b>Ni</b>	<b>-2,57</b>	<b>2,53</b>	<b>0,17</b>	<b>0,87</b>	<b>não estimado</b>
%	-256,93	252,93	17,10	86,90	não estimado
<b>K</b>	<b>0,24</b>	<b>0,31</b>	<b>-0,08</b>	<b>0,52</b>	<b>não estimado</b>
%	24,49	31,32	-7,94	52,13	não estimado
<b>Al</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,64</b>	<b>-2,12</b>	<b>1,44</b>	<b>1,07</b>
%	-2,67	63,80	-212,41	144,24	107,04
<b>Na</b>	<b>0,24</b>	<b>0,31</b>	<b>-0,08</b>	<b>0,52</b>	<b>não estimado</b>
%	24,49	31,32	-7,94	52,13	não estimado
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	<b>0,62</b>	<b>0,35</b>	<b>0,00</b>	<b>-0,09</b>	<b>0,12</b>
%	61,98	35,18	0,01	-9,45	12,28
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	<b>0,14</b>	<b>0,64</b>	<b>-0,04</b>	<b>0,26</b>	<b>não estimado</b>
%	13,63	64,11	-3,98	26,24	não estimado
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>0,33</b>	<b>0,69</b>	<b>0,05</b>	<b>-0,08</b>	<b>não estimado</b>
%	33,47	69,50	5,20	-8,17	não estimado
<b>Cl<sup>-</sup></b>	<b>-0,25</b>	<b>1,97</b>	<b>0,34</b>	<b>-0,57</b>	<b>-0,49</b>
%	-25,37	196,86	34,07	-56,90	-48,66
<b>CO</b>	<b>2,61</b>	<b>0,50</b>	<b>-0,88</b>	<b>-1,22</b>	<b>não estimado</b>
%	260,68	49,82	-88,09	-122,41	não estimado
<b>CE</b>	<b>0,56</b>	<b>0,08</b>	<b>-0,04</b>	<b>-0,02</b>	<b>0,42</b>
%	56,34	7,50	-4,11	-1,94	42,21
<b>Carbonatos</b>	<b>0,76</b>	<b>1,04</b>	<b>-0,53</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,02</b>
%	76,19	104,26	-52,95	-29,36	1,86

NOTA: Os quantitativos com sinal negativo podem representar o efeito de anticorrelações entre as variáveis, resultantes p.ex. de reacções químicas entre elementos (Rodríguez, 2002)

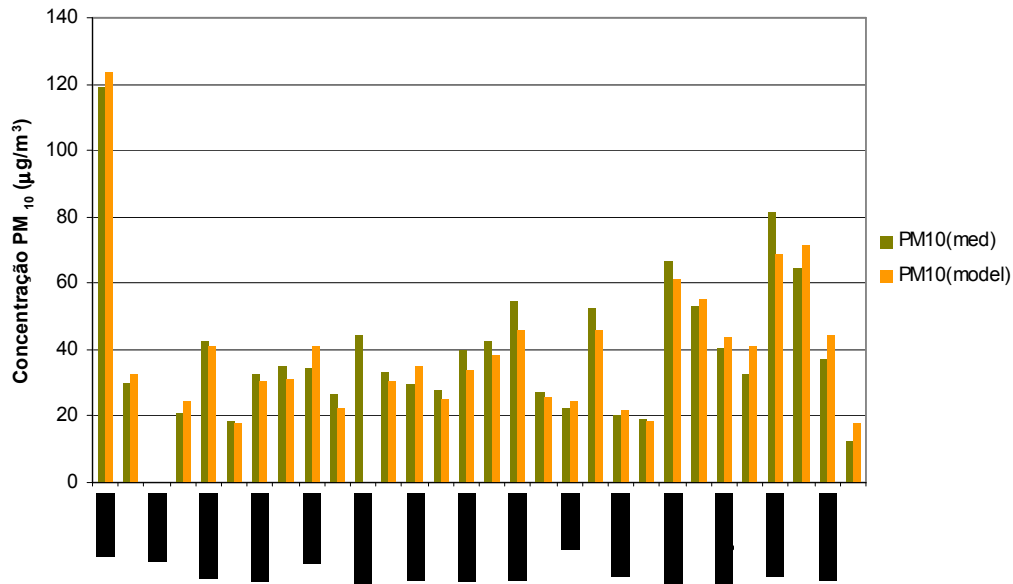
Da totalidade dos resultados obtidos para este modelo devem destacar-se:

- as contribuições muito significativas das emissões provenientes do tráfego rodoviário para o aerossol carbonáceo (CO e CE), bem como para as concentrações de carbonatos e de nitratos e de sulfatos. Este facto sugere que idêntica análise efectuada à fracção fina – PM<sub>2,5</sub> – deverá igualmente indicar uma importância relativa elevada desta fonte, o que vai ao encontro das conclusões de Almeida (2004);
- a importância quantitativa da componente associada ao aerossol secundário para as concentrações de amónio, de alumínio e de arsénio



■ o facto do modelo se comportar melhor para alguns constituintes do aerossol do que para outros, o que pode ser o resultado de anticorrelações estabelecidas entre as diferentes variáveis ou efeitos particulares relacionados com outros parâmetros que não integraram a ACP, como p.ex. a direcção de vento (Almeida, 2004). A anti-correlação entre o  $\text{Cl}^-$  e o  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{NH}_4^+$  (componente principal 2, associado ao aerossol secundário) pode dever-se, por exemplo, à volatilização do  $\text{Cl}^-$  por reacção do NaCl com espécies químicas ácidas, tais como o  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{HNO}_3$  (Castro, 1997). O menor coeficiente do  $\text{Cl}^-$  no componente principal 4 (aerossol marinho) relativamente ao  $\text{Na}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , parece vir ao encontro desta observação.

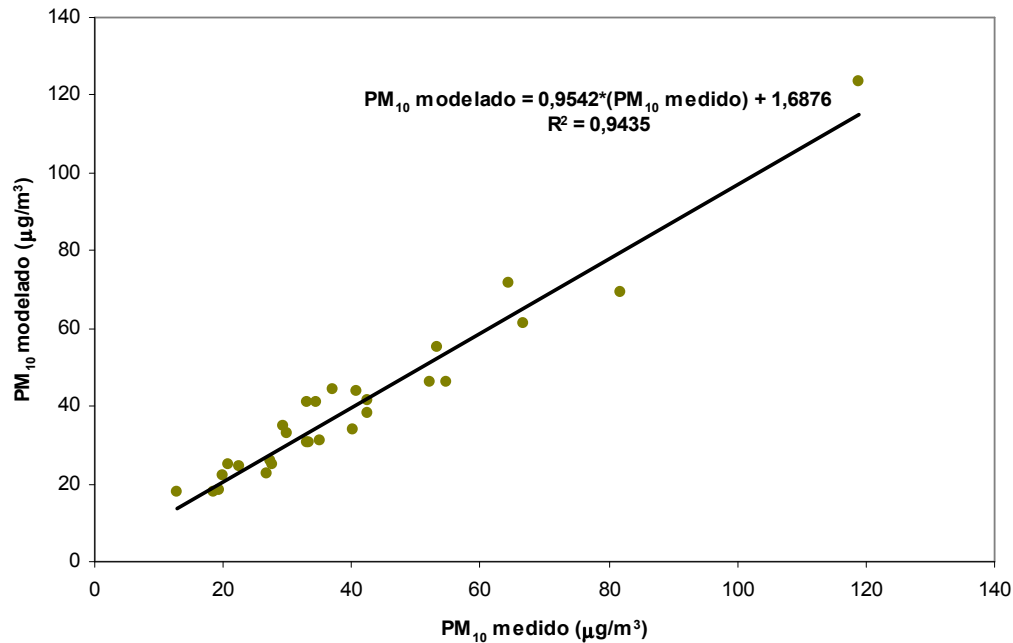
Uma das grandes potencialidades da aplicação deste tipo de metodologia, consiste na possibilidade de se poderem estimar as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  (ou dos constituintes que integram a ACP) para o local amostrado - Figura 85. A aplicação complementar da ACP e da RLM tem como resultado um modelo que faz uso das componentes principais identificadas e da sua quantificação. Este modelo no receptor possibilita a estimação das concentrações para os dias de amostragem, sejam estas concentrações mássicas de uma fracção granulométrica particular (neste caso  $\text{PM}_{10}$ ) sejam concentrações dos constituintes do aerossol.



**Figura 85: Concentrações de  $\text{PM}_{10}$  experimentais e as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  modeladas**

A figura anterior (Figura 85) mostra que um modelo desta natureza acompanha as concentrações experimentais de forma bastante satisfatória, sendo sensível a picos de concentração (veja-se p.ex. o caso das concentrações para o dia 15 de Janeiro).

O desempenho de um modelo deste tipo será tanto mais fiável quanto maior for a quantidade de amostras introduzida no modelo (portanto na ACP). A Figura 86 apresenta uma avaliação do desempenho do modelo para a fracção granulométrica  $\text{PM}_{10}$ , baseada nas amostras recolhidas em Alfragide.



**Figura 86: Comparação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> experimentais e as concentrações de PM<sub>10</sub> modeladas**

O elevado coeficiente de determinação ( $R^2 = 0.94$ ) traduz uma resposta bastante satisfatória deste tipo de abordagem, a qual poderá servir para complementar lacunas na série temporal de dados.

#### **5.3.1.4. Limitações inerentes à utilização do modelo adoptado**

Não obstante ser uma ferramenta de gestão da qualidade do ar poderosa, mormente por dispensar a necessidade de conhecimento dos perfis das fontes de emissão, este tipo de modelos no receptor têm limitações inerentes importantes. Para além das lacunas já citadas no capítulo relativo à metodologia, tais como o facto de não detectar a presença de fontes constantes durante o período de amostragem e a análise ser dificultada pela influência potencial de outros factores (p.ex. duas fontes distintas localizadas na mesma direcção), a questão do número de amostras utilizado é fundamental quando o objectivo é o de complementar uma série de dados experimentais. Neste caso será desejável adoptar um mínimo de cem amostras, homogeneamente distribuídas ao longo do ano (Watson e Chow, 2004), por forma a que as concentrações medidas sejam representativas das diferentes condições meteorológicas existentes.

### 5.3.2. Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas)

#### 5.3.2.1. AIS associada à exposição a PM<sub>10</sub> (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade total por todas as causas internas (CID9 < 800)

A Avaliação de Impacte na Saúde (AIS) associada à exposição de curto prazo a PM<sub>10</sub> foi efectuada para dois cenários de cumprimento de valores-limite diários, o primeiro o cenário de cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor (50 µg/m<sup>3</sup>) para todos os dias do ano e um segundo cenário que avalia o impacte sobre a saúde, caso as concentrações médias diárias nunca excedessem 20 µg/m<sup>3</sup> (cenários utilizados no estudo APHEIS). O terceiro dos cenários simulados representa os benefícios para a saúde humana da população presente no distrito de Lisboa que deriva de uma diminuição de 5 µg/m<sup>3</sup> nas concentrações médias diárias.

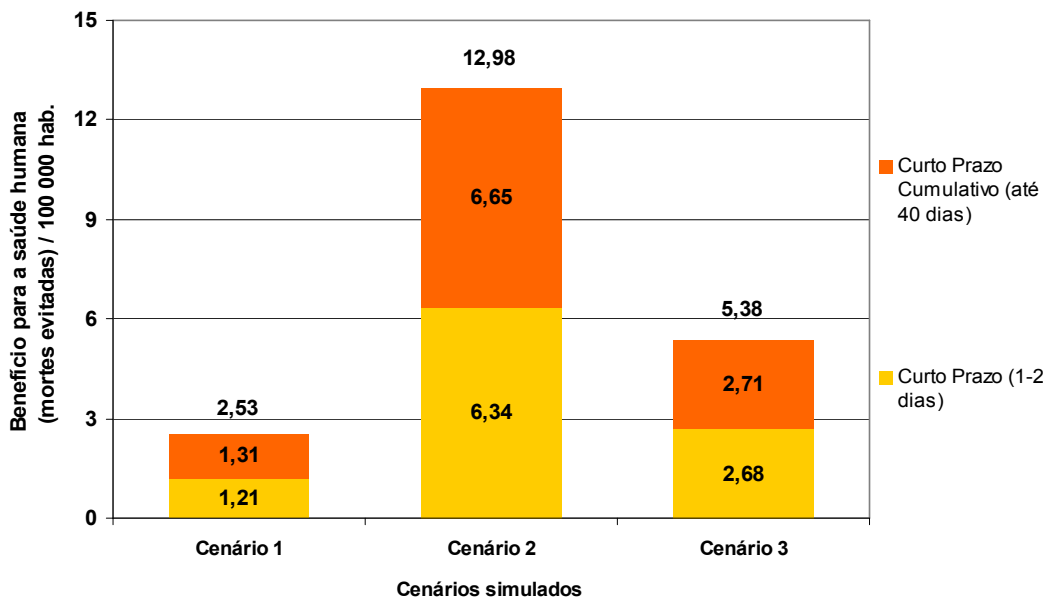
Relembra-se que a OMS faz uma distinção entre a exposição de curto prazo relativa às exposições de um ou dois dias e uma exposição de curto prazo cumulativa, a qual traduz a exposição até cerca de 40 dias, na medida em que o risco relativo encontrado por Zanobetti *et al.* para este tipo de exposição ser praticamente o dobro do primeiro (APHEIS, 2004).

Os resultados obtidos utilizando como indicador de impacte na saúde a mortalidade total (excepto acidentes e morte violenta) encontram-se indicados na Tabela 38. Os benefícios potenciais para a saúde, resultados indicados de seguida, expressam-se sob a forma de taxas de mortalidade por 100 000 habitantes.

**Tabela 38: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM<sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total excepto acidentes e morte violenta - CID 9 < 800)**

CENÁRIOS	Para o ano de 2001		
	Número de casos Atribuídos (NA)	Intervalo de Confiança 95%	
		limite inferior	limite superior
<b>Curto Prazo (1-2 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	1.21	0.81	1.62
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	6.34	4.21	8.47
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	2.68	1.79	3.57
<b>Curto Prazo Cumulativo (até 40 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	2.53	1.66	3.39
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	12.98	8.53	17.44
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	1.57	1.04	2.10

No que diz respeito à exposição de curto prazo, este impacto é melhor visível através da observação da Figura 87.



**Figura 87: Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Total (por causas internas – CID 9 < 800) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a PM<sub>10</sub>**

É importante destacar que a AIS tendo em linha de conta a exposição de curto prazo cumulativa a PM<sub>10</sub> (até quarenta dias) já inclui a exposição de curto prazo de 1-2 dias, sendo assim quando se avalia o impacto da exposição a PM<sub>10</sub> durante cerca de 40 dias, o valor obtido para este tipo de exposição não é adicionado à exposição mais curta mas antes esta última exposição é parte integrante da exposição ao poluente durante quarenta dias.

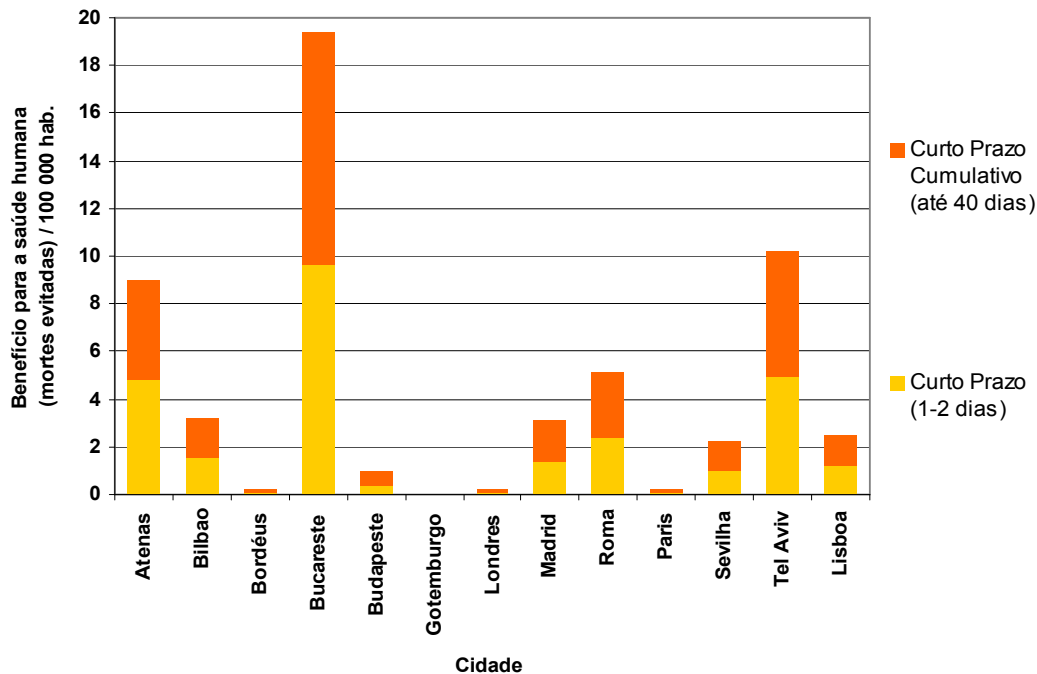
O cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor (50 µg/m<sup>3</sup> em todos os dias do ano de 2001 – cenário 1) implicaria, segundo o modelo utilizado, que teriam sido evitadas quase três mortes em 2001, por cada 100 000 hab., isto caso a redução de concentrações perdurasse por um período de cerca de quarenta dias.

Já relativamente aos benefícios para a saúde humana decorrentes de uma redução mais substancial (para concentrações médias diárias iguais a 20 µg/m<sup>3</sup>, para os dias em que a concentração média diária é superior a esta concentração – cenário 2), o impacto desta redução seria mais significativo. Segundo o modelo aplicado, uma redução desta natureza poder-se-ia traduzir em 13 mortes em cada 100 000 habitantes que seriam evitadas durante o ano de 2001.

Finalmente, para o cenário 3, o qual traduz o efeito de uma redução de 5 µg/m<sup>3</sup> em todas as concentrações médias diárias registadas na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais, evitar-se-iam cinco das mortes registadas em 2001 por cada 100 000 habitantes para o distrito de Lisboa.

Usando como referência o cenário 2, relativo ao cumprimento em todos os dias do valor limite diário em vigor (50 µg/m<sup>3</sup>), pode dizer-se que a magnitude destes resultados, comparativamente com o impacto estimado sobre a mortalidade total por causas internas (CID9 < 800) para as cidades do estudo APHEIS, é da mesma ordem de grandeza do que a calculada (APHEIS, 2004) para cidades como Sevilha,

Madrid ou Bilbao. De referir que este tipo de análise está muito dependente dos dados de entrada, nomeadamente das estações de monitorização de qualidade do ar utilizadas para este exercício, apesar de *a priori* se dever seleccionar estações de fundo urbano para tornar a comparabilidade possível entre diferentes cidades.



**Figura 88: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS**

Da figura anterior (Figura 88) parece constatar-se o efeito inerente do regime meteorológico, já que cidades com climas de influência mediterrânica como as três cidades espanholas (Bilbao, Madrid e Sevilha) apresentam resultados muito similares. Também Lisboa apresenta um resultado semelhante a este grupo. Por outro lado, como seria de esperar para este cenário, existem cidades em que o impacte não se faz sentir (é igual a zero) como é o caso de Gotemburgo, já que para o ano simulado esta cidade não registou qualquer excedência ao valor limite diário para  $PM_{10}$  ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Mais uma vez, a situação geográfica e o regime meteorológico local tem forte contribuição para este resultado, já que a Suécia se caracteriza por ter precipitação frequente, o que induz uma diminuição das partículas em suspensão atmosféricas (efeito de "lavagem atmosférica").

### 5.3.2.2. AIS associada à exposição a $PM_{10}$ (longo prazo) – impactes sobre a mortalidade total por todas as causas internas (CID9 < 800)

Para a AIS associada à exposição de longo prazo a  $PM_{10}$  também foram avaliados três cenários propostos pelo estudo APHEIS (2004). Neste caso o cenário 1 corresponde à redução do valor-limite anual (concentração média anual) para o limite em vigor de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . O cenário 2 avalia o impacte sobre a saúde do cumprimento do valor-limite anual proposto para a 2ª fase (para 2010) de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como concentração média anual. O terceiro cenário representa o impacte

sobre a saúde decorrente de uma diminuição da concentração média anual em  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

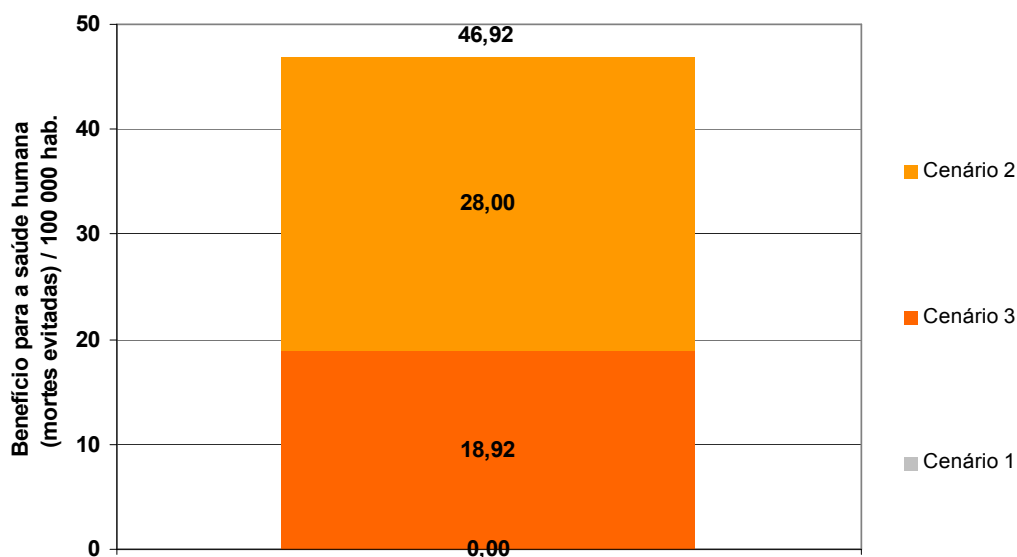
Os resultados obtidos para estas AIS encontram-se indicados na Tabela 39.

**Tabela 39: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a longo prazo de  $\text{PM}_{10}$  em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total excepto acidentes e morte violenta - CID 9 < 800)**

CENÁRIOS	Para o ano de 2001		
	Número de casos Atribuídos (NA)	Intervalo de Confiança 95%	
		limite inferior	limite superior
<b>Longo Prazo (1 ano)</b>			
Cenário 1 : Benefício para a saúde derivado do cumprimento do valor-limite anual em vigor de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0.00	0.00	0.00
Cenário 2 : Benefício para a saúde derivado do cumprimento do valor-limite anual proposto para 2010 de $20 - 2^{\text{a}}$ fase – de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	46.92	28.31	66.71
Cenário 3 : Benefício para a saúde derivado da diminuição da média anual em $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	18.92	11.49	26.72

Os zeros obtidos como resultados para o cenário 1 justificam-se dado que não decorreriam quaisquer benefícios para a saúde, visto que a concentração média anual para a estação dos Olivais em 2001 é de  $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (logo inferior a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A adopção deste cenário traduzir-se-ia não num benefício para a saúde mas num agravamento dos efeitos sobre a saúde.

Quanto aos cenários 2 e 3, os resultados tornam-se mais evidentes através da observação da Figura 89.



**Figura 89: Avaliação de Impacte na Mortalidade Total (por causas internas – CID 9 < 800) Saúde de longo prazo**

Como se pode observar na figura anterior (Figura 89), o cenário 3 terá um benefício para a saúde inferior ao cenário 2. Este facto é justificado dado que o cenário 3 implica uma diminuição da concentração média anual menor do que o cenário 2 (enquanto no cenário 2 a concentração média anual é reduzida para 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , no cenário 3 esta redução é de 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , logo é uma redução para 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de concentração média anual). Também por esta razão os benefícios inerentes a uma concentração média anual de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  já incluem a redução de 33 para 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Assim sendo, para o distrito de Lisboa, caso a concentração média anual em 2001 fosse de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ter-se-iam evitado cerca de 47 mortes, por cada 100 000 hab., devidas à exposição de longo prazo a  $\text{PM}_{10}$ . Caso esta redução da concentração média anual fosse mais moderada (em 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), o benefício para a saúde resultante traduzir-se-ia em cerca de 19 mortes evitadas, por cada 100 000 habitantes.

Mais uma vez, parece importante frisar que a Avaliação de Impacte sobre a Saúde de longo prazo já inclui os benefícios estimados para as reduções de curto prazo apresentadas anteriormente. Estes benefícios não são aditivos, dado que avaliam diferentes períodos temporais da mesma base de avaliação: o ano de 2001. Caso fossem adicionados estar-se-ia a contabilizar duas vezes os benefícios inerentes aos períodos mais curtos.

Para que se possa comparar os resultados obtidos para Lisboa com algumas cidades integradas no estudo APHEIS (2004) para o cenário 2 (cumprimento do valor-limite anual proposto para 2010 de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) construiu-se a Figura 90.

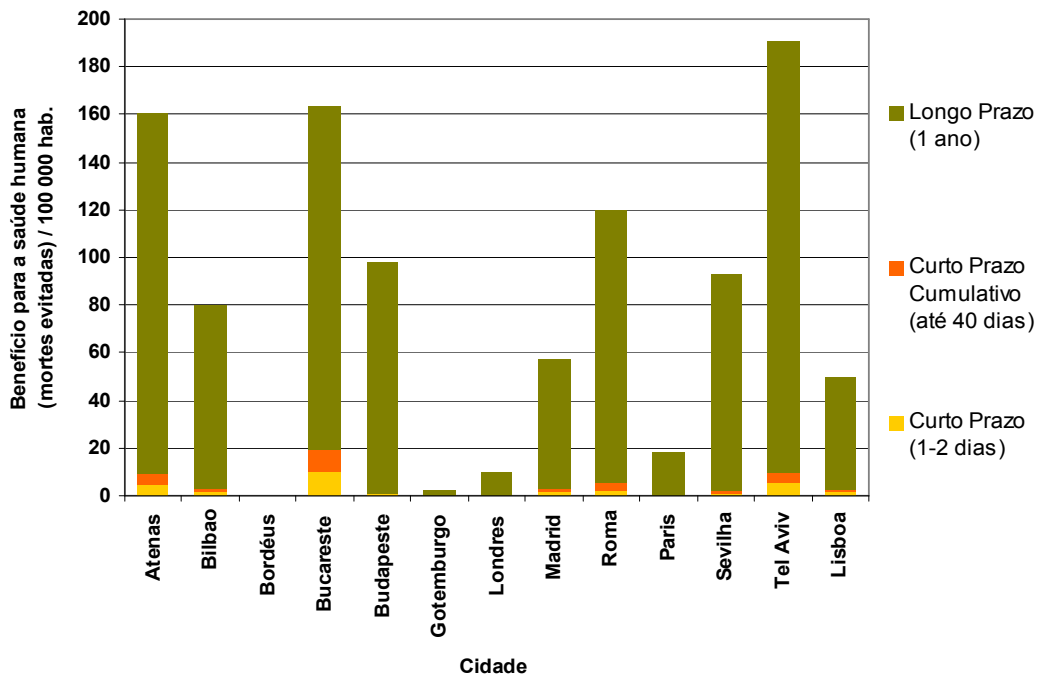


Figura 90: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo, curto prazo cumulativo e longo prazo sobre a mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS

Mais uma vez, os resultados obtidos para Lisboa são semelhantes à das três cidades espanholas apresentadas na figura anterior (Figura 90). Todavia o impacte da redução para 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  é menor do que qualquer uma destas cidades. Este

resultado indicia uma de duas situações: a estação utilizada para Lisboa tem uma concentração média anual inferior às concentrações médias anuais das estações utilizadas para Bilbao, Madrid e Sevilha; ou as taxas de mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) são superiores nestas cidades. Na primeira situação, a redução da concentração média anual seria inferior em Lisboa, reduzindo assim o impacto da aplicação da medida comparativamente com as cidades espanholas citadas. No segundo caso, a redução de concentrações médias anuais por unidade (por uma  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  reduzida) teria uma correspondência a mais óbitos por 100 000 habitantes nas cidades espanholas quando comparadas com Lisboa. A observação das taxas de mortalidade diárias por todas as causas internas (CID9 < 800) indiciam que é a média anual que é inferior em Lisboa, já que a taxa de mortalidade em Lisboa é de 2.6 óbitos/dia contra 2.4, 2.3 e 2.2 óbitos/dia registados em Bilbao, Madrid e Sevilha, respectivamente (APHEIS, 2004).

### **5.3.2.3. AIS associada à exposição a $\text{PM}_{10}$ (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade cardiovascular (CID9 390-459)**

O estudo APHEIS e OMS obtiveram também curvas exposição-resposta para exposições de curta duração a  $\text{PM}_{10}$  associadas a causas específicas de mortalidade, tal como a mortalidade cardiovascular (entendida como o grupo CID9 que vai de 390 a 459) e a mortalidade respiratória (CID9 460 a 519). Não estão disponíveis curvas exposição-resposta para Avaliações de Impacte na Saúde relativas à exposição de longo prazo a  $\text{PM}_{10}$  por causas específicas.

Os resultados relativos à AIS associada à exposição a  $\text{PM}_{10}$  sobre a mortalidade cardiovascular constituem parte da avaliação anteriormente efectuada do impacto de  $\text{PM}_{10}$  sobre a mortalidade total, dado que os óbitos integrados na mortalidade cardiovascular são igualmente integrados na mortalidade total por causas internas (CID9 < 800). Neste contexto, mais uma vez, estes resultados não podem ser adicionados aos valores obtidos para as estimativas de impacto sobre a saúde relativas à mortalidade total por causas internas apresentada no ponto anterior. De notar igualmente que a incerteza desta avaliação é maior do que as avaliações anteriormente efectuadas relativamente à mortalidade total, na medida em que a taxa de mortalidade cardiovascular foi obtida através de médias dos óbitos registados para algumas cidades espanholas, tal como descrito no capítulo 4.4.2 - Modelo PSAS-9 (Avaliação de Impacte na Saúde das Partículas), pág. 4-35.

Os cenários simulados foram semelhantes aos utilizados para AIS de curto prazo e curto prazo cumulativo sobre a mortalidade total excluindo acidentes e morte violenta (CID 9 < 800). Assim o cenário 1 corresponde ao cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para todos os dias do ano; o cenário 2 corresponde a concentrações médias diárias que nunca excedem  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e o cenário 3 simula uma diminuição de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nas concentrações médias diárias registadas em Lisboa para o ano de 2001.

Os resultados obtidos apresentam-se na Tabela 40.



Tabela 40: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM<sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade cardiovascular - CID 9 390-459)

CENÁRIOS	Para o ano de 2001		
	Número de casos Atribuídos (NA)	Intervalo de Confiança 95%	
		limite inferior	limite superior
<b>Curto Prazo (1-2 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	0.61	0.34	0.88
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	3.13	1.73	4.55
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	1.31	0.73	1.89
<b>Curto Prazo Cumulativo (até 40 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	1.37	0.96	1.78
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	6.88	4.82	8.98
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	2.79	1.97	3.61

O objectivo da Figura 91 é facilitar a interpretação das estimativas obtidas para cada um dos cenários simulados.

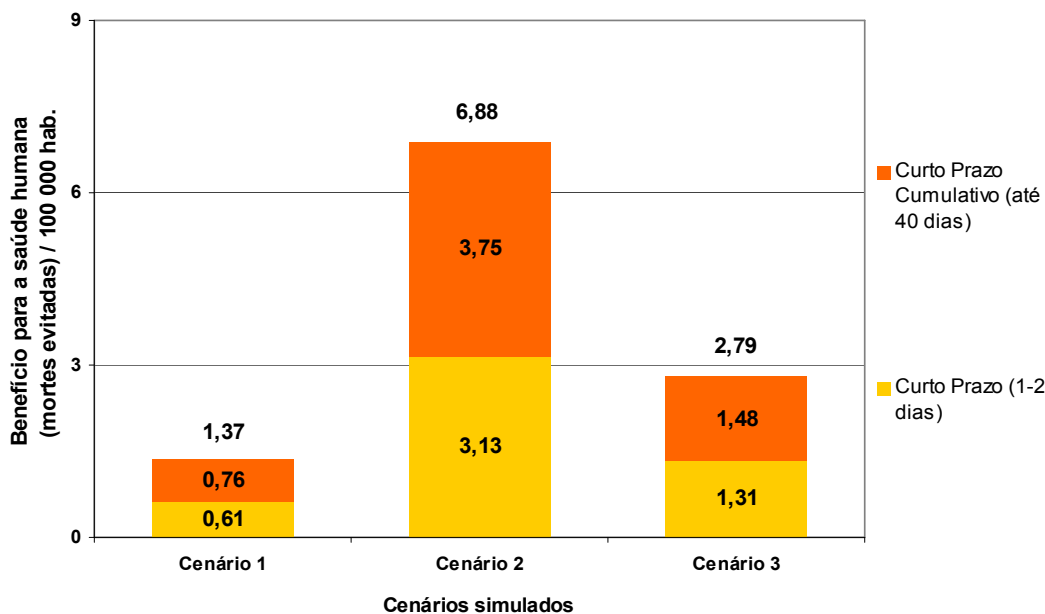


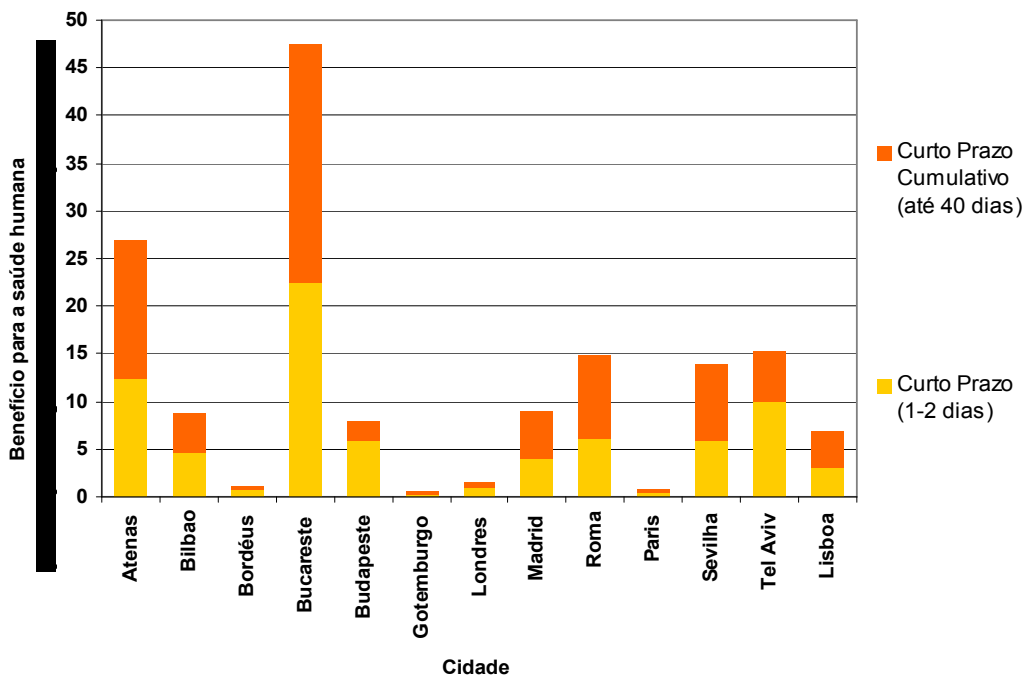
Figura 91: Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Cardiovascular (CID 9 390-459) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a PM<sub>10</sub>

O cumprimento do valor-limite diário actualmente em vigor ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em todos os dias do ano de 2001 – cenário 1) induziria, segundo o modelo utilizado, o evitar de uma morte em 2001, por cada 100 000 hab., isto caso a redução de concentrações perdurasse por um período de cerca de quarenta dias.

Se a redução fosse mais substancial (atingindo  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para todos os dias em que a concentração média diária é superior a esta concentração – cenário 2), o impacte atingiria, segundo o modelo utilizado, uma redução de 7 mortes evitadas em cada 100 000 habitantes por causas cardiovasculares durante o ano de 2001.

Uma redução de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em todas as concentrações médias diárias (cenário 3), acarretaria o evitar de três mortes por causas cardiovasculares em 2001, por cada 100 000 habitantes do distrito de Lisboa.

A Figura 92 permite estabelecer comparações entre os resultados obtidos para o cenário 2 (cumprimento em todos os dias do valor limite diário em vigor de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para Lisboa e outras cidades integradas no estudo APHEIS (2004).



**Figura 92: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade cardiovascular (CID 9 390-459) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS**

Os resultados obtidos para Lisboa são, mais uma vez, similares às cidades espanholas que integraram esta compilação (Sevilha, Madrid e Bilbao). Quanto às cidades com resultados mais baixos, estes aparecem como consequência natural da adopção de um novo indicador de efeito na saúde (mortalidade cardiovascular) quando comparados com igual figura relativamente à mortalidade total (Figura 88, onde cidades como Bordéus, Gotemburgo, Londres ou Paris já apresentavam valores muito reduzidos), na medida em que o número de óbitos por doenças cardiovasculares é, naturalmente, menor do que o número de óbitos total para cada uma das cidades.

### 5.3.2.4. AIS associada à exposição a PM<sub>10</sub> (curto prazo e curto prazo cumulativo) – impactes sobre a mortalidade respiratória (CID9 460-519)

À semelhança dos resultados da AIS associada à exposição a PM<sub>10</sub> sobre a mortalidade cardiovascular, também estes efeitos constituem parte da avaliação anteriormente efectuada do impacte de PM<sub>10</sub> sobre a mortalidade total. Pelos mesmos motivos apresentados para a mortalidade cardiovascular, ausência de dados relativos a Lisboa fornecidos em tempo útil e consequente adopção de uma média das taxas de mortalidade respiratória referentes às cidades espanholas que integram o estudo APHEIS, a incerteza associada a esta avaliação é superior à incerteza associada à Avaliação do Impacte sobre a Saúde efectuada para a mortalidade total por causas internas (CID 9 < 800).

Os mesmos cenários simulados para a AIS relativa ao impacte sobre a mortalidade total excepto acidentes e morte violenta (CID 9 < 800) e sobre a mortalidade cardiovascular (CID9 390-459) voltaram a ser testados, desta vez para aferir o impacte sobre a mortalidade respiratória (CID 9 460 a 519).

Os resultados obtidos para estas simulações apresentam-se na Tabela 41.

**Tabela 41: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a curto prazo e cumulativa de curto prazo de PM<sub>10</sub> em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade respiratória - CID 9 460-519)**

CENÁRIOS	Para o ano de 2001		
	Número de casos Atribuídos (NA)	Intervalo de Confiança 95%	
		limite inferior	limite superior
<b>Curto Prazo (1-2 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	0.25	0.09	0.40
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	1.27	0.48	2.06
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	0.52	0.20	0.84
<b>Curto Prazo Cumulativo (até 40 dias)</b>			
Cenário 1: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 50 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	0.87	0.22	1.57
Cenário 2: Benefício para a saúde decorrente da redução de concentrações médias diárias para 20 µg/m <sup>3</sup> , quando excedem esta concentração	4.14	1.03	7.61
Cenário 3 : Benefício para a saúde decorrente de uma diminuição das concentrações médias em 5 µg/m <sup>3</sup>	1.57	0.41	2.75

O objectivo da Figura 93 é facilitar a interpretação das estimativas obtidas para cada um dos cenários simulados.

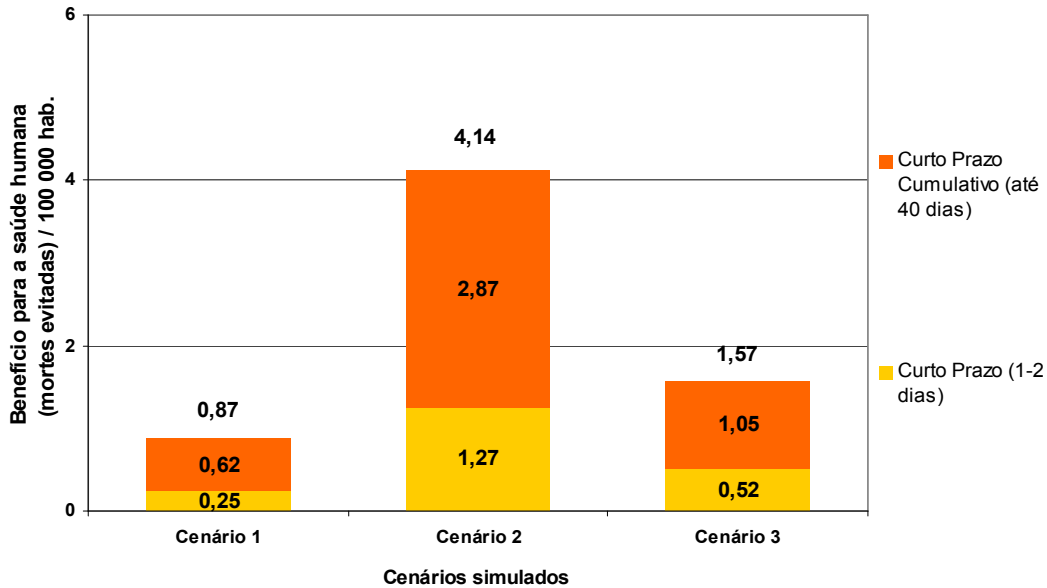
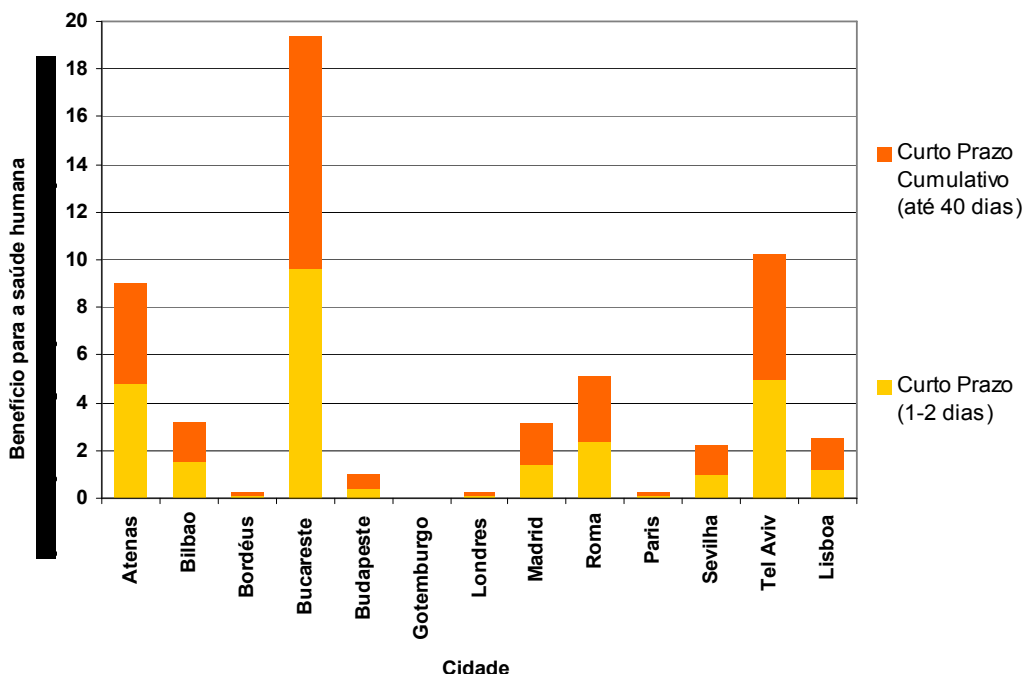


Figura 93: : Avaliação de Impacte sobre a Mortalidade Respiratória (CID 9 460-519) da exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativo a  $PM_{10}$

Os resultados relativos ao impacte sobre a mortalidade respiratória são, comparativamente com a avaliação efectuada tendo por base a mortalidade total por causas internas e a mortalidade cardiovascular, mais pequenos. A razão para este facto resulta da menor base de ocorrências, isto é do facto do total de óbitos por morte respiratória (CID 9 460-519) ser menor quando comparado com os óbitos registados para os outros indicadores. Todavia, em termos relativos, a proporção entre os benefícios para a saúde obtidos para cada um dos cenários mantém-se, ou seja à redução mais ambiciosa (cenário 2 em que as concentrações médias diárias reduzem-se para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sempre que a média diária excede esta concentração) corresponde o maior benefício para a saúde.

É relativamente a este cenário (cenário 2) que se construiu a Figura 94, onde se pode comparar os ganhos obtidos na diminuição da mortalidade respiratória em 2001 para Lisboa e para diferentes cidades que integram o estudo APHEIS (2004).



**Figura 94: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição de curto prazo e de curto prazo cumulativa sobre a mortalidade respiratória (CID 9 460-519) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS**

Mais uma vez, os resultados obtidos para o distrito de Lisboa apontam para um benefício muito similar às cidades espanholas que integram o estudo APHEIS (2004). O benefício obtido é ligeiramente superior ao obtido para a cidade de Sevilha e ligeiramente inferior para as cidades de Bilbao e de Madrid. À semelhança das restantes AIS efectuadas pelo estudo APHEIS (2004), às cidades mais poluídas por  $PM_{10}$  e com maiores taxas de mortalidade (neste caso de mortalidade específica, pois trata-se de mortalidade respiratória) corresponderão maiores benefícios decorrentes da redução para um máximo de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , medidos como média diária.

### **5.3.2.5. AIS associada à exposição a $PM_{2.5}$ (longo prazo) - impactes sobre a mortalidade total (CID9 0-999)**

O estudo APHEIS (2004) publicou igualmente uma Avaliação de Impacte sobre a Saúde derivada da exposição a longo prazo a  $PM_{2.5}$ . Este estudo foi possível, dado que os autores desse estudo recorreram às estimativas produzidas no estudo da American Cancer Society por Pope *et al.* (2002). Tal como previamente citado no capítulo relativo à metodologia, este último trabalho publicou funções exposição-resposta para três indicadores de impacte sobre a saúde: mortalidade por todas as causas internas ou externas (CID 9 0-999), mortalidade cardiopulmonar (entendida como o conjunto constituído pelas doenças CID9 401 a 440 e CID9 460 a 519) e para a mortalidade por cancro do pulmão (CID9 162). Neste estudo apenas se avaliará o impacte para a saúde humana inerente à mortalidade por todas as causas (CID 9 0-999).

As concentrações de  $PM_{2.5}$  foram obtidas através da aplicação de apenas um dos dois factores de conversão de  $PM_{10}$  para  $PM_{2.5}$  calculados no ponto "5.2.3 - Outros parâmetros considerados", pág. 5-40. A opção por um único factor deve-se a uma questão de facilitar a leitura deste documento, pois a adopção de ambos os factores

resultaria em leituras adicionais a fazer ao impacte da exposição a  $PM_{2.5}$ , dificultando a interpretação dos resultados. Optou-se por seleccionar o factor de conversão relativo à estação de Alfragide (0.67), dado esta ser uma estação de fundo urbano como acontece com a estação dos Olivais (a qual fornece os dados de base relativos ao ano 2001 para  $PM_{10}$ ).

Os cenários simulados para o período de um ano foram semelhantes aos utilizados no estudo APHEIS (2004):

- Redução da concentração média anual de  $PM_{2.5}$  para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;
- Redução da concentração média anual de  $PM_{2.5}$  para  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ;
- Redução da concentração média anual de  $PM_{2.5}$  em  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

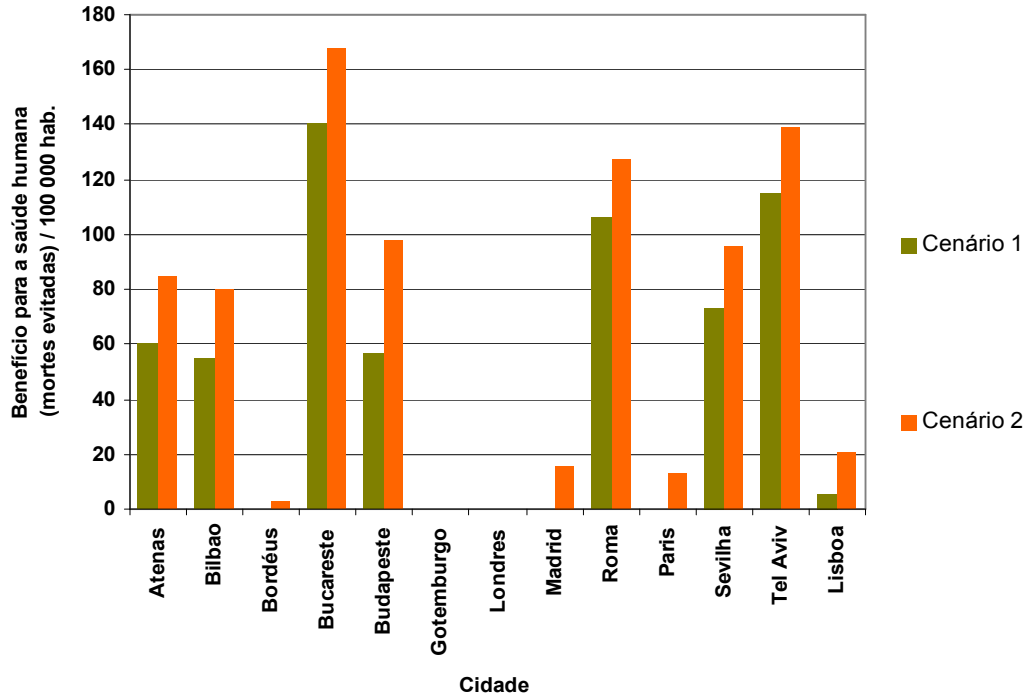
Os resultados obtidos para as AIS associadas à exposição de longo prazo a  $PM_{2.5}$  sobre a mortalidade total encontram-se indicados na Tabela 42.

**Tabela 42: Avaliação de Impacte na Saúde da exposição a longo prazo de  $PM_{2.5}$  em Lisboa para os diferentes cenários simulados (impacte sobre a mortalidade total - CID 9 0-999)**

CENÁRIOS	Para o ano de 2001		
	Número de casos Atribuídos (NA)	Intervalo de Confiança 95%	
		limite inferior	limite superior
<b>Longo Prazo (1 ano)</b>			
Cenário 1 : Benefício para a saúde derivado da redução da concentração média anual para $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	5.70	1.94	9.87
Cenário 2 : Benefício para a saúde derivado da redução da concentração média anual para $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$	20.72	6.97	36.46
Cenário 3 : Benefício para a saúde derivado da diminuição da média anual em $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	15.26	5.16	26.70

Como se pode constatar o benefício para a saúde derivado da diminuição da concentração média anual de  $PM_{2.5}$  na estação dos Olivais para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  são de cerca de seis mortes evitadas para o ano de 2001. Quando se avalia o impacte do segundo cenário este benefício aumenta para cerca de 15 mortes evitadas, o que se justifica na medida em que o cenário preconiza uma redução mais ambiciosa. Finalmente, os impacte de uma redução de  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  na concentração média anual de  $PM_{2.5}$  tem um reflexo intermédio quando comparado com os outros dois cenários. Este resultado faz sentido, visto que a redução em  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  é um pouco maior do que a redução da média anual (que é de  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mas menor do que a redução para uma concentração média anual de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (que equivale a uma redução de cerca de  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Para que estes benefícios possam ser confrontados com os obtidos para algumas das cidades que integram o estudo APHEIS construiu-se a Figura 95.



**Figura 95: Comparação da Avaliação do Impacte na Saúde associada à exposição a  $PM_{2.5}$  de longo prazo sobre a mortalidade total (CID 9 0-999) entre Lisboa e algumas cidades do projecto APHEIS**

Como se pode constatar da observação da figura anterior (Figura 95), Lisboa é das cidades em que os benefícios decorrentes da redução das médias anuais de  $PM_{2.5}$  para 20 e para 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (cenários 1 e 2, respectivamente) são menores. Deve, todavia, destacar-se que se estão a usar estimativas das concentrações de  $PM_{2.5}$  para 2001 e não as concentrações efectivamente medidas, já que a estação de fundo dos Olivais não media este poluente neste ano. O mesmo acontece para algumas das outras cidades constantes da Figura 95, tal como Bucareste ou Budapeste, reflectindo os benefícios calculados as elevadas concentrações medidas de  $PM_{10}$  nestas cidades (e, por consequência, as elevadas concentrações estimadas de  $PM_{2.5}$ ). Em situação oposta está a cidade de Gotemburgo (Suécia), a qual apresentou uma concentração média anual inferior a 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e, por isso, a redução para esta concentração não traduz nenhum benefício inerente.





## 6. CONCLUSÕES

Uma metodologia multidisciplinar foi aplicada para a caracterização das partículas em suspensão, principalmente  $PM_{10}$ , em Lisboa e para a avaliação do impacto destas na saúde humana.

Houve um duplo objectivo nesta metodologia: disponibilizar elementos de avaliação da concentração de partículas na cidade e estimar os efeitos sobre a saúde humana dos níveis de partículas existentes na cidade, com particular ênfase nos níveis urbanos de fundo, representativos da maior parte da área da cidade e também da maioria da população exposta à poluição atmosférica. A aplicação desta metodologia parece ter sido bem sucedida, na medida em que foi possível contribuir com alguns elementos novos para a avaliação das concentrações de  $PM_{10}$  em Lisboa (p.ex. a distribuição destas concentrações no fundo urbano citadino) e, paralelamente, foi possível estimar o impacto sobre a saúde humana das fracções granulométricas  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$  para um ano determinado (2001).

A necessidade de se enveredar por uma estratégia composta por diferentes abordagens, conjugando uma vertente experimental, uma vertente de avaliação de dados e uma vertente de modelação derivou da tentativa de contribuir com o exemplo de Lisboa para diferentes aspectos sobre os quais se tem centrado o estudo dos aerossóis e, em particular, do seu efeito sobre a saúde humana.

A vertente experimental consistiu no desenvolvimento de quatro campanhas de medição pontual de partículas: distribuição de concentrações de fundo, concentrações no exterior vs. concentrações no interior, avaliação de concentrações máximas e avaliação da exposição pessoal.

A distribuição de concentrações urbanas de fundo de  $PM_{10}$  em Lisboa parece indicar um eixo central da cidade, definido a norte pelas freguesias do Lumiar e a sul pelas freguesias do Castelo e de Campo de Ourique, onde as concentrações relativas são mais elevadas. Estes maiores níveis de  $PM_{10}$  parecem estar relacionados com a maior concentração de tráfego rodoviário ao longo deste eixo, bem como com o facto destas serem áreas de menor altitude comparativamente com áreas contíguas. Em termos absolutos, foram medidas concentrações médias diárias bastante elevadas, especialmente tratando-se predominantemente de localizações urbanas de fundo, com um mínimo de  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em Monsanto (no dia 10 de Fevereiro de 2004) e um máximo de  $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em Campo de Ourique (no dia 9 de Fevereiro de 2004). O factor que parece ter sido mais determinante para estas elevadas concentrações assenta na intrusão de massas de ar, fortemente poluídas por partículas, provenientes de desertos norte-africanos. A observação do índice de aerossóis ICoD/DREAM - *Insular Coastal Dynamics (ICoD)/ Dust REgional Atmospheric Model (DREAM)*, da Universidade de Malta, parece sustentar esta afirmação, sugerindo que nos dias 7, 8 e 9 de Fevereiro este tipo de eventos naturais contribuíram significativamente para as concentrações registadas. Os resultados deste índice de aerossóis são disponibilizados, para todos os dias em que se realizaram campanhas de medição, em anexo (ver ponto 9.3 - "Índice de aerossóis ICoD/DREAM (dia-a-dia para os períodos das Campanha de Medição Pontual)", pág. 9-41).

No que diz respeito à comparação entre as concentrações de  $PM_{10}$  em ambientes interiores e exteriores, um dos principais resultados parece ser a importância relativa da existência de fontes de partículas no interior. Quando estas estão presentes (p.ex. o fumo de tabaco) as concentrações existentes no ambiente

interior superam, normalmente, aquelas registadas no mesmo local mas no ambiente exterior. Foi o que parece ter acontecido com a localização amostrada nesta campanha de Monsanto que apresenta o mínimo das concentrações de  $PM_{10}$  no ar ambiente mas o máximo das concentrações de  $PM_{10}$  medidas no interior, muito provavelmente devido ao facto de se fumar no interior do local amostrado. Por outro lado, na ausência de fontes interiores significativas a diferença de concentrações entre ambos os ambientes é esbatida, parecendo ser o ambiente interior o menos poluído. A habitação sem tabaco amostrada, situada em Telheiras, parece ser o melhor exemplo de que nestes casos o ar ambiente será a principal fonte de contaminação dos ambientes interiores.

A campanha de avaliação de concentrações máximas de  $PM_{10}$ , apesar da sua designação, não foi aquela em que as concentrações médias diárias medidas foram máximas. Esta primeira conclusão vem enfatizar a importância da meteorologia nas medições de partículas, visto que ao contrário das campanhas anteriormente descritas no período de medição desta campanha ocorreu precipitação e, consequentemente, assistiu-se a um efeito de lavagem atmosférica em alguns dos dias. Por outro lado, tal como previamente citado, durante a campanha de distribuição de concentrações de fundo foram identificados três dias em que se registaram intrusões de massas de ar, fortemente poluídas por partículas, provenientes de desertos norte-africanos. Em termos comparativos, verificou-se que as estações de tráfego pertencentes à rede de monitorização da qualidade do ar, particularmente a estação da Avenida da Liberdade, parece ser representativa das concentrações máximas registadas na cidade. Este indício deriva do facto desta apresentar sempre, para os dias da campanha, concentrações comparativamente mais elevadas, mesmo quando comparadas com outras localizações de tráfego intenso como por exemplo a Av. Marechal Craveiro Lopes (conhecida como "2ª Circular"). Os resultados indiciam que nos dias de fim-de-semana as concentrações tendem a descer bastante, o que parece ser reflexo dos níveis de tráfego que são substancialmente mais reduzidos do que nos dias de semana.

No que concerne à campanha de avaliação da exposição pessoal, à pequena cobertura temporal (campanhas de uma-duas semanas de duração apenas), característica de todas as campanhas desenvolvidas, acrescem problemas com a qualidade dos resultados obtidos com os amostradores pessoais utilizados. Com efeito, deve salientar-se que os amostradores, devido ao seu baixo caudal, colheram uma massa muito reduzida de partículas, aproximando-se esta do limite de detecção da balança utilizada. Nesta gama de valores, pequenos erros na determinação da massa têm como consequência grandes alterações ao nível da concentração medida de partículas. Este problema poderá ser minimizado através do aumento do período de exposição (e assim do volume amostrado) ou, alternativamente, através da alteração do equipamento utilizado para outro tipo de amostrador pessoal com maior caudal, tal como o utilizado por Adams *et al.*, 2002. Neste contexto, a leitura e interpretação dos resultados ficou limitada, sendo necessário efectuar futuramente outras campanhas desta natureza, por forma a confirmar se as medições no interior e as concentrações associadas à avaliação da exposição pessoal (máximos comparativamente com os outros ambientes, em cada um dos períodos de medição), acontecem efectivamente.

A vertente de avaliação de dados englobou a avaliação da série temporal de dados de monitorização da rede para o período 2001-2003, inclusive. A avaliação destes dados foi efectuada para quatro estações: Avenida da Liberdade, Entrecampos, Alfragide e Olivais. Esta análise teve dois objectivos diferenciados: por um lado confirmar se algumas das conclusões das campanhas de medição pontual são representativas de uma escala espacial mais alargada e, por outro lado, a avaliação comparativa entre as diferentes estações existentes. Esta componente começou por uma análise de conformidade legal, visto que os valores limite de base diária e

anual estabelecidos para  $PM_{10}$  foram introduzidos com o objectivo da salvaguarda da saúde humana. Todavia, a lógica inerente à fixação de valores-limite associada a níveis abaixo do qual não existe risco significativo associado foi contrariada pela OMS que afirma a existência de efeitos adversos para a saúde mesmo para concentrações muito diminutas (WHO, 2004). A análise de conformidade legal serve, neste contexto, para comparar as diferentes estações que medem partículas. Para o período considerado, praticamente nenhuma das estações consideradas cumpre o valor-limite diário proposto para a 1ª fase (início de aplicação em 2005). Dos casos analisados apenas a estação de Alfragide poderá cumprir este valor-limite, pois registou em 2003 vinte dias acima dos  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de concentração média diária quando o limite anual de excedências a esta concentração é fixado nos 35 dias. Porém não se pode inferir que haja cumprimento destas 35 excedências permitidas, dado que a eficiência de recolha de dados para esta estação é apenas da ordem dos 50% (a legislação exige 90% de mínimo de recolha de dados). Quanto ao cumprimento do valor-limite anual de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , apenas as estações de tráfego (Avenida da Liberdade e Entrecampos) excedem este valor. A estação de monitorização da qualidade do ar de Lisboa mais representativa, a estação dos Olivais, cumpre este valor-limite. De toda a informação que é possível retirar da série de dados analisada, talvez a mais relevante seja a existência de concentrações elevadas quando comparadas com a legislação e a associação entre estes valores elevados e a importância das emissões de partículas provenientes das fontes móveis. Esta associação surge da análise detalhada das estações, nomeadamente dos perfis médios horários das estações de monitorização citadas. Em termos médios, as concentrações de  $PM_{10}$  aumentam a partir das 6-7 horas da manhã e diminuem por volta das 20-21 h. Estes períodos correspondem, grosso modo, ao período de tráfego mais intenso durante os dias de semana e verificam-se em todas as estações, mesmo na estação de monitorização dos Olivais (menos afectada, dada a menor variabilidade do perfil de concentrações horárias, do que as estações da Avenida da Liberdade e de Entrecampos).

A aplicação de modelação no receptor a um conjunto de amostras recolhido em Alfragide, pelo Laboratório de Referência do IA ao longo do ano de 2003, parece ter contribuído para reforçar a importância das emissões das fontes móveis na cidade. Segundo o modelo aplicado, as emissões ao nível do escape estarão na base de cerca de 50% da massa de partículas ( $PM_{10}$ ) amostradas em Alfragide, contribuindo ainda para parte importante da formação de aerossol secundário, nomeadamente para as concentrações de constituintes do aerossol como o sulfato (cerca de 25% da massa de  $PM_{10}$  amostrada). A influência do solo, nomeadamente a ressuspensão ao nível da estrada, bem como o aerossol marinho foram outros factores influentes importantes sobre o aerossol colhido. A aplicação deste tipo de modelos revelou ainda outra potencialidade, já explorada por outros autores (exs. Thurston e Spengler, 1985; Harrison *et al.*, 1997; Pio *et al.*, 1998; Marcazzan *et al.*, 2001; González, 2002; Almeida, 2004): um modelo de regressão linear múltipla baseada nas concentrações experimentais que, caso se disponha de um número elevado de dias amostrados (idealmente acima de cem, segundo Watson e Chow, 2004), permite estimar, a partir do conhecimento da concentração de alguns elementos, com razoável precisão as concentrações mássicas de  $PM_{10}$  ou as concentrações de alguns dos constituintes do aerossol.

Para além de algum esforço relativamente ao diagnóstico e avaliação das concentrações de partículas na cidade, foi estimado o seu efeito sobre a saúde humana. Neste contexto, recorreu-se à utilização do modelo PSAS-9, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Vigilância da Saúde Pública francês (*Institut de Veille Sanitaire*) e aplicado no estudo *Air Pollution and Health: a European Approach* (APHEIS). A escolha deste modelo prendeu-se com a possibilidade de comparação das estimativas de casos de mortalidade, genéricos ou por causas específicas como mortalidade cardiovascular ou respiratória, atribuíveis à poluição por partículas

(PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>) em Lisboa com outras cidades europeias que integraram o estudo APHEIS. O modelo foi aplicado a dados relativos ao distrito de Lisboa (nível máximo de discriminação de dados de saúde, p.ex. mortalidade, publicados) e para o ano de 2001 (último ano de dados publicados). Foi ainda necessário estimar um ou outro dado relativo à mortalidade por causas específicas (p.ex. a mortalidade cardiovascular e respiratória) com base em dados publicados pelo estudo APHEIS para algumas cidades espanholas, por não existirem dados publicados relativos a Lisboa ou a Portugal que integrassem as mesmas Classificações Internacionais de Doença (classificações CID). Todas as estimativas foram efectuadas considerando um intervalo de confiança de 95%, embora neste ponto apenas se apresentem os resultados obtidos para os valores centrais (os intervalos inferior e superior de cada estimativa encontram-se indicados anteriormente). Para facilitar a leitura e interpretação destas conclusões e porque são os únicos dados realmente específicos (porque publicados, ao contrário da mortalidade por causas específicas), apresentar-se-ão unicamente as estimativas associadas com um indicador de impacto na saúde: a mortalidade total excluindo acidentes ou morte violenta (para PM<sub>10</sub>) e a mortalidade total por todas as causas (para PM<sub>2.5</sub>).

O impacto das concentrações de partículas (PM<sub>10</sub>) de curto prazo abrangeu dois tipos de análise. A análise de curto prazo associada a exposições de 1-2 dias, a qual utilizou riscos relativos compilados numa recente meta-análise da OMS (WHO, 2004), e a análise de curto prazo cumulativa que engloba exposições até quarenta dias, cujo risco relativo é cerca do dobro do anterior tal como determinado por Zanobetti *et al.* (2002). As estimativas do impacto das concentrações de PM<sub>10</sub> no curto prazo sobre a saúde humana foram efectuadas para três cenários: o cumprimento do valor-limite diário (50 µg/m<sup>3</sup>), a redução das concentrações diárias para 20 µg/m<sup>3</sup> para os dias que excedem esta concentração média diária e a redução de todas as médias diárias em 5 µg/m<sup>3</sup>. Foi utilizada a estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais, por ser a única estação urbana de fundo na cidade a medir PM<sub>10</sub> (representativa de uma maior área da cidade e, portanto, de um maior número de população exposta).

O cumprimento do valor-limite diário (que não se verifica, como se viu anteriormente) permitiria uma redução de 1.2 casos de morte por cada 100 000 habitantes no distrito de Lisboa. Este impacto aumentaria para 6.3 casos de morte em cada 100 000 habitantes, caso a máxima das concentrações médias diárias fosse 20 µg/m<sup>3</sup>, sendo o benefício de uma redução de 5 µg/m<sup>3</sup> em todas as médias diárias traduzido numa redução da mortalidade por todas as causas em 2.7 casos em cada 100 000 hab.

O impacto das concentrações de partículas (PM<sub>10</sub>) de longo prazo (exposições de um ano de duração) utilizou riscos relativos publicados por Kunzli *et al.*, 2000 (APHEIS, 2004). As estimativas de impacto das concentrações de PM<sub>10</sub> sobre a saúde humana de longo prazo simularam, de novo, três cenários: o cumprimento do valor-limite anual (40 µg/m<sup>3</sup>), o cumprimento do valor-limite anual proposto para a 2ª fase, pós-2010 (20 µg/m<sup>3</sup>) e a redução da concentração média anual em 5 µg/m<sup>3</sup>. A estação de monitorização da qualidade do ar utilizada foi a dos Olivais.

O cumprimento do valor-limite anual actualmente em vigor (40 µg/m<sup>3</sup>) já se verifica (como citado anteriormente), donde este cenário não implica quaisquer alterações ao que se verificou e, por isso, a avaliação comparativa destes cenários não traduz nenhum benefício para a saúde humana da população do distrito de Lisboa. Todavia, caso a concentração média anual fosse reduzida para 20 µg/m<sup>3</sup> reduzir-se-iam os casos de morte em cerca de 47 casos por cada 100 000 habitantes, segundo este modelo. Finalmente a redução da média anual em 5 µg/m<sup>3</sup> permitiria evitar cerca de dezanove óbitos em cada 100 000 habitantes.

Foram igualmente produzidas estimativas desta natureza associadas apenas à exposição de longo prazo (um ano) a  $PM_{2.5}$ , visto não existirem riscos relativos aceites pela OMS publicados para exposições de curto prazo. Como não existiam medições desta fracção granulométrica em 2001 na estação dos Olivais foi utilizado um factor de conversão determinado ao longo deste trabalho, com base nas medições paralelas de  $PM_{10}$  e de  $PM_{2.5}$  na estação de fundo de Alfragide (método descrito no sub-capítulo 5.2.3 – “Outros parâmetros considerados”, pág. 5-40), para estimar as concentrações de  $PM_{2.5}$  nesta estação no ano de 2001.

O impacte das concentrações de partículas ( $PM_{2.5}$ ) de longo prazo (exposições de um ano de duração) utilizou riscos relativos publicados por Pope *et al.*, 2002 (APHEIS, 2004). Para estas estimativas foram testados três cenários: a redução da concentração média anual para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , uma redução da concentração média anual mais ambiciosa para  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e o impacte de uma redução da concentração média anual em  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A estação de monitorização da qualidade do ar utilizada foi a dos Olivais.

Caso a concentração média anual fosse de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a taxa de mortalidade por todas as causas seria reduzida em cerca de 6 óbitos por 100 000 habitantes. Se a redução fosse para um nível médio anual de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  este benefício aumentaria para cerca de 21 casos em cada 100 000 hab., enquanto o cenário de redução da média anual estimada em  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  permitiria evitar cerca de quinze óbitos em cada 100 000 habitantes.

Estas estimativas parecem revelar impactes importantes mas ao seu cálculo estão associadas incertezas importantes, consequência de importantes limitações inerentes aos diferentes passos metodológicos seguidos. A limitação mais relevante, porque comum à maioria das tarefas desenvolvidas neste trabalho, está relacionada com a diminuta cobertura temporal e/ou espacial de algumas delas. Este problema foi sentido com particular incidência nas campanhas de medição pontual de partículas  $PM_{10}$ . Teria sido desejável o alargamento destas campanhas, o que não foi possível porque os equipamentos, gentilmente cedidos pelo Centro de Investigação Conjunta do Instituto do Ambiente e da Sustentabilidade da Comissão Europeia (*Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability / European Commission*), tinham já agendado campanhas de medição noutros locais e países. Seria igualmente fundamental que fosse possível a recolha de um maior número de amostras de aerossol para caracterização química, de forma a validar as conclusões da aplicação dos modelos no receptor desenvolvida ao longo deste trabalho. Paralelamente, ao nível da recolha de informação para a interface Ambiente-Saúde, o limiar do final do Terceiro Quadro Comunitário de Apoio que se aproxima recomenda a adopção de uma estratégia de recolha de informação ambiciosa, ao nível do atendimento na saúde (hospitais, centros de saúde e outros centros de atendimento). Esta estratégia não deve cingir-se unicamente à cidade de Lisboa mas ser de âmbito nacional, apresentando-se algumas sugestões no ponto seguinte (Algumas necessidades futuras para a avaliação do impacte das partículas na saúde em Portugal, pág. 7-1). Outros aspectos, tal como a necessidade de estimar as concentrações de  $PM_{2.5}$  para a estação dos Olivais no ano de 2001, estão em vias de resolução, na medida que quando os dados relativos aos indicadores de saúde para 2004 forem publicados (dados estes que, para este tipo de aplicação, necessitarão de algumas alterações abordadas no ponto seguinte), já existirão concentrações de  $PM_{2.5}$  medidas nesta estação. Neste aspecto particular, a aplicação futura de uma metodologia como a implementada neste trabalho conduzirá a um resultado com menos incerteza associada e, portanto, a uma melhor estimativa do impacte desta fracção granulométrica sobre a saúde humana em Lisboa.

Relativamente à cidade, não obstante as lacunas identificadas, este trabalho parece ter revelado as elevadas concentrações de partículas ( $PM_{10}$ , porque a sua medição é hoje mais frequente, mas previsivelmente também  $PM_{2.5}$ ) existentes. Esta situação sugere a urgente necessidade de adopção de diversas estratégias de redução das emissões de partículas em Lisboa, as quais deverão incidir particularmente sobre as emissões das fontes móveis que parecem ser o factor antropogénico decisivo para as elevadas concentrações medidas. À semelhança do que acontece em Espanha e tal como anteriormente referido, alguns casos de elevadas concentrações estarão associados a intrusões de massas de ar fortemente poluídas transportadas de longas distâncias, com especial destaque para os desertos norte-africanos. Nestes casos, os quais importa quantificar numa base sistemática, as estratégias de redução das emissões antropogénicas serão tão ou mais importantes, visto que a contribuição natural implicará, só por si, a existência de um risco potencial para a saúde elevado. Neste aspecto, a investigação que actualmente desponta relativamente ao efeito para a saúde humana dos constituintes do aerossol é de central relevância, na medida em que a investigação mais recente (WHO, 2004; EPA, 2004) sugere a existência de constituintes com toxicidade muito mais elevada do que outros (p.ex. os sulfatos são, neste contexto, apontados como parecendo ter um efeito particularmente nocivo para a saúde humana e as concentrações destes devem-se, em grande parte, a emissões antropogénicas, em particular às emissões do tráfego rodoviário).

Algumas das estratégias de redução potencialmente aplicáveis parecem já ser parte de um conhecimento mais ou menos generalizado. A melhoria da situação da Área Metropolitana de Lisboa relativamente a partículas passará por uma alteração estrutural, corajosa e bastante ambiciosa do modelo de mobilidade existente. A conjugação de políticas e instrumentos económicos que orientem, melhorem e promovam as alternativas mais sustentáveis parecem ser das únicas vias a seguir. A política de estacionamento, a melhoria da articulação modal e tarifária dos transportes colectivos associadas a algumas apostas infraestruturais centrais para a conquista do utente por parte dos transportes colectivos (p.ex. a linha de metro das colinas, em localização central da cidade e ligando as diferentes linhas existentes, sugerida por um grupo de trabalho liderado pelo Prof. José Manuel Viegas *in* Público 22 de Abril de 2005) serão algumas sugestões, podendo um outro conjunto de medidas ser encontrado num livro publicado em 2005 pela Universidade de Aveiro intitulado "Transportes Sustentáveis para a cidade do futuro" que aborda especificamente o caso da cidade de Lisboa.

O tempo para actuação, ao nível do trabalho de investigação sobre as partículas e no campo da implementação de estratégias de redução de concentrações, urge afinal... os efeitos nefastos sobre a saúde pública continuarão a fazer-se sentir.



## **7. ALGUMAS NECESSIDADES FUTURAS PARA A AVALIAÇÃO DO IMPACTE DAS PARTÍCULAS NA SAÚDE EM PORTUGAL**

Alguns da experiência obtida para a realização deste trabalho, em particular relacionada com algumas das lacunas identificadas, serve de base para as pequenas sugestões que serão apresentadas. O objectivo é que estas sugestões funcionem como uma pequena contribuição para alguns dos aspectos a contemplar no âmbito do Plano Ambiente-Saúde 2005/2010 actualmente em desenvolvimento.

1. A reestruturação do sector da saúde em curso, nomeadamente a informatização do sistema de gestão, deverá retirar múltiplas valências do investimento a efectuar. Neste particular será importante que os sistemas informáticos possam incorporar informação de base epidemiológica, a qual permita a recolha sistemática dos indicadores de impacte na saúde necessários à aplicação de um modelo como o modelo PSAS-9, aplicado ao longo deste trabalho. Será importante a análise prévia das classificações CID a discriminar, para que a agregação das diferentes doenças (especialmente aquelas englobadas nas classificações relativas a doenças respiratórias e cardiovasculares) possa facilmente ir ao encontro das agregações encontradas na bibliografia (p.ex. a agregação utilizada no estudo APHEIS). A qualidade dos dados recolhidos, particularmente aqueles relativos à mortalidade por causas específicas cuja associação é mais evidente (p.ex. repare-se que na Figura 19, pág. 2-29, os riscos relativos para a mortalidade cardiovascular ou respiratória são superiores aos riscos relativos obtidos para a mortalidade total), é de grande importância para a credibilidade inerente a este tipo de estudos epidemiológicos.
2. A necessidade de classificação sistemática através dos códigos CID previamente citados deve ser aplicada sistematicamente também nos casos de urgência hospitalar e em consultas, para que se possam agrupar estes atendimentos e assim se possam recolher dados relativos à morbilidade das populações.
3. A promoção da investigação toxicológica dos efeitos dos constituintes dos aerossóis quantificados em termos de caracterização química. A investigação em torno da toxicidade inerente aos compostos que constituem o material particulado está ainda em fase germinal, podendo ser um campo de trabalho futuro de algumas instituições nacionais nesta área. O Plano Ambiente-Saúde 2005/2010 poderá promover a investigação aplicada neste domínio.





## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aben, J., Ameling, C.B., Beck, J., Boere, A.J.F., Breugel, P.B. van, Brink, H.M., Brink, R.M.M. van den, Buijsman, E., Brunekreef, B., Buringh, E., Cassee, F.R., Dekkers, A.L.M., Dolmans, J., Eerens, H.C., Fischer, P.H., Harmelen, A.K. van, Keuken, M.P., Kooter, I.M., Loon, M. van, Loveren, H. van, Marra, M., Matthijsen, J., Noordijk, H., Opperhuizen, A., Schaap, M., Schlesinger, R.B., Slanina, J., Smeets, P., Smeets, W.L.M., Spoelstra, H., Steerenberg, P.A., Visschedijk, A.J.H., Visser, H., Vries, W.J. de, Weijers, E., Winter, R. de (2002) "On health risks of ambient PM in the Netherlands". Netherlands Aerosol Programme. RIVM. Bilthoven. Netherlands. October 2002
- Adams, H.S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colville, R.N., Older, M.J., Kendall, M. (2002) "Assessment of road users' elemental carbon personal exposure levels, London, UK" Atmospheric Environment 36 pp. 5335-5342"
- Adgate, J.L., Ramachandran, G., Pratt, G.C., Waller, L.A., Sexton, K. (2002) "Spatial and temporal variability in outdoor, indoor, and personal PM<sub>2.5</sub> exposure" Atmospheric Environment 36 pp. 3255-3265
- Adgate, J.L., Ramachandran, G., Pratt, G.C., Waller, L.A., Sexton, K. (2003) "Longitudinal variability in outdoor, indoor, and personal PM<sub>2.5</sub> exposure in healthy non-smoking adults" Atmospheric Environment 37 pp. 993-1002
- AEA/CE (2005) CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020
- AEAT (2005) "CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020". Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme, for European Commission DG Environment. AEA Technology. United Kingdom. January 2005
- Almeida, S. (2004) "Composição e origem do aerossol atmosférico em zona urbano-industrial". Dissertação de Doutoramento. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro
- Amann, M., Schöpp, W., Mechler, R. (2002) "A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution". International Institute for Applied Systems Analysis, IIASA Interim Report IR-02-035, IIASA, Austria
- APHEIS (2004) "APHEIS: Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy", 3rd Year Report (2002-2003), July 2004
- Appendix APHEIS 3 - Mücke, H.G. (2003) "Current status on PM<sub>2.5</sub> within the EC legislation process", Berlin, Germany
- Artíñano B., Querol, X., Salvador, P., Rodríguez, S., Alonso, D.G., Alastuey, A. (2000) Assessment of airborne particulate levels in Spain in relation to the new EU-directive. Atmospheric Environment, 35. 43-53
- Avila, A., Queralt, I., Alarcón, M. (1997) "Mineralogical composition of African dust delivered by red rains over north-eastern Spain", Journal of Geophysical Research, 102, pp. 21977-21996
- Barros, N., Brás, C., Fontes, T., Madureira, J., Cunha, L., Barros, J.H., Ramos, E., Mayan, O. (2004) "ImpactAir: Impacte na qualidade do ar e na saúde, das Grandes Linhas de Tráfego urbano - O caso da VCI", 8ª Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente, Lisboa, 27 a 29 Outubro 2004

- Bell, M.L., Davis, D.L. (2001) "Reassessment of the lethal London fog of 1952: Novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution", *Environmental Health Perspectives*, 109 (Suppl 3), pp. 389–394
- Castro, L.M. (1997) "Composição e origem dos poluentes particulados numa atmosfera costeira", Dissertação de Doutoramento, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro
- CE - Comissão Europeia (1996). Directiva 1996/62/CE do Conselho de 27 de Setembro de 1996 relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* L 296 (21/11/1996), 55–63
- CE - Comissão Europeia (1999). Directiva 1999/30/CE do Conselho de 22 de Abril de 1999 relativa a valores-limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* L 163 (29/06/1999), 41–60
- CEEETA (1998) "The National Implementation in the EU of the ExternE Accounting Framework", CEEETA – Centro de Estudos em Economia da Energia, dos Transportes e do Ambiente, January 2000
- CEN (1998) "Air quality—determination of the PM<sub>10</sub> fraction of suspended particulate matter—reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods", EN 12341
- Chan, A.T. (2002) "Indoor–outdoor relationships of particulate matter and nitrogen oxides under different outdoor meteorological conditions" *Atmospheric Environment* 36 pp.1543–1551
- Chan, L.Y., Lau, W.L., Zou, S.C., Cao, Z.X., Lai, S.C.(2002) "Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China" *Atmospheric Environment* 36 pp. 5831–5840
- Clench-Aas, J. (1998) et al. "Air pollution and respiratory health of children: The PEACE study in Oslo, Norway", *European Respiratory Review*, 8, pp. 36–43
- Cocheo, V., Sacco, P., Boaretto, C., De Saeger, E., Ballesta, P.P., Skov, H., Goelen, E., Gonzalez, N., Caracena, A.B. (2000) "Urban benzene and population exposure". *Nature* 404, pp 141-142
- Cohen, A.J., Anderson, H.R., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Kunzli, N., Gutschmidt, K., Pope, C.A., Romieu, I., Samet, J.M., Smith, K. (2003) "Mortality Impacts of Urban Air Pollution". In: Ezzati M, Lopez AD, Rodgers A, Murray CJL (Eds). *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors*. Geneva: World Health Organization
- Colville, R.N., Hutchinson, E.J., Mindell, J.S., Warren, R.F. (2001) "The transport sector as a source of air pollution", *Atmospheric Environment*, 35, pp. 1537-1565.
- Conner, T.L., Norris, G. A., Landis, M.S., Williams, R.W. (2001) "Individual particle analysis of indoor, outdoor, and community samples from the 1998 Baltimore particulate matter study" *Atmospheric Environment* 35 pp. 3935–3946
- Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de Abril
- Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho
- DEFRA (2002). *Methods of Measurement of Airborne Particles*. A consultative document on proposals for air quality objectives for particles, benzene, carbon monoxide and polycyclic aromatic hydrocarbons, Department of the Environment, Food and the Rural Affairs (DEFRA)

- DEFRA (2003) "The Air Quality Strategy for England, Scotland, Wales and Northern Ireland: Addendum", Department for Environment, Food and Rural Affairs - DEFRA. London (UK). Feb 2003
- Demokritou, P., I. Kavouras, S. Ferguson, and P. Koutrakis. "Development and Laboratory Performance Evaluation of a Personal Multipollutant Sampler for Simultaneous Measurements of Particulate and Gaseous Pollutants." *Aerosol Science and Technology*. In Press
- DETR (2000) "Review and Assessment: Pollutant Specific Guidance", UK Department of the Environment, Transport and the Regions, June 2000
- DGS (2003) "Risco de Morrer em Portugal 2001". Direcção de Serviços de Informação e Análise, Divisão de Epidemiologia, DGS - Direcção-Geral da Saúde, Lisboa, 2003
- Dockery, D. W., Pope, C.A. (1996) "Epidemiology of acute health effects: summary of time-series studies", in "Particles in our air: concentration and health effects". Wilson R., Spengler J.D. (editors), Cambridge - MA, Harvard University Press, USA, pp. 123-147
- Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris Jr., B.G., Speizer, F.E. (1993), "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities", *New England Journal of Medicine*, 329, pp. 1753-1759
- EC - European Commission (2001) "Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method", EC Working Group on PM, Air Quality Steering Group, DG Environment, February 2001.
- EC/TWGRH (2004) "In the framework of the European Environment and Health strategy (CON(2003) 338 final) - Final Report Recommendations", Brussels, March 2004
- Elliott P, Briggs D, Lebret E, Gorynski P, Kriz B. Small Area Variations in Air quality And Health (SAVIAH study): Relationship of childhood respiratory symptoms to road traffic pollution.
- Englert, N. (1998) et al. "Air pollution and respiratory health of children: The PEACE panel study in Berlin, Germany", *European Respiratory Review*, 8: pp. 53-60
- EPA (2003) "Fourth External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter". Volume 2. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Research Triangle Park - NC. June 2003
- EPA (2004) "Particulate Matter Research Program - Five Years of Progress". U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Washington DC, July 2004
- EPA (2004) "Particulate Matter Research Program: 5 Years of Progress"; U.S. Environmental Protection Agency - Office of Research and Development; July 2004; Washington, DC 20460
- Ferreira, F., Tente, H., Torres, P., Cardoso, S., Palma-Oliveira, J.M. (2000) "Air Quality Monitoring and Management in Lisbon", *Environmental Monitoring and Assessment*, 65, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 443-450
- Fialho, P., Hansen, A.D.A., Honrath, R.E. (2005) "Absorption coefficients by aerosols in remote areas: a new approach to decouple dust and black carbon absorption coefficients using seven-wavelength Aethalometer data", *Journal of Aerosol Science*, 36, pp. 267-282
- Freitas, M.C., Ventura, M.G., Pacheco, A.M.G., Farinha, M.M. (2003) "PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> and heavy metal emission in Portugal". 7th International Conference on Energy for Clean Environment. Lisboa. 7-10 Julho

- Friel, C.M. (2000) "Key Concepts: notes on Factor Analysis". National Institute of Justice, US Department of Justice, Washington, DC, 2000
- Friel, C.M. (2000) "Key Concepts: notes on Multilinear Regression". National Institute of Justice, US Department of Justice, Washington, DC, 2000
- Gehrig, R., Buchmann, B. (2003) "Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM10 and PM2.5 concentrations based on long-term Swiss monitoring data", Atmospheric Environment 37 pp. 2571-2580
- González, S.R. (Out 2002) "Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric particulate matter in the Western Mediterranean". Tese de Doutoramento. Instituto Ciências da Terra "Jaume Almera" - Universitat Politècnica de Catalunya
- Great Britain Ministry of Health. Mortality and Morbidity during the Fog of December 1952. London:Her Majesty's Stationery Office, 1954
- H.S. Adams, M.J. Nieuwenhuijsen, R.N. Colvile, M.J. Older, M. Kendall (2002) Assessment of road users' elemental carbon personal exposure levels, London, UK Atmospheric Environment 36, pp.5335-5342
- Haluszka, J. (1998) et al. "Air pollution and respiratory health in children: The PEACE panel study in Krakow, Poland", European Respiratory Review, 8: pp. 94-100
- Harrison, R.M., Jones, M.R., Collins, F. (1999) "Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere", Atmospheric Environment, 33, pp. 309-321
- Harrison, R.M., Smith, D.J.T., Pio, C.A., Castro, L.M. (1997) "Comparative receptor modelling study of airborne particulate pollutants in Birmingham (United Kingdom), Coimbra (Portugal) and Lahore (Pakistan)", Atmospheric Environment, 31, pp. 3309-3321
- HEI (2000). Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute. Boston - MA. July 2000
- HEI (2003). Assessing Health Impact of Air Quality Regulations: Concepts and Methods for Accountability Research. Health Effects Institute Accountability Working Group. Boston - MA. September 2003
- HEI (2003). Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health - Special Report. Health Effects Institute. Boston - MA. May 2003
- Hoek G, Forsberg B, Borowska M, Hlawiczka S, Vaskövi H, Welinder H, Branis M, Benes I, Kotesovec F, Hagen LO, Cyrus J, Jantunen M, Roemer W, Brunekreef B. Wintertime PM10 and Black smoke concentrations across Europe: results from the PEACE study Atmospheric Environment 1997;31:3609-3622.
- Hopke, P.K., Ramadan, Z., Paatero, P., Norris, G.A., Landis, M.S., Williams, R.W., Lewis, C.W. (2003) "Receptor modeling of ambient and personal exposure samples: 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology-Exposure Study" Atmospheric Environment 37 pp.3289-3302
- Hussein, T., Puustinen, A., Aalto, P. P., Mäkelä, J. M., Hämeri, K., Kulmala, M. (2003) "Urban aerosol number size distributions", Atmospheric Chemistry and Physics Discussion, 3, pp. 5139-5184
- IPQ (2001) "NP EN 12341: Qualidade do ar - Determinação da fracção PM<sub>10</sub> de partículas em suspensão - Método de referência e procedimento de ensaio para demonstrar a equivalência dos métodos de medição ao método de referência". Instituto Português da Qualidade

- IPQ (2002) "NP ISO 10473: Ar ambiente – Medição da massa de partículas num filtro – Método por absorção de radiação  $\beta$ ". Instituto Português da Qualidade
- Jacobi, S. (2004) Apresentação oral efectuada no Workshop "Implementing Air Quality Legislation in the enlarged EU: Workshop on Plans and Programmes of Air Quality and National Emission Ceiling Directives" sob o título "Plans or Programmes under AQ FWD and NECD: Introduction, initial experiences, workshop expectations", Comissão Europeia / DG Ambiente, Bruxelas, 1-2 Setembro 2004
- "Jacobi, S.(2004) ""Plans or Programmes under AQ FWD and NECD"" apresentação da Comissão Europeia / DG Ambiente efectuada para o workshop ""Implementing Air Quality Legislation in the enlarged EU: Workshop on Plans and Programmes of Air Quality and National Emission Ceiling Directives""; 1-2 September 2004 (Borschette Room AB-OA); Brussels
- Jalaludin, B.B., O'Toole, B.I., Leederd, S.R. (2004) "Acute effects of urban ambient air pollution on respiratory symptoms, asthma medication use, and doctor visits for asthma in a cohort of Australian children", *Environmental Research*, 95, pp. 32-42
- Klemm et al (2000) "Aerosol Research and Inhalation Epidemiological Study (ARIES): air quality and daily mortality statistical modeling-interim results" *Journal of Air and Waste Management Association*, 50: pp 1433-1439
- Kousa, A., Oglesby, L., Koistinen, K., Künzli, N., Jantunen, M. (2002) "Exposure chain of urban air PM<sub>2.5</sub>—associations between ambient fixed site, residential outdoor, indoor, workplace and personal exposures in four European cities in the EXPOLIS-study" *Atmospheric Environment* 36 pp. 3031-3039
- Larssen, S., Sluyter, R., Helmis, C. (1999) "Criteria for EUROAIRNET: The EEA Air Quality Monitoring and Information Network", European Environment Agency, Copenhagen, Denmark
- Laupsa, H., Denby, B., Slørdal, L. H., Tønnesen, D. (2005) "Model calculations to estimate urban levels of PM in Oslo, with respect to the requirements of the EU directives", *Proceedings of the "5th International Conference on Urban Air Quality"*, in press, Valencia, March 2005
- Lipfert, F.W. (1994) "Air Pollution and Community Health: A Critical Review and Data Sourcebook", VNR – ITP (Van Nostrand Reinhold – International Thomson Publishing), New York, USA
- Lippmann, M. (2001) "Human Health: Effects of Ambient Air Particulate Matter", Presentation made for "Acid Rain: Are the Problems Solved?", Center for Environmental Information, Washington DC, May 2-3, 2001
- Marcazzan, G.M., Vaccaro, S., Valli, G., Vecchi, R. (2001) "Characterization of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> particulate matter in the ambient air of Milan (Italy)", *Atmospheric Environment*, 35, pp. 4639-4650
- Martikainen, J.M., Vehkamäki, H., Niemi, J.V., Hussein, T., Kulmala, M. (2005) "Accumulation and Aitken Mode Ratio as an Indicator of Aerosol Particle Long-Range Transport", *Proceedings of the "5th International Conference on Urban Air Quality"*, in press, Valencia, March 2005
- Michopoulos, J., Andronopoulos, S., Sfetsos, A., Bartzis, J.G., Larsen, R.B., Petäjä, T. (2005) "Investigation of PM<sub>10</sub> concentrations in two cities of the Mediterranean Basin", *Proceedings of the 5th International Conference on Urban Air Quality*, Valencia, Spain, 29-31 March 2005
- Monjardino, J., Ferreira, F., Mesquita, S. (2004) "Metodologia para a validação a posteriori da classificação de estações de monitorização da qualidade do ar", 8ª Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente, Lisboa, 27 a 29 Outubro 2004

- Monn, C. (2002) Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended PM, nitrogen dioxide and ozone
- Moschandreas, D.; Saksena, S. (2002) "Modeling exposure to particulate matter", *Chemosphere*, 49, pp. 1137–1150
- NERAM (2003) "Strategies for Clean Air and Health - Conference Concept Document", 2<sup>nd</sup> AirNet Annual Conference/NERAM International Colloquium, NERAM - Network for Environmental Risk Assessment and Management, October 2003.
- Nielsen, J. (1999) et al. "Air pollution and respiratory health of children: The PEACE panel study in urban and rural locations in southern Sweden", *European Respiratory Review*, 8, pp. 20–26
- Oliveira, C., Santos, P., Nunes, T., Pio, C., Caseiro, A., Wåhlin, P. (2004) "Contribuição das emissões rodoviárias na qualidade do ar da cidade do Porto", 8<sup>a</sup> Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente, Lisboa, 27 a 29 Outubro 2004
- Pio, C.A (2000) "Aplicação de modelos no receptor à determinação das fontes emissoras de poluentes atmosféricos", 2<sup>a</sup> Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente, vol. 2, pp. g23-g27
- Pio, C.A., Alves, C.A., Duarte, A.C. (2000) Identification, abundance and origin of atmospheric organic particulate matter in a Portuguese rural area. *Atmospheric Environment*, 35. 1365-1375.
- Pio, C.A., Lopes, D.A. (1998) "Chlorine loss from marine aerosol in a coastal atmosphere", *Journal of Geophysical Research*, 103, pp. 25263-25272
- Pio, C.A., Ramos, M.M., Duarte, A.C. (1998) "Atmospheric aerosol and soiling of external surfaces in an urban environment", *Atmospheric Environment*, 32 (11), pp.1979-1989
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. (2002) "Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution", *Journal of Air and Management Association*, 287(9), pp. 1132-1141
- Pope, C.A., Dockery, D.W., Schwartz, J. (1995) "Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution", *Inhaleable Toxicology*, 7, pp. 1-18
- Quérol, X., Alastuey, A., Lopez-Soler, A., Mantilla, E., Plana, F. (1996) "Mineral composition of atmospheric particulates around a large coal-fired power station", *Atmospheric Environment*, 30, pp. 3557-3572
- Quérol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C.R., Cots, N., Massagué, G., O. Pluig, 2001. PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain, *Atmospheric Environment*, 35, pp. 6407-6419
- Raes, F., Dingenen, R.V., Vignati, E., Wilson, J., Putaud, J.P., Seinfeld, J.H., Adams, P. (2000) "Formation and cycling of aerosol in the global troposphere", *Atmospheric Environment*, 34, pp. 4215-4240
- Reis, M.A. (2001) "Biomonitoring and assessment of atmospheric trace elements in Portugal - Methods. Response modelling and nuclear analytical techniques". Delft University of Technology. PhD Thesis. Delft University Press. Delft. The Netherlands
- Reis, M.A., Oliveira, O.R., Alves, L.C., Rita, E.M.C., Rodrigues, F., Fialho, P., Pio, C.A., Freitas, M.C., Soares, J.C. (2002) "Comparison of continental Portugal and Azores Islands aerosol during a Sahara dust storm". *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 189, pp. 272-278



- Revelle, P., & Revelle, C. (1981) "The environment issues and choices for society", Boston - MA, Willard Grant Press
- Rodriguez, S., Guerra, J.C. (2001) "Monitoring of ozone in a marine environment in Tenerife (Canary Islands)", *Atmospheric Environment*, 35, pp. 1829-1841
- Rodriguez, S., Quérol, X., Alastuey, A., Kallos, G., Kakaliagou, O. (2000) "Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain", *Atmospheric Environment*, 35, pp. 2433-2447
- Rudnai, P. (1998) et al. "Air pollution and the respiratory health of children: The PEACE study in Hungary", *European Respiratory Review*, 8: pp. 101-107
- Samet, J., Krewski (2003) "Health Effects Associated with Exposure to Ambient Air Pollution", Prepared for NERAM/AIRNet Colloquium on Strategies for Clean Air and Health, NERAM - Network for Environmental Risk Assessment and Management, Nov 2003
- Samet, J., Krewski, D. (2003) "Health Effects Associated with Exposure to Ambient Air Pollution", NERAM/AIRNet Colloquium on Strategies for Clean Air and Health, Novembro 2003
- Samet, J.M., Dominici, F., McDermott, A., Zeger, S.L. (2002) "New Problems for an Old Design: Time-Series Analyses of Air Pollution and Health"; The Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health, disponível em <http://www.biostat.jhsph.edu/~fdominic/editorial.epidemiology.pdf>
- Sarnat, J. A., Koutrakis, P., Suh, H. (2000) "Assessing the Relationship between Personal Particulate and Gaseous Exposures of Senior Citizens Living in Baltimore, MD." *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50, pp. 1184-1198
- Schwartz, J. (1993) "Particulate air pollution and chronic respiratory disease", *Environmental Research*, 62, pp. 7-13
- Scoggins, A., Kjellstrom, T., Fisher, G., Connor, J., Gimson, N. (2004) "Spatial analysis of annual air pollution exposure and mortality", *Science of the Total Environment*, 321, pp. 71-85
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998) "Atmospheric Chemistry and Physics - from Air Pollution to Climate Change". John Wiley & Sons, Inc. Wiley Interscience
- Sternbeck, J., Sjödin, A., Andréasson, K. (2002) "Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies" *Atmospheric Environment*, 36, pp. 4735-4744
- Tente, H., Santos, J.P., Oliveira, P., Ferreira, F., Nogueira, L. (2003) "Projecto PEOPLE: uma fotografia diferente da poluição pelo benzeno em Lisboa". VII Congresso Nacional de Engenharia do Ambiente. Lisboa. 6-7 Novembro 2003
- Thurston, G.D., Spengler, J.D. (1985) "A quantitative assessment of source contributions to inhalable particulate matter pollution in metropolitan Boston", *Atmospheric Environment*, 19, pp. 9-25
- Umweltbundesamt (2004) Determination and evaluation of ambient air quality. Research Report 200 42 261, UBA-FB 000537/E. Umweltbundesamt - Environmental Research of the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Berlin. February 2004
- van der Zee, S. (1999) et al. "Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms", *Occupational and Environmental Medicine*, 56, pp. 802-812
- Van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J.P. (2004) "A European aerosol phenomenology - 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside,

urban, rural and background sites in Europe", *Atmospheric Environment*, 38; 2561 – 2577

- Vardoulakis, S., Kassomenos, P. (2005) "Comparison of factors influencing PM<sub>10</sub> levels in Athens (Greece) and Birmingham (UK)", *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on Urban Air Quality*, in press, Valencia, March 2005
- Vickery, J. (2002) "Atmospheric Aerosol Science for Public Policy - The NARSTO PM Assessment". *Proceedings of the NETL Conference "PM<sub>2.5</sub> and Electric Power Generation: Recent Findings and Implications"*, Pittsburgh - PA, April 9-10, 2002. URL: <http://www.netl.doe.gov/publications/proceedings/02/PM25/>
- Visser, H., Buringh, E., van Breugel, P.B. (2001) "Composition and Origin of Airborne Particulate Matter in the Netherlands", RIVM report 650010 029, RIVM, Bilthoven, Netherlands
- Vondra, V. (1998) et al. "Air pollution and respiratory health of children: The PEACE panel study in Prague, Czech Republic", *European Respiratory Review*, 8, pp. 78–85
- Watson, J. G., Chow, J.C. (Out 2004) "Receptor models for Air Quality Management" *Environmental Monitoring, Air & Waste Management Association, USA*
- Whitby, K.T. (1978) "The physical characteristics of sulphur aerosols", *Atmospheric Environment*, 12, pp. 135-159
- WHO (2002) "The conceptual basis for measuring and reporting on health", *Global Programme on Evidence for Health Policy Discussion Paper No. 45*, World Health Organization
- WHO (2003) *Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide*, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- WHO (2004) "Health Aspects of Air Pollution – answers to follow-up questions from CAFE", *Report on a WHO working group meeting in Bonn, Germany, 15–16 January 2004*. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen, Denmark.
- WHO (2004) "Health Aspects of Air Pollution - Results from the WHO Project "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe". WHO Regional Office for Europe. Copenhagen, Denmark, June 2004
- WHO (2004) "Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O<sub>3</sub>)". WHO Regional Office for Europe. Copenhagen, Denmark
- WHO (2004) *Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O<sub>3</sub>)*, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- WHO (Jun 2004) *Health Aspects of Air Pollution: Results from the "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe"*
- Williams, R., Creason, J., Zweidinger, R., Watts, R., Sheldon, L. (2000) *Carl Shy Indoor, outdoor, and personal exposure monitoring of particulate air pollution: the Baltimore elderly epidemiology-exposure pilot study*. *Atmospheric Environment* 34, pp. 4193-4204
- Xavier, J., Matos, J., Marques, A., Oteda, N., Sacramento, C., (2002) "Demonstração de equivalência entre o método gravimétrico de referência de partículas PM<sub>10</sub> e o método automático por radiação beta", *Laboratório de Referência do Instituto do Ambiente, IA, Portugal, Junho 2002*
- Yang, C.-Y. (2004) "Relationship of air pollution and mortality in Taipei", *Environment International*, 30, pp. 519-523



- Zhou Y. (2003) et al. "Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF in Beijing", *Atmospheric Environment*, 37, pp. 815-826
- Derenda <http://www.derenda.de> (acedido em Jul 2004)
- Dictionary LaborLawTalk.com <http://encyclopedia.laborlawtalk.com/> (acedido em Mar 2005)
- Document Heritage (The Donora Smog Disaster, October 30-31, 1948) <http://www.doheritage.state.pa.us/documents/donora.asp> (acedido em Out 2004)
- EMEP [www.emep.int](http://www.emep.int) (acedido em Nov 2004)
- ICoD/DREAM (Insular Coastal Dynamics (ICoD)/ Dust REgional Atmospheric Model (DREAM) <http://www.icod.org.mt/> (acedido em Nov 2004)
- Instituto de Meteorologia (Rede Urbana de Estações Meteorológicas Automáticas) <http://www.meteo.pt/RUEMA> (acedido em Jan e Fev 2004)
- Rupprecht & Patashnick Co., Inc. <http://www.rpco.com> (acedido em Set 2004)
- Time Magazine <http://www.time.com> (acedido em Fev 2005)

## **9. ANEXOS**

---

## **9.1. Localizações amostradas (Campanhas de Medição Pontual)**

O objectivo das figuras seguintes é o de ilustrar todas as localizações utilizadas nas campanhas de medição pontual que fizeram uso dos amostradores de baixo volume (LVS), Derenda.

### **9.1.1. Campanha de medição: Distribuição de concentrações de fundo**



### **Alvalade**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 24.41" N  
Long.: 9° 8' 25,39" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.5 m*



### **Beato**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 0.01" N  
Long.: 9° 6' 48.98" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m*



## Belém

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 41' 53.59" N  
Long.: 9° 12' 4.60" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 0.7 m



## Campo de Ourique

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 7.28" N  
Long.: 9° 9' 49.31" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 7 m





## Castelo

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 42' 40.81" N  
Long.: 9° 7' 54.78" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 5.5 m



## Chelas

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 45' 10.82" N  
Long.: 9° 6' 43.2" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 2.9 m



## Lumiar

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 46' 19,19" N  
Long.: 9° 9' 38,9" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 6.5 m



## Monsanto

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 33,61" N  
Long.: 9° 11' 49,33" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.7 m



## Telheiras

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 43' 33.61" N  
Long.: 9° 11' 49.33" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 7.5 m*

## Serafina

Não disponível

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 2.49" N  
Long.: 9° 10' 17,68" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.3 m*





### **Olivais**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 46' 11.99" N  
Long.: 9° 6' 25.98" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m*

Fonte: [www.qualar.org](http://www.qualar.org)

### **9.1.2. Campanha de medição: Concentrações no exterior vs. Concentrações no interior**

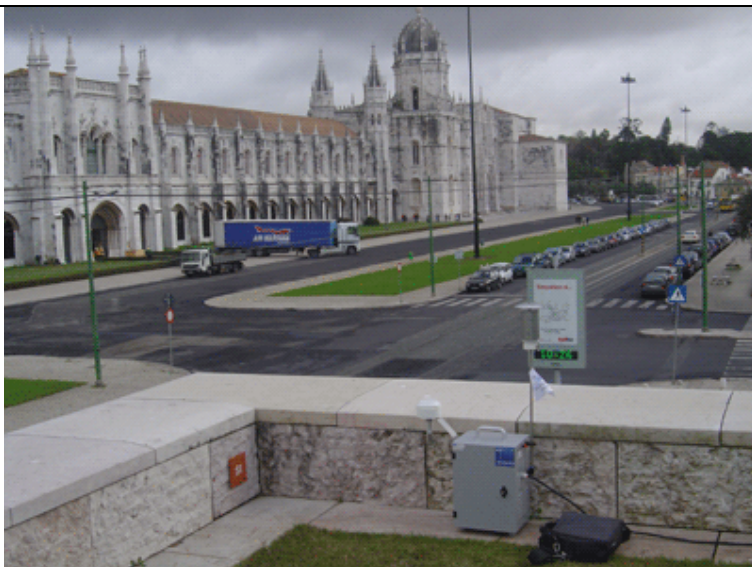


### A interior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 41' 43.40" N  
Long.: 9° 12' 30.73" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.5 m



### A exterior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 41' 46.11" N  
Long.: 9° 12' 28.57" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 4 m



### **B interior**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 42' 59.28" N  
Long.: 9° 8' 35.02" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 5.5 m*



### **B exterior**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 43' 16.01" N  
Long.: 9° 8' 45.98" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 4 m*

Fonte: [www.qualar.org](http://www.qualar.org)





### C interior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 32.71" N  
Long.: 9° 11' 48.98" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.5 m



### C exterior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 33.61" N  
Long.: 9° 11' 49.33" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.7 m



### D interior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 32.71" N  
Long.: 9° 11' 48.98" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.5 m



### D exterior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 33.61" N  
Long.: 9° 11' 49.33" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 7.5 m

**E interior**

Não disponível

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 56.30" N  
Long.: 9° 9' 6.28" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.5 m*



**E exterior**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 54.99" N  
Long.: 9° 8' 55.99" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m*

Fonte: [www.gualar.org](http://www.gualar.org)



### F interior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 46' 14.71" N  
Long.: 9° 6' 30.08" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 1.7 m



### F exterior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 46' 11.99" N  
Long.: 9° 6' 25.98" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m

Fonte: [www.qualar.org](http://www.qualar.org)





### G interior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 23.21" N  
Long.: 9° 7' 49.41" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 8.5 m



### G exterior

Coordenadas  
(WGS84)

Lat.: 38° 43' 23.47" N  
Long.: 9° 7' 49.00" O

Altura aproximada  
(acima do solo): 8.5 m

### **9.1.3. Campanha de medição: Avaliação de concentrações máximas**



**2 Circ 1**  
**2ª Circular 1**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 25.41" N  
Long.: 9° 9' 58.51" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 4.5 m*



**2 Circ 2**  
**2ª Circular 2**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 27.40" N  
Long.: 9° 9' 57.29" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.3 m*



**Av. Liberdade  
(EMQA CCDRLVT)**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 43' 16.01" N  
Long.: 9° 8' 45.98" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 4 m*

Fonte: [www.qualar.org](http://www.qualar.org)



**Av. Lib. 1  
Avenida da  
Liberdade 1**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 43' 17.50" N  
Long.: 9° 8' 50.51" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 4.5 m*





**Av. Lib.2  
Avenida da  
Liberdade 2**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 43' 20.51" N  
Long.: 9° 8' 50.39" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 6 m*



**Av. MG Costa1  
Av. Marechal  
Gomes da Costa 1**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 24.30" N  
Long.: 9° 6' 20.32" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.0 m*



**Av. MG Costa2**  
**Av. Marechal**  
**Gomes da Costa 2**

*Coordenadas*  
*(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 23.89" N*  
*Long.: 9° 6' 22.59" O*

*Altura aproximada*  
*(acima do solo): 1.5 m*



**Eixo NS1**  
**Eixo Norte/Sul 1**

*Coordenadas*  
*(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 5.71" N*  
*Long.: 9° 10' 8.00" O*

*Altura aproximada*  
*(acima do solo): 8 m*



**Eixo NS1  
Eixo Norte/Sul 2**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 45' 3.19" N  
Long.: 9° 10' 10.11" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 1.3 m*



**Entrecampos  
(EMQA CCDRLVT)**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 54.99" N  
Long.: 9° 8' 55.99" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m*

Fonte: [www.qualar.org](http://www.qualar.org)





**Olivais (EMQA  
CCDRLVT)**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 46' 11.99" N  
Long.: 9° 6' 25.98" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 2.7 m*

Fonte: [www.gualar.org](http://www.gualar.org)



**Saldanha 1**

*Coordenadas  
(WGS84)*

*Lat.: 38° 44' 4.42" N  
Long.: 9° 8' 43.39" O*

*Altura aproximada  
(acima do solo): 5.5 m*





## Saldanha 2

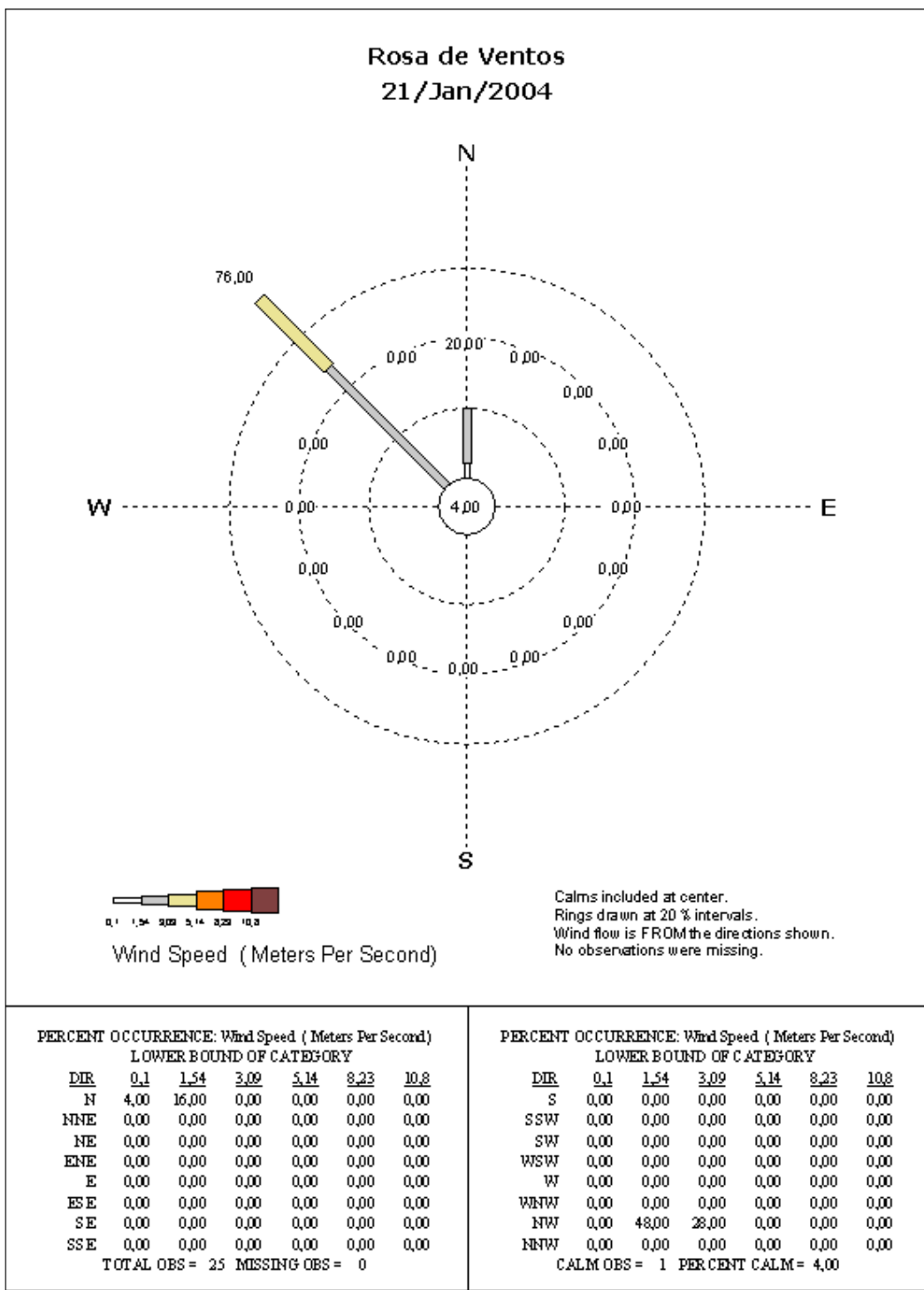
Coordenadas  
(WGS84)

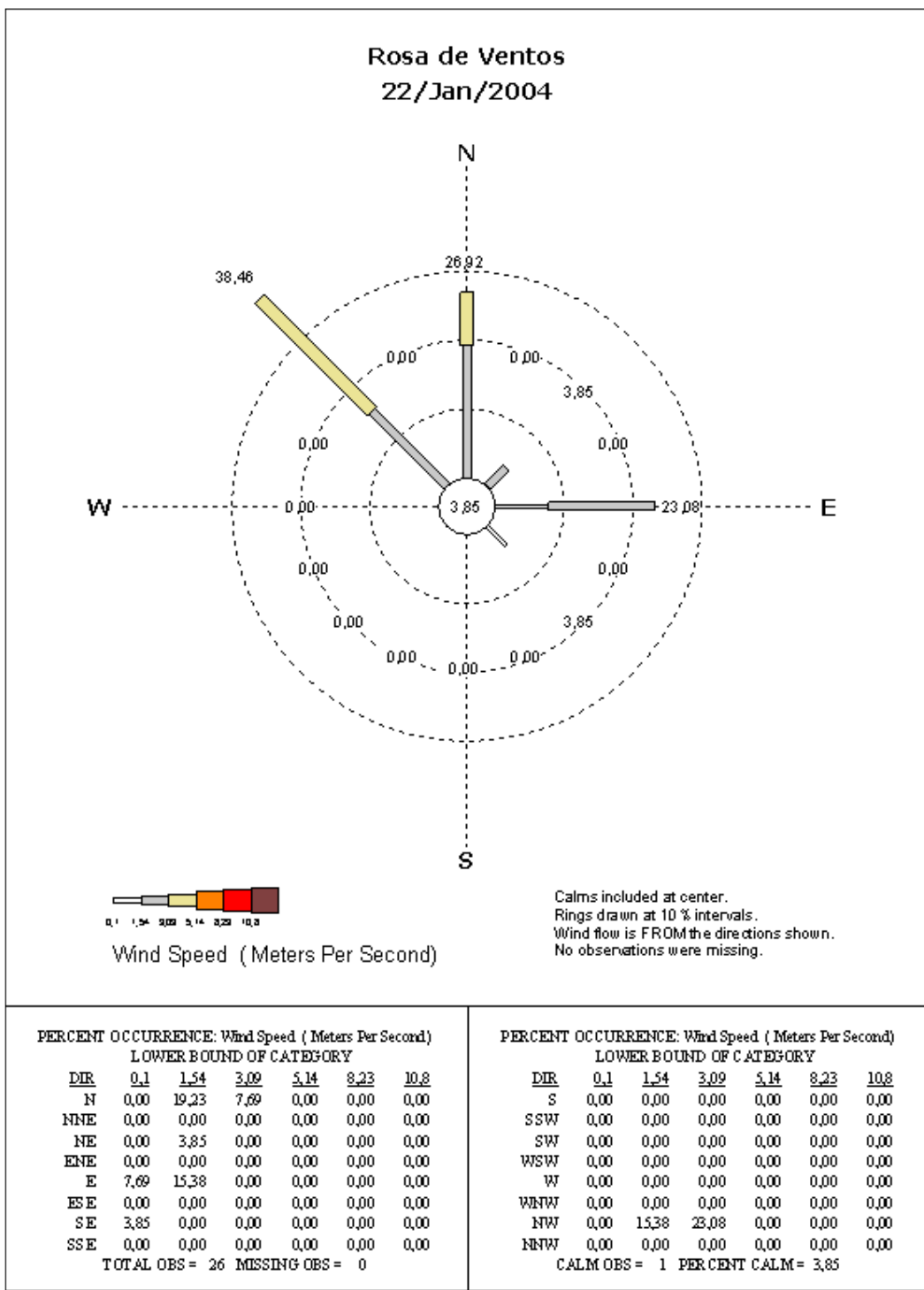
Lat.: 38° 44' 4.69" N  
Long.: 9° 8' 41.20" O

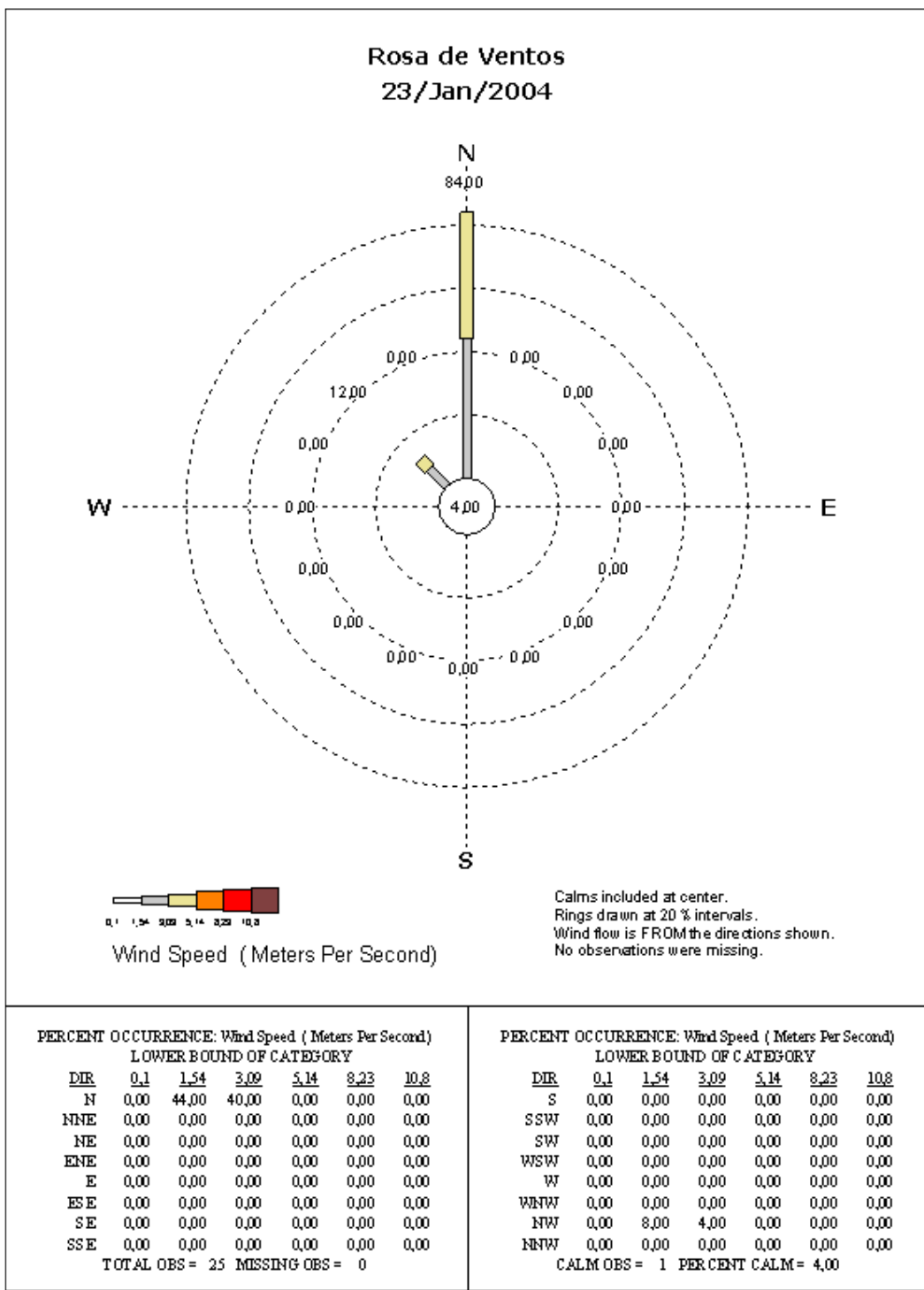
Altura aproximada  
(acima do solo): 8.5 m

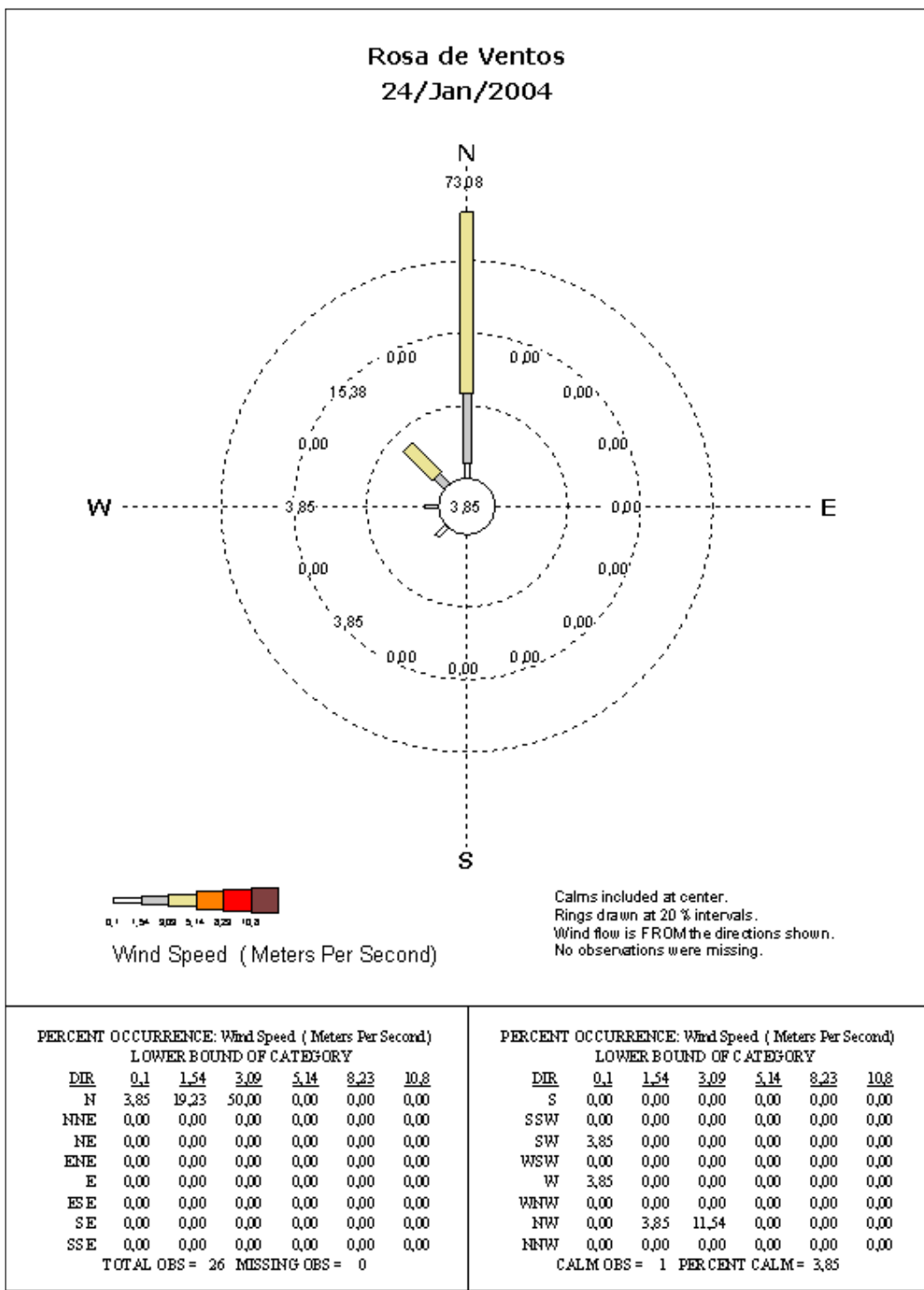
## **9.2. Caracterização meteorológica (dia-a-dia para os períodos das Campanha de Medição Pontual)**

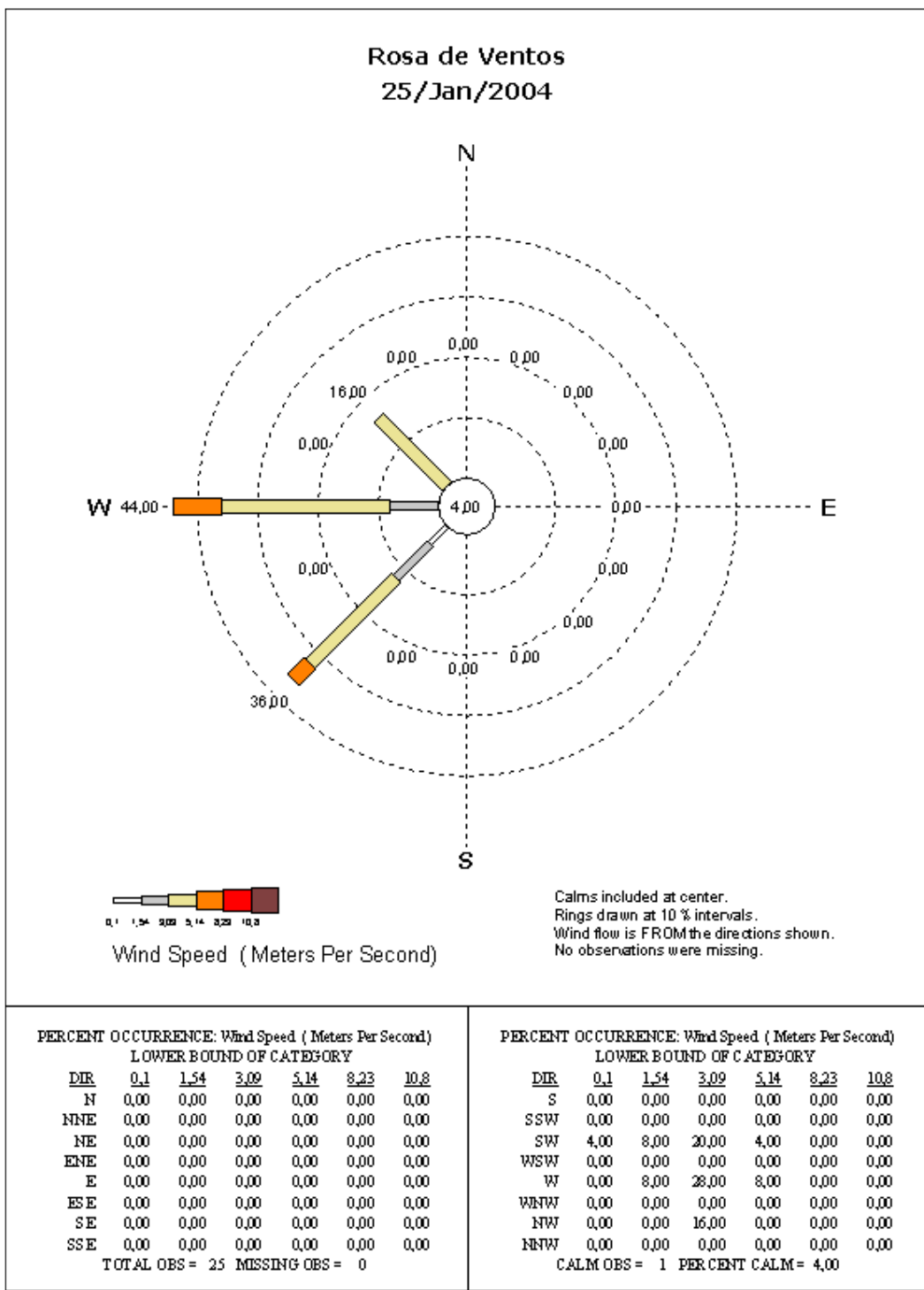
A caracterização meteorológica apresentada refere-se às rosas de vento com respectivas tabelas de frequência de intensidades e rumos de vento. Para além desta informação apresentada nas primeiras páginas, apresenta-se igualmente a temperatura média diária (em °C) e a precipitação acumulada diária (em mm/dia). Todos estes dados têm como base os dados recolhidos na estação "Gago Coutinho", estação sita no Centro Aerológico de Lisboa, Av. de Portugal e das Comunidades (Lisboa. Esta estação pertence à Rede Urbana de Estações Meteorológicas Automáticas (RUEMA), do Instituto de Meteorologia.



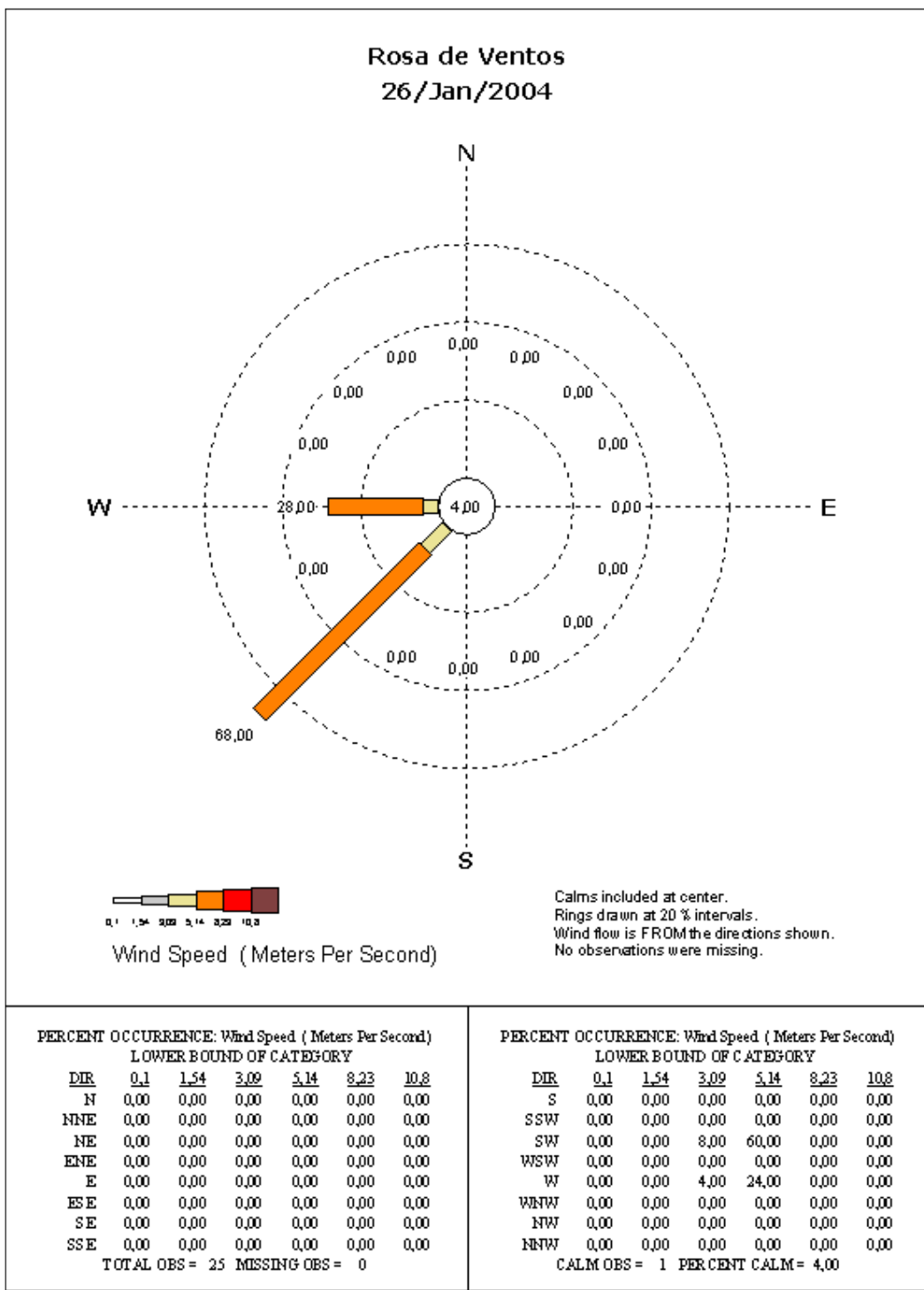


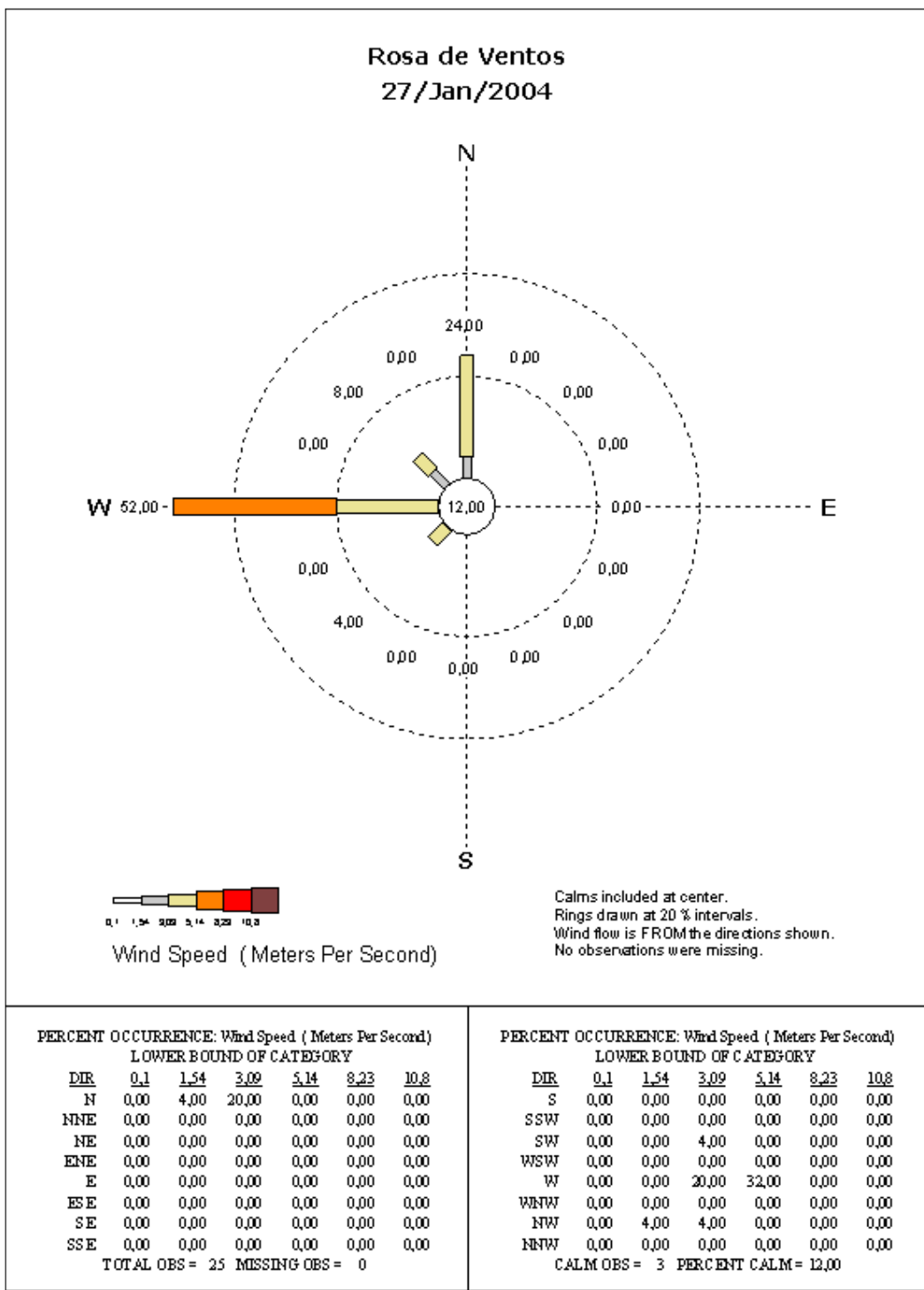


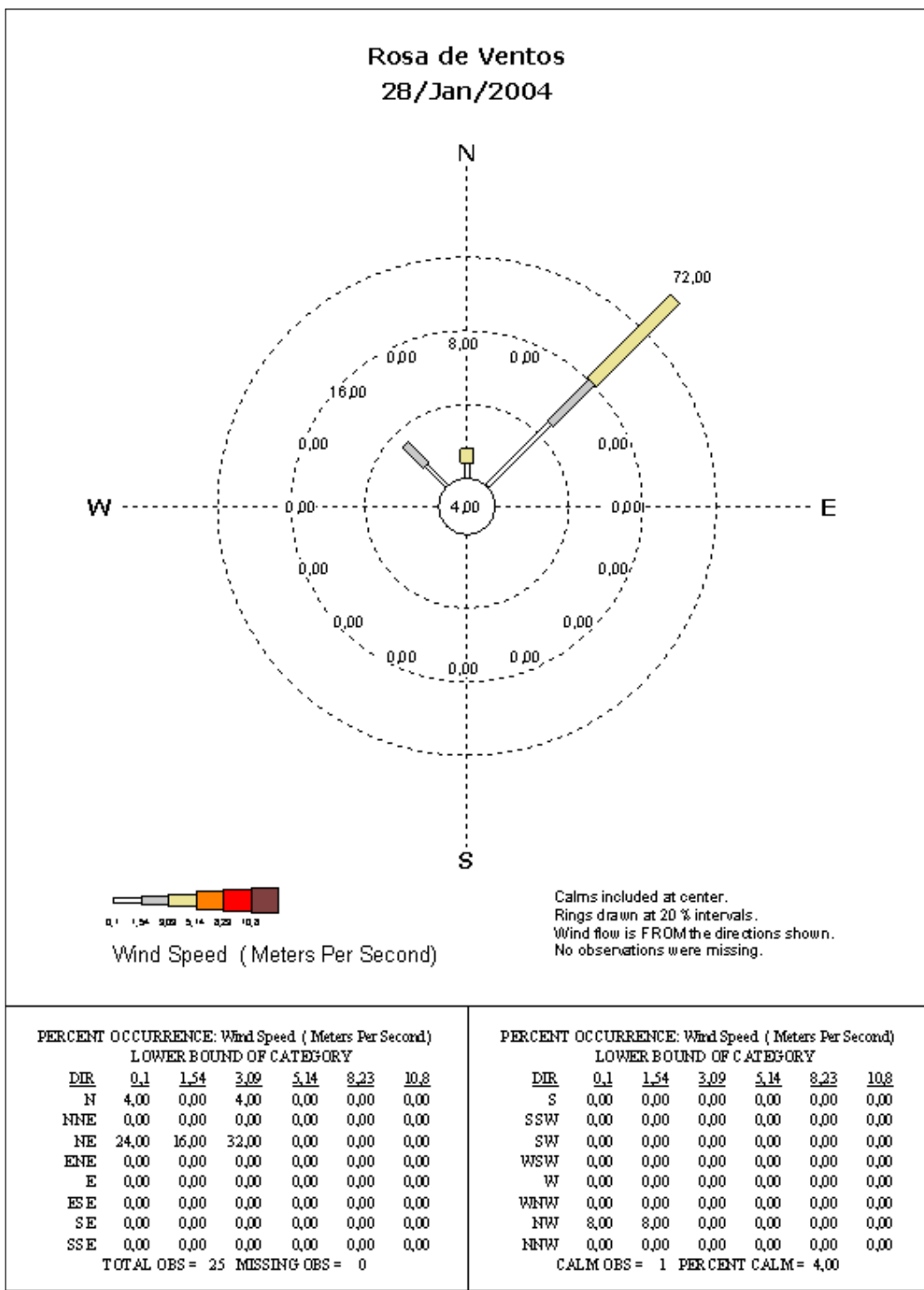


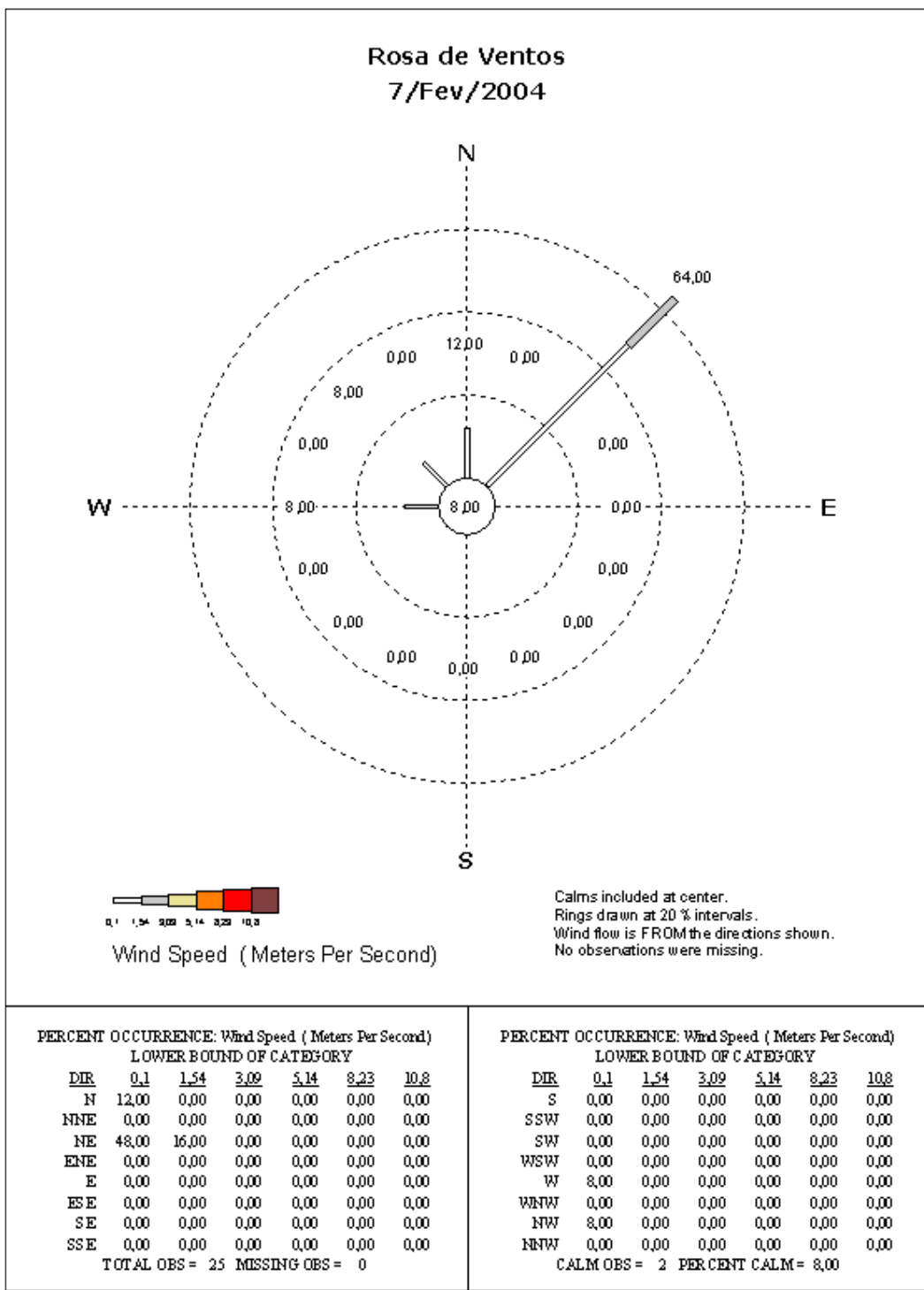


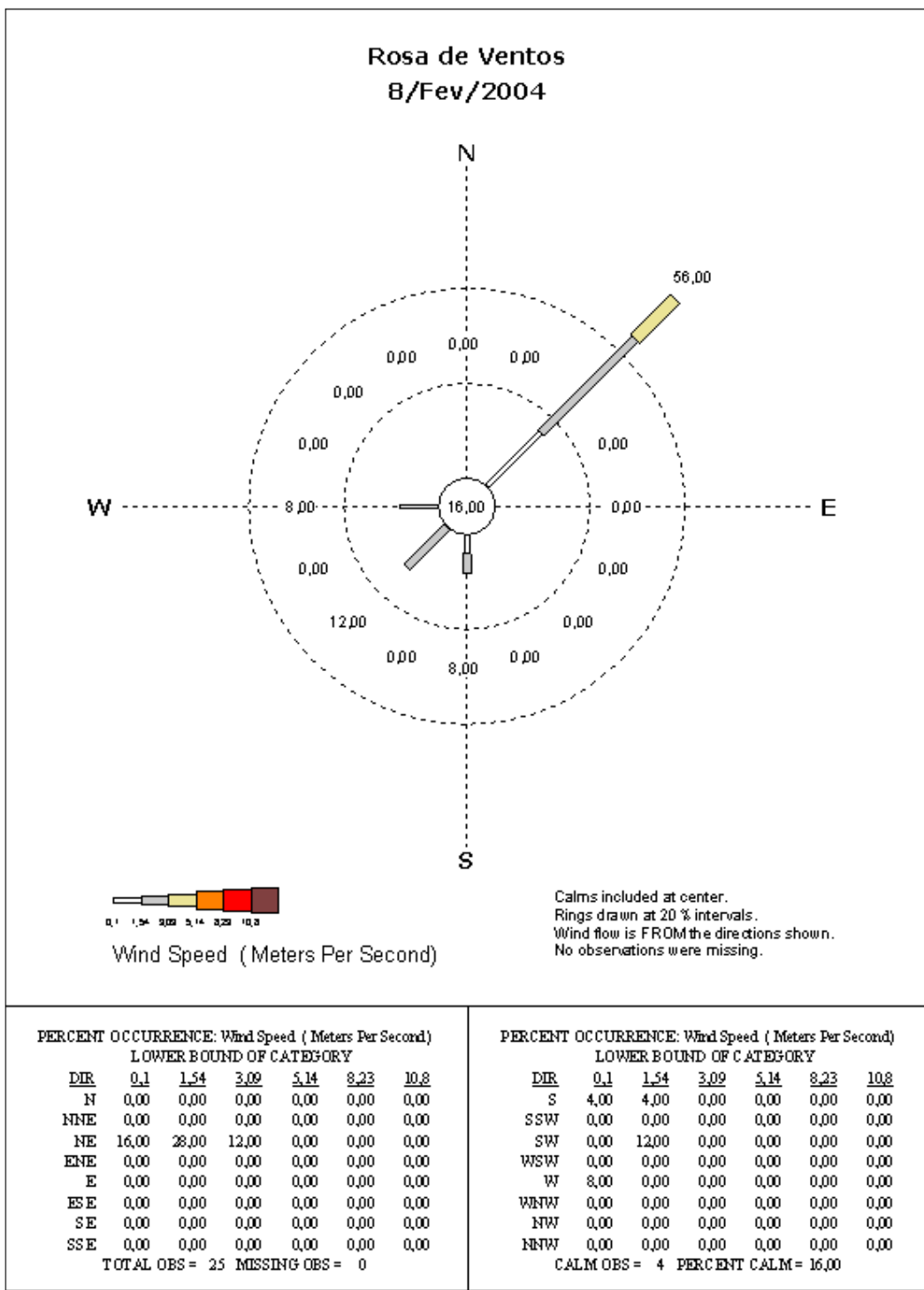


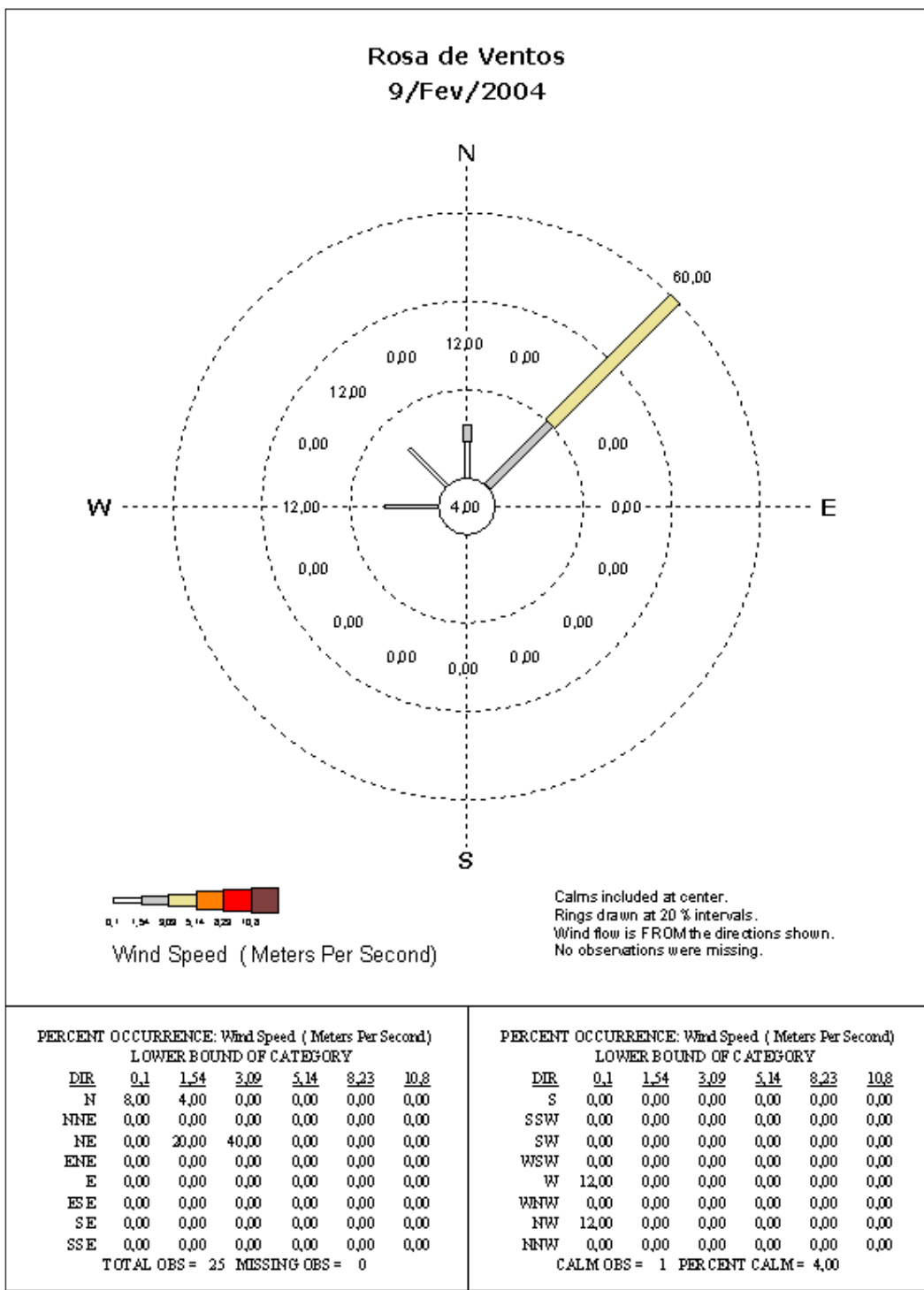


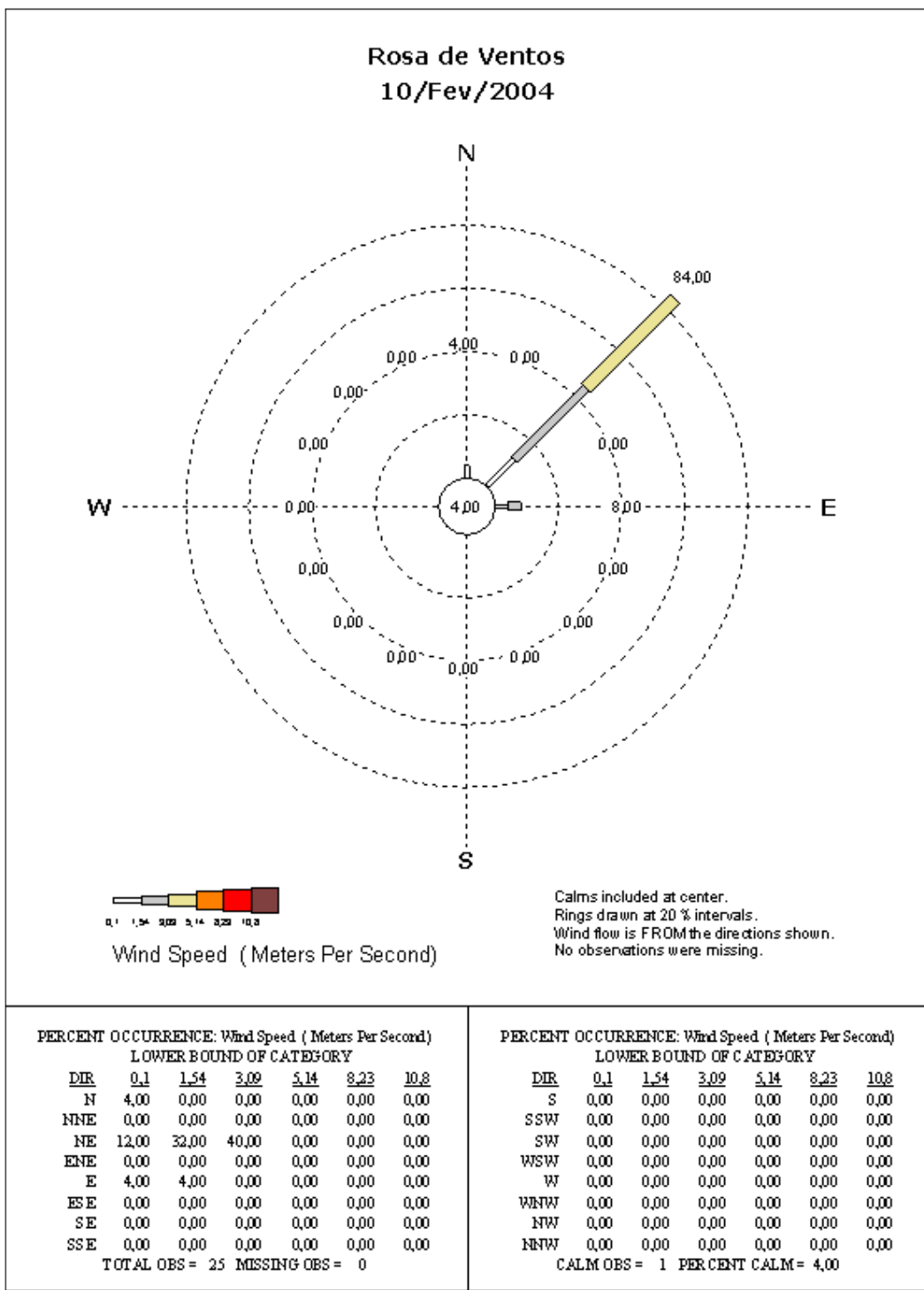


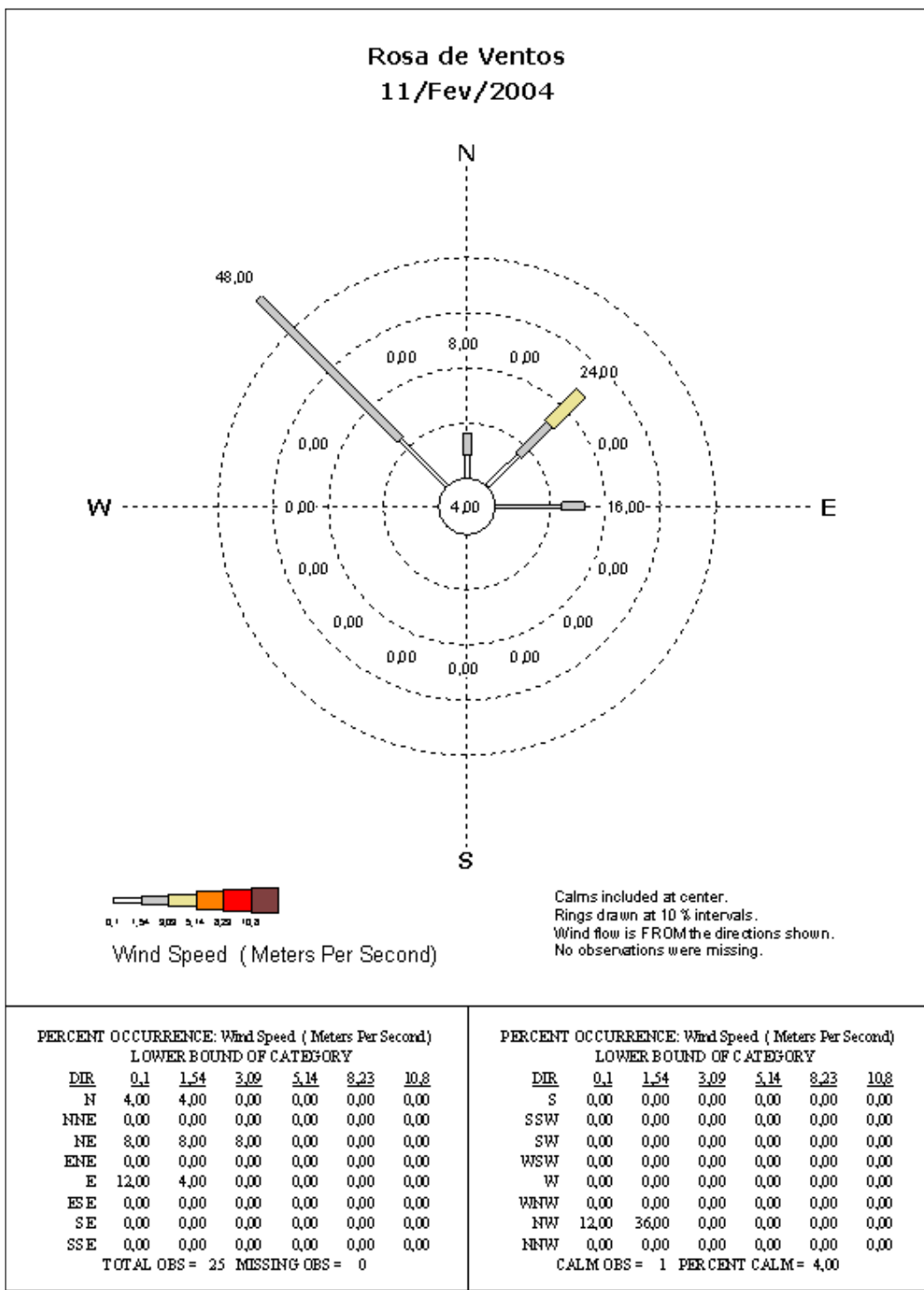








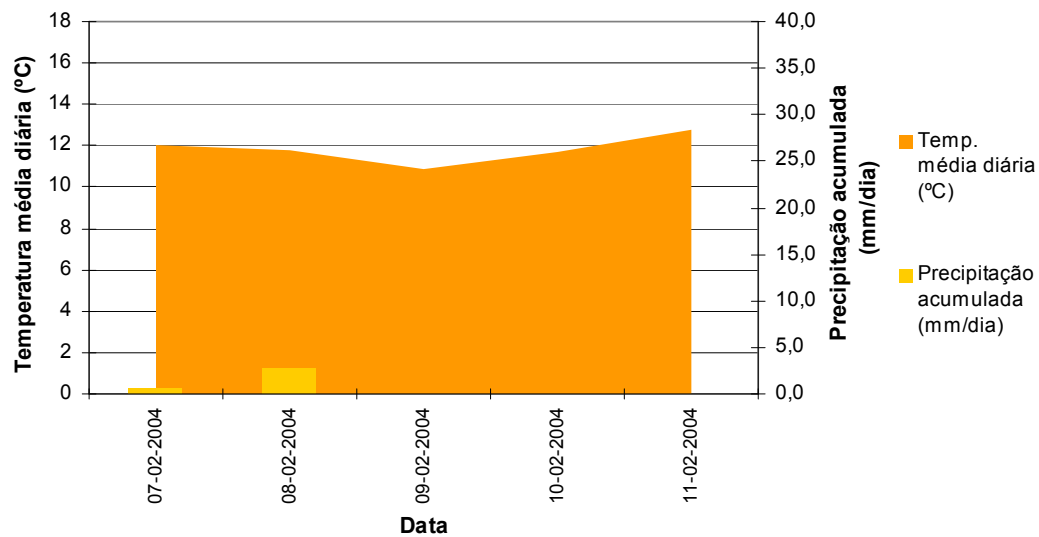




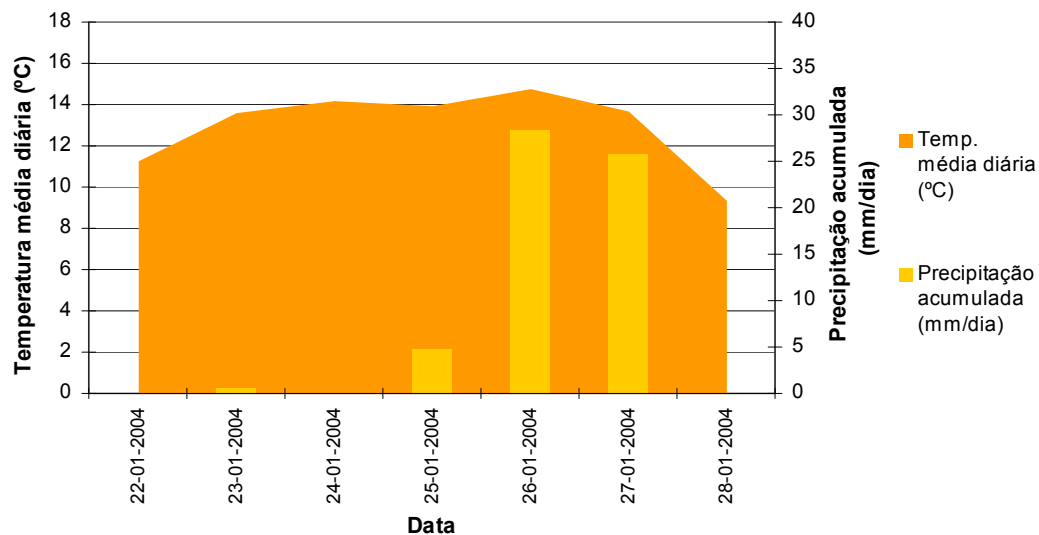


Data	Temp. média diária (°C)	Precipitação acumulada (mm/dia)	Campanha
22-01-2004	11	0	Campanha interior vs. exterior
23-01-2004	14	0.5	
24-01-2004	14	0	
25-01-2004	14	4.8	
26-01-2004	15	28.4	
27-01-2004	14	25.7	
28-01-2004	9	0	
30-01-2004	13	33.4	
31-01-2004	15	15.3	
01-02-2004	15	24.5	
02-02-2004	15	0.0	
03-02-2004	14	0.0	
04-02-2004	14	0.0	Campanha de distribuição de concentrações de fundo de PM <sub>10</sub>
07-02-2004	12	0.5	
08-02-2004	12	2.7	
09-02-2004	11	0.0	
10-02-2004	12	0.0	
11-02-2004	13	0.0	

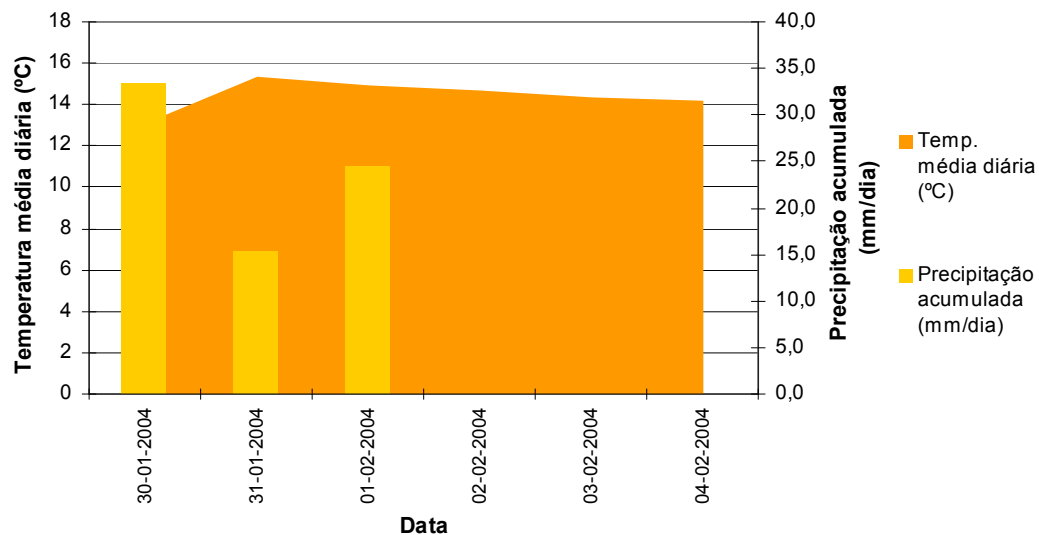
### Campanha de distribuição de concentrações de fundo de PM<sub>10</sub>



### Campanha interior versus exterior



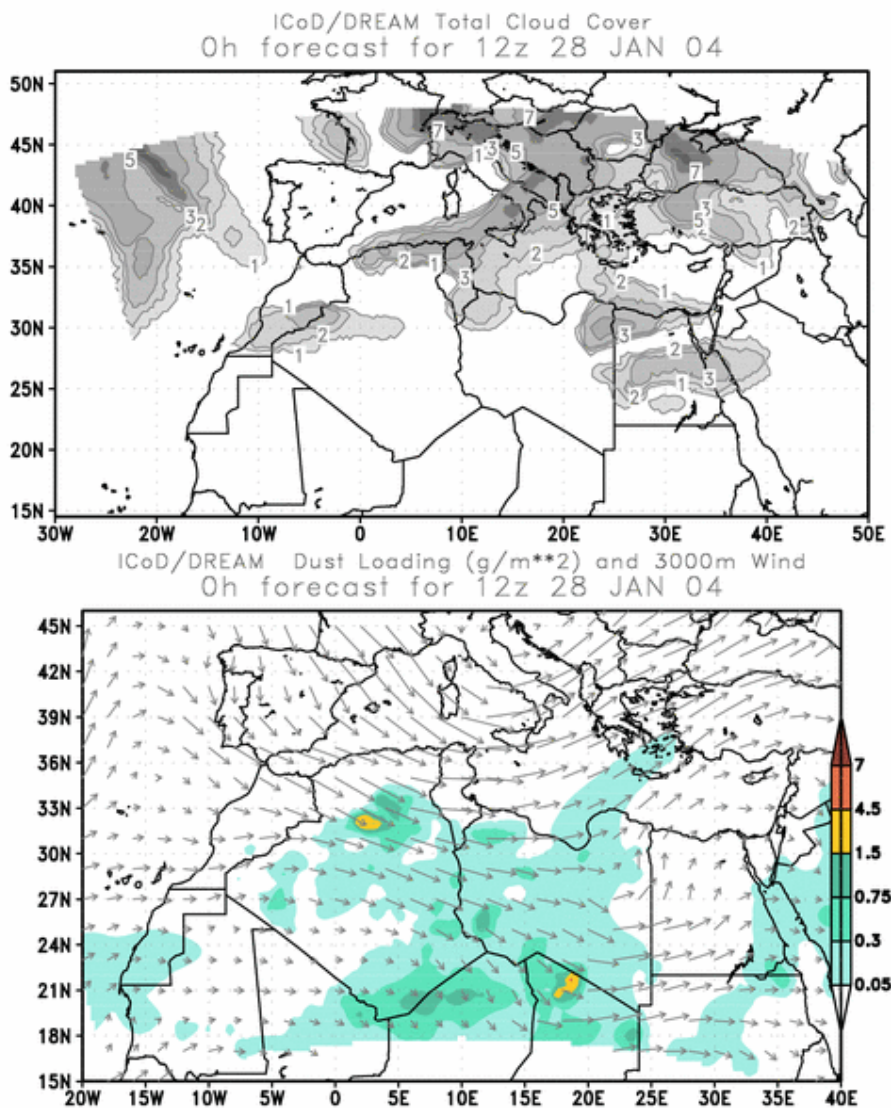
### Campanha de avaliação de concentrações máximas PM<sub>10</sub>

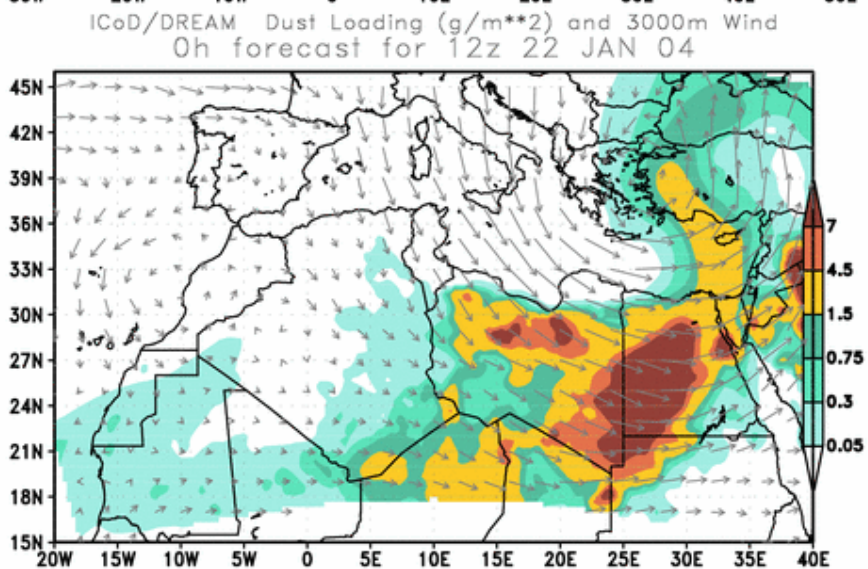
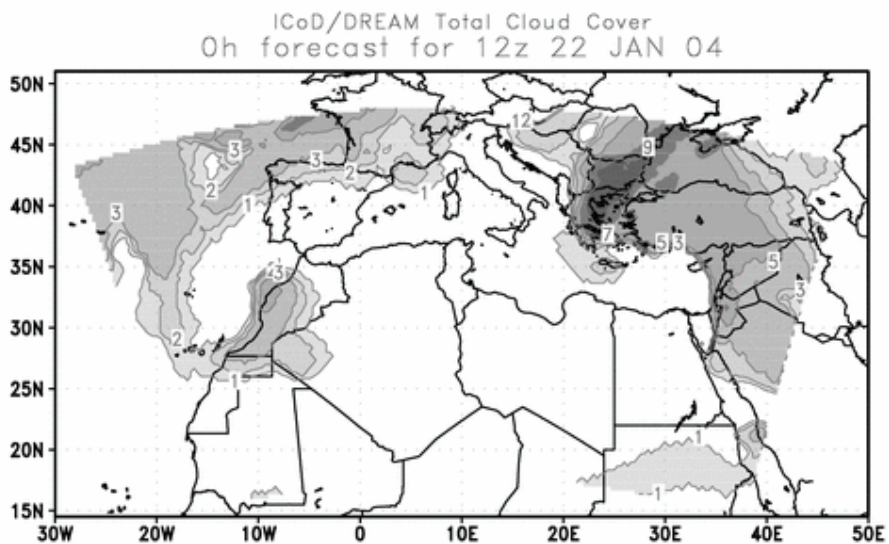


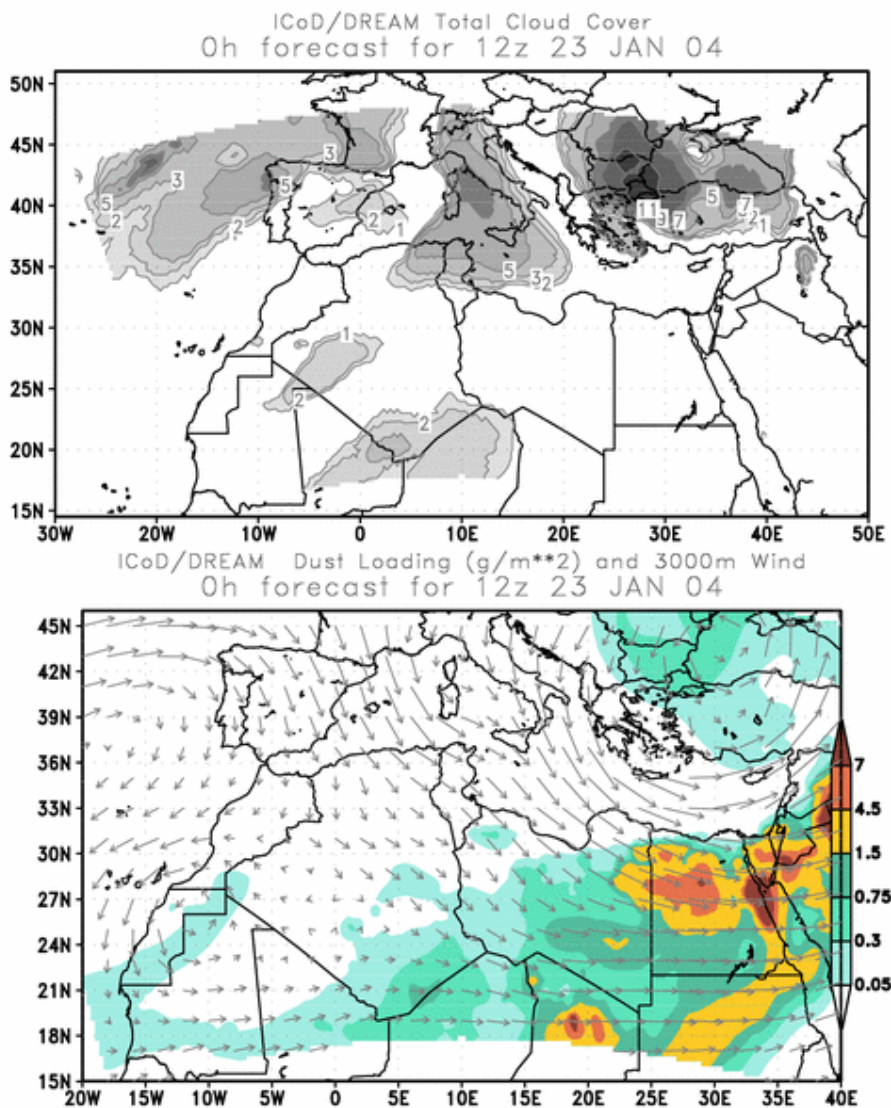
### **9.3. Índice de aerossóis ICoD/DREAM (dia-a-dia para os períodos das Campanha de Medição Pontual)**

O índice de aerossóis ICoD/DREAM (*Insular Coastal Dynamics (ICoD)/ Dust REgional Atmospheric Model (DREAM)*), é produzido diariamente pelo *Euro-Mediterranean Centre on Insular Coastal Dynamics (ICoD)*, da Universidade de Malta. Os resultados apresentados sob a forma de figuras para as datas indicadas referem-se às 12:00h (UTC), apresentando a cobertura nebulosa (*total cloud cover*) numa primeira figura e o índice de aerossóis bem como a direcção do vento a 3000 m de altitude. O objectivo do índice de aerossóis é que representar o efeito diário de fenómenos regionais como o transporte de longa distância de partículas a partir de desertos norte-africanos, mormente o deserto do Sahara e do Sahel. Existem dias em que o índice de aerossóis regista intrusões desta natureza para o período considerado (p.ex. para os dias 7, 8 e 9 de Fevereiro de 2004 é possível visualizar este tipo de ocorrência, dado que os resultados do modelo registam concentrações de material particulado para Lisboa traduzidos por manchas que representam cargas de partículas superiores a  $0.05 \text{ g/m}^2$  de densidade óptica de aerossóis). Este modelo é actualmente utilizado pelo grupo do Prof. Xavier Quérol, do Instituto de Ciências da Terra Jaume Almera (Barcelona – Espanha), reconhecidos como especialistas nesta área específica pelo Grupo de Trabalho da Comissão Europeia sobre Partículas (EC, 2001).

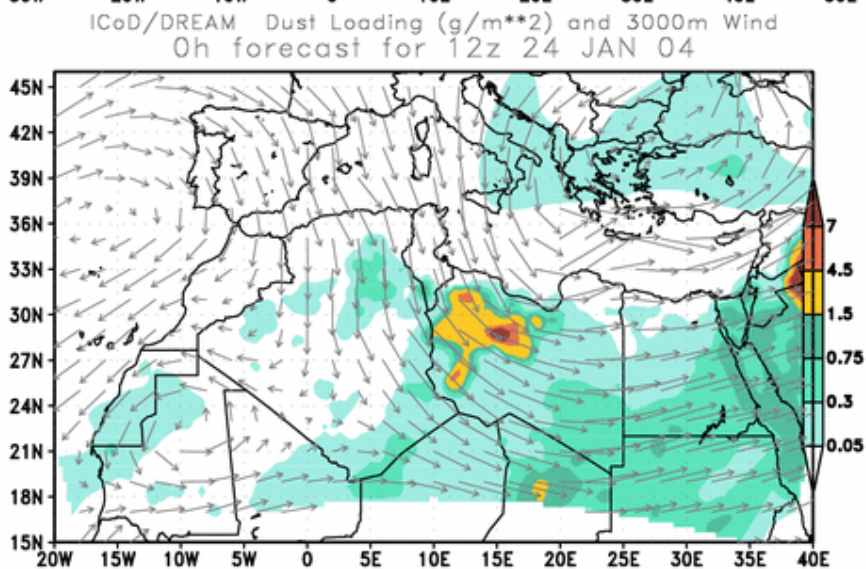
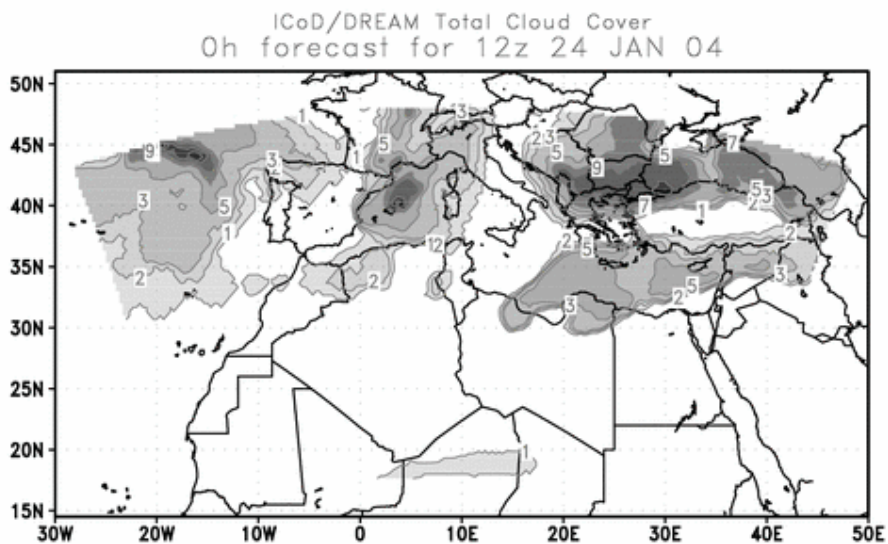
Mais informações sobre o modelo ICoD/DREAM disponíveis em <http://www.icod.org.mt>.

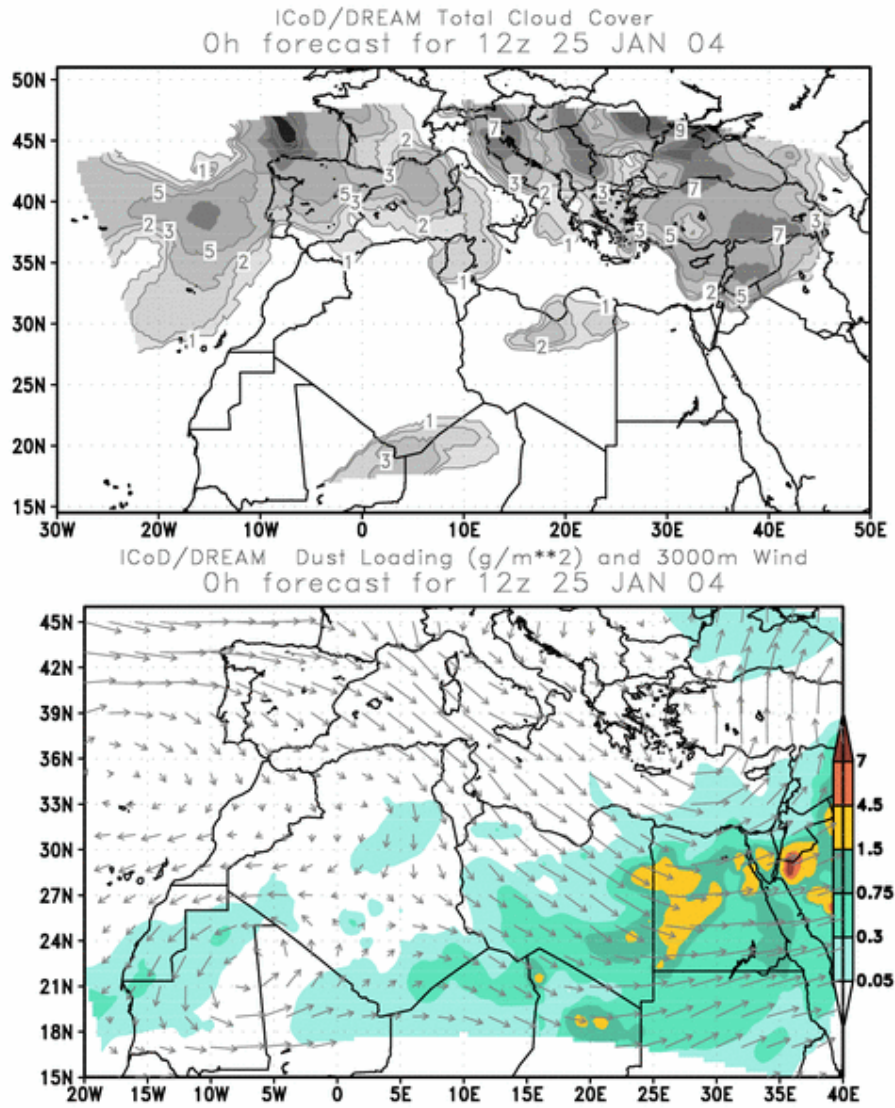




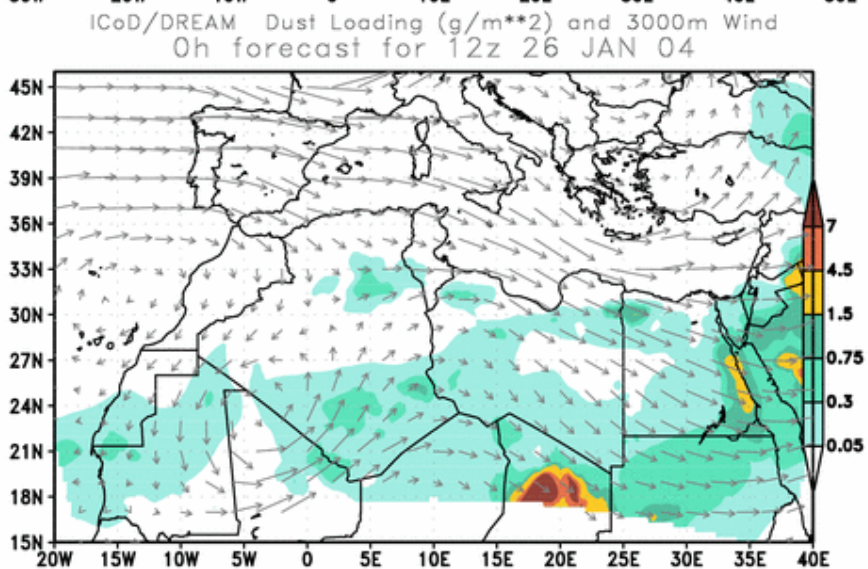
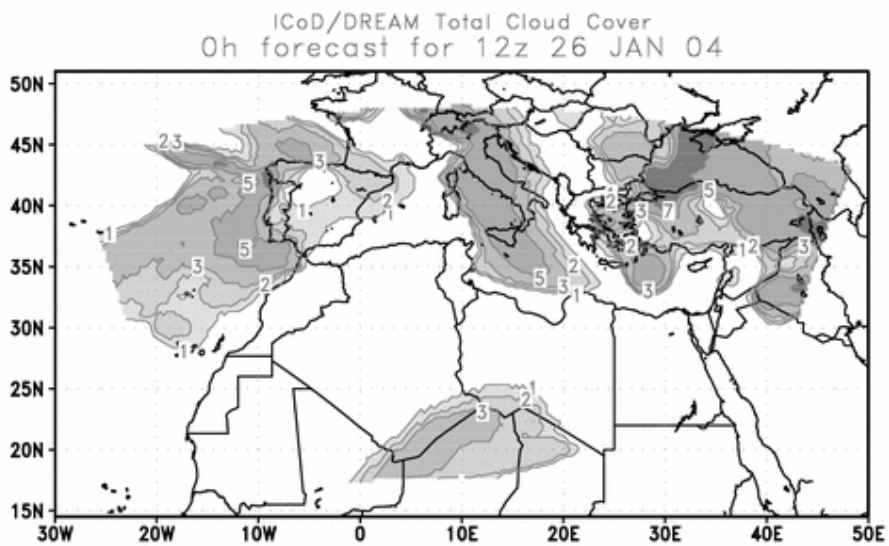


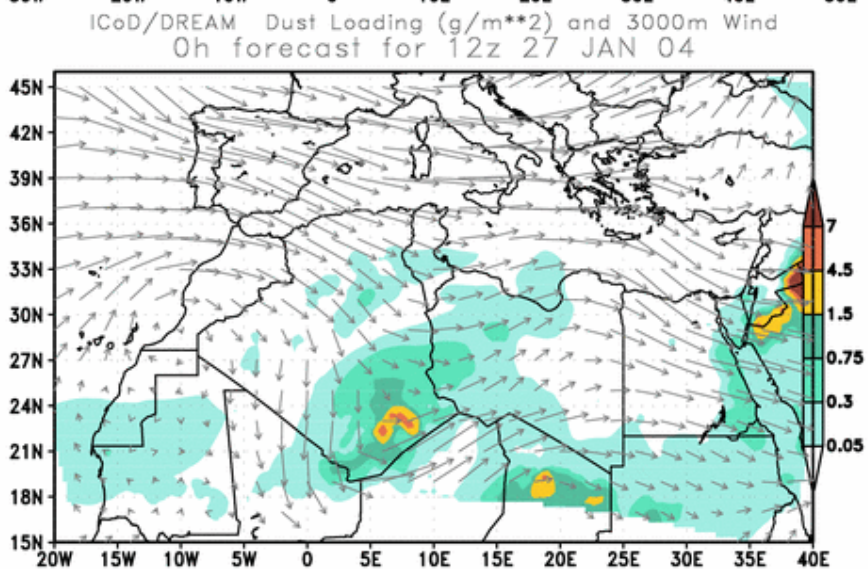
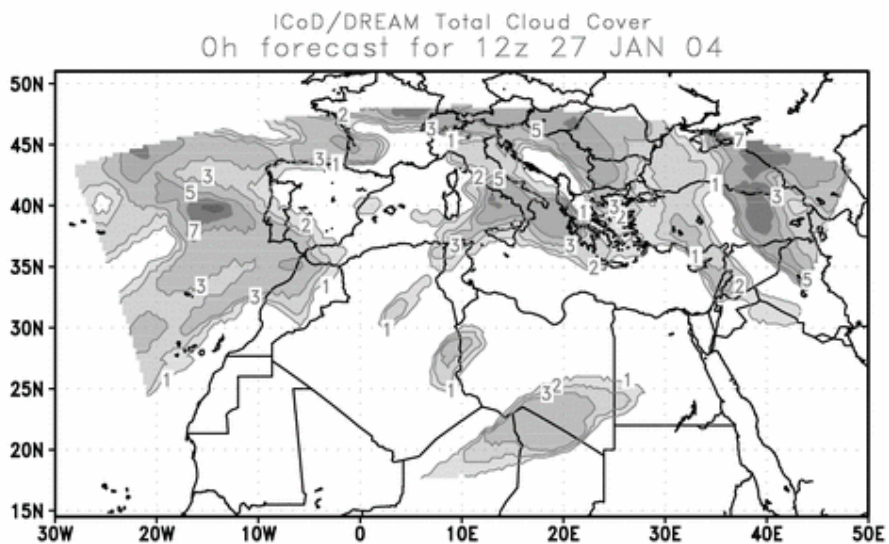


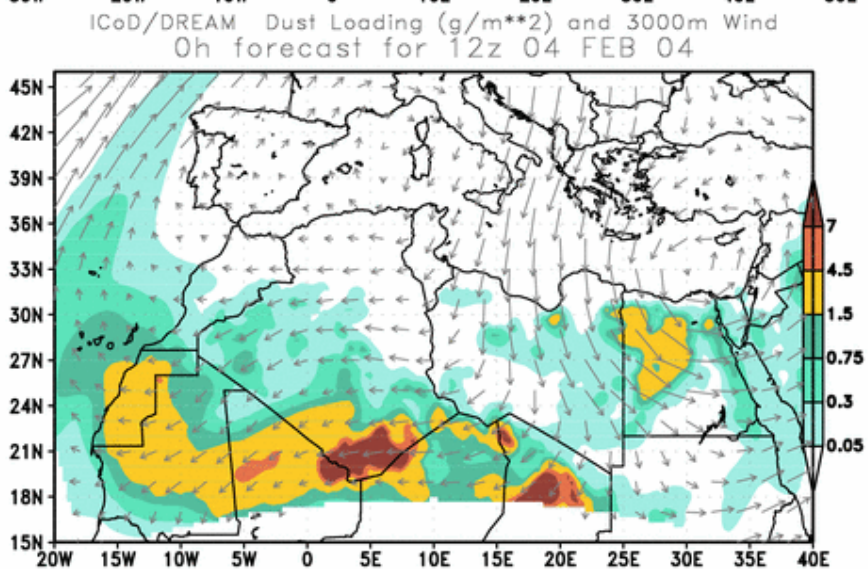
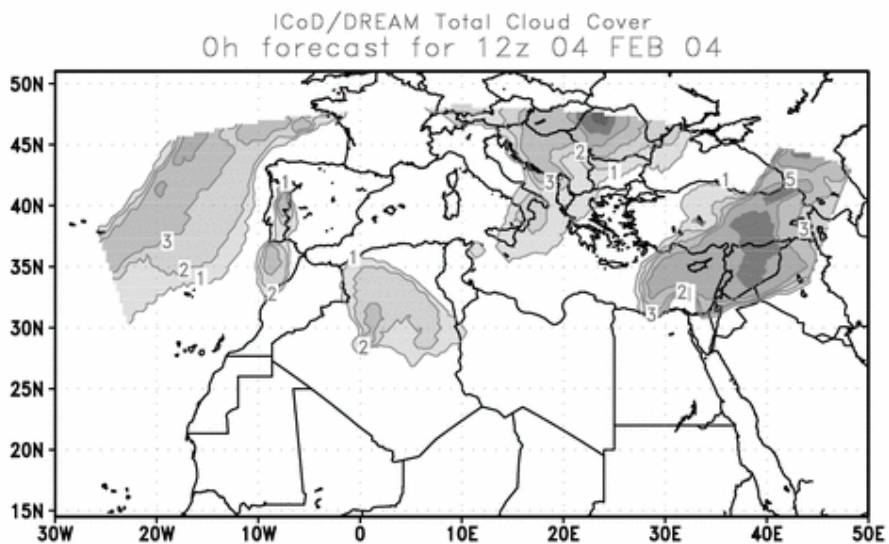


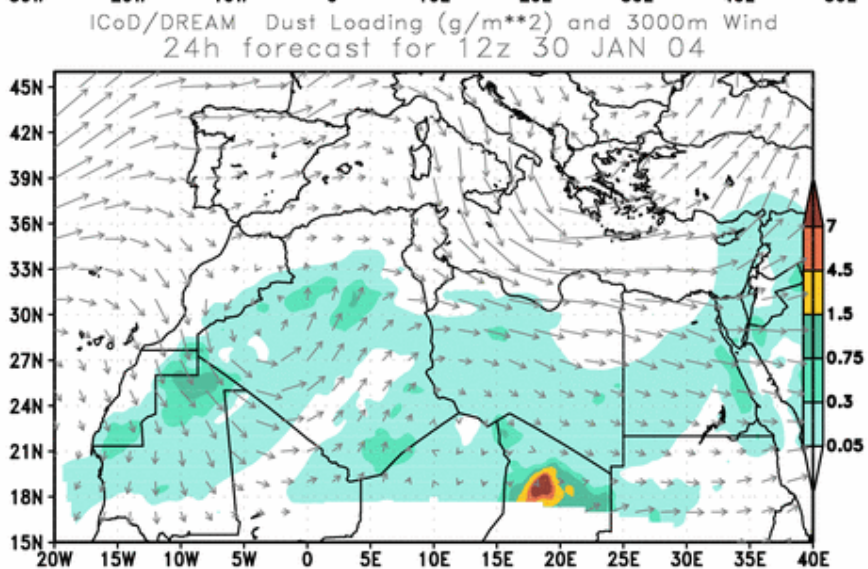
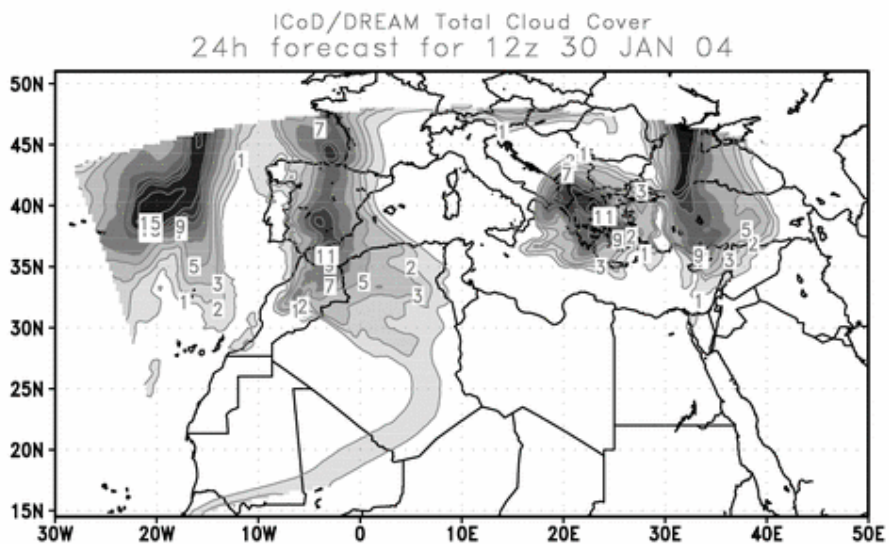




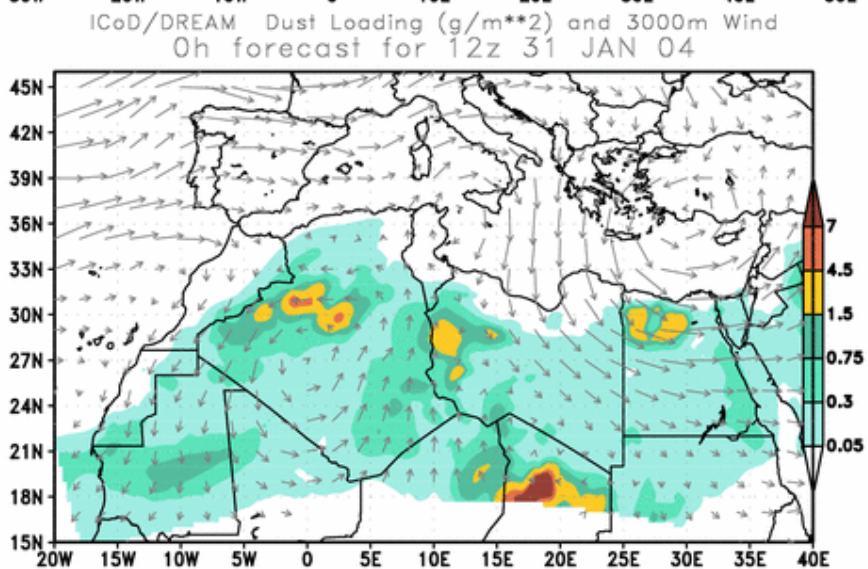
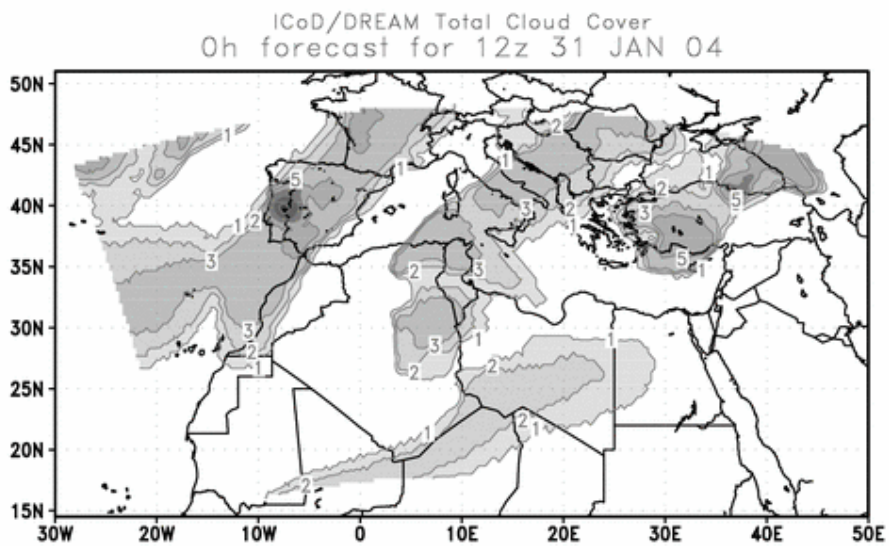


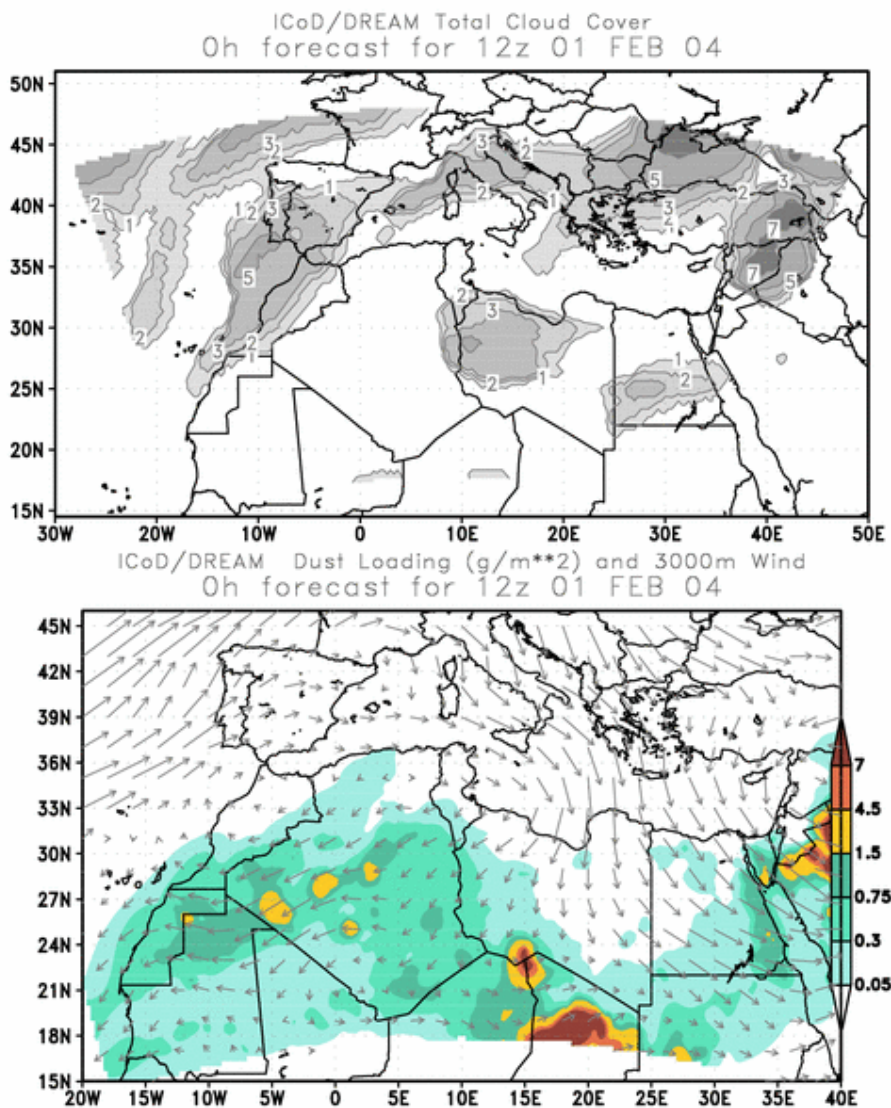


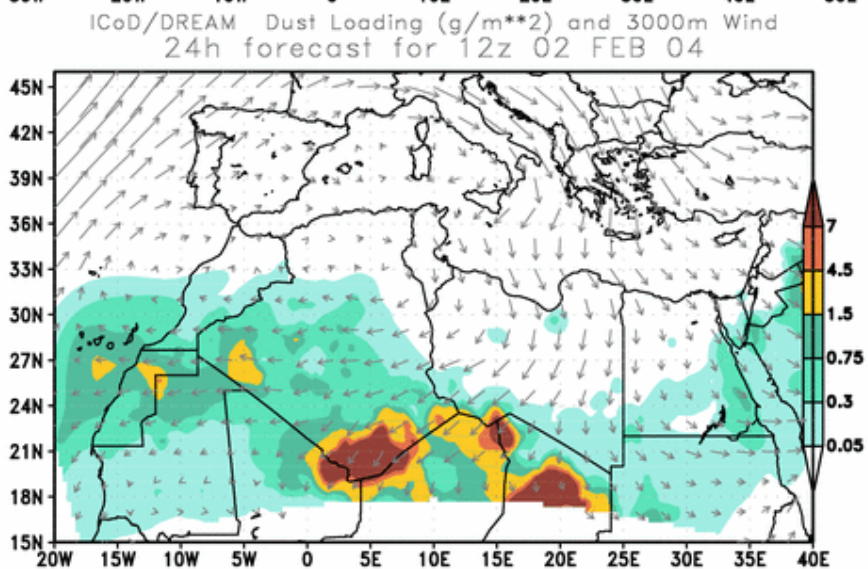
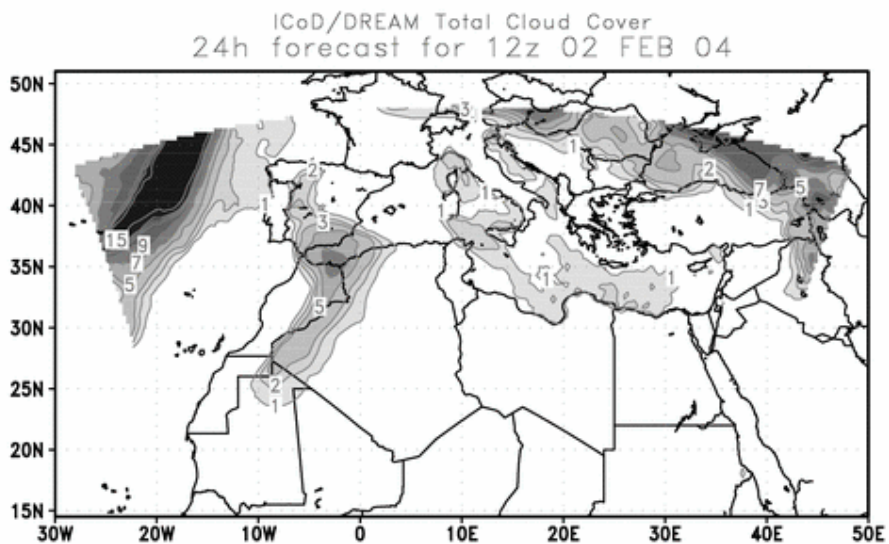


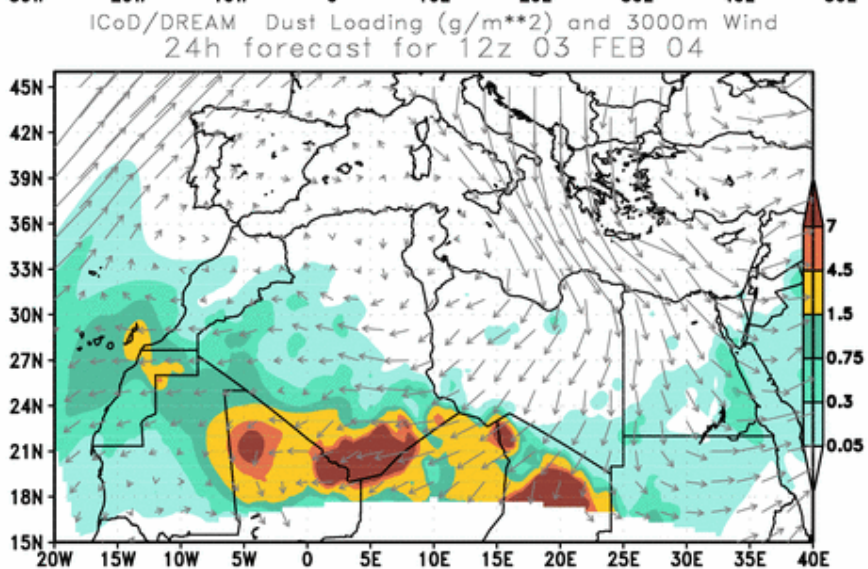
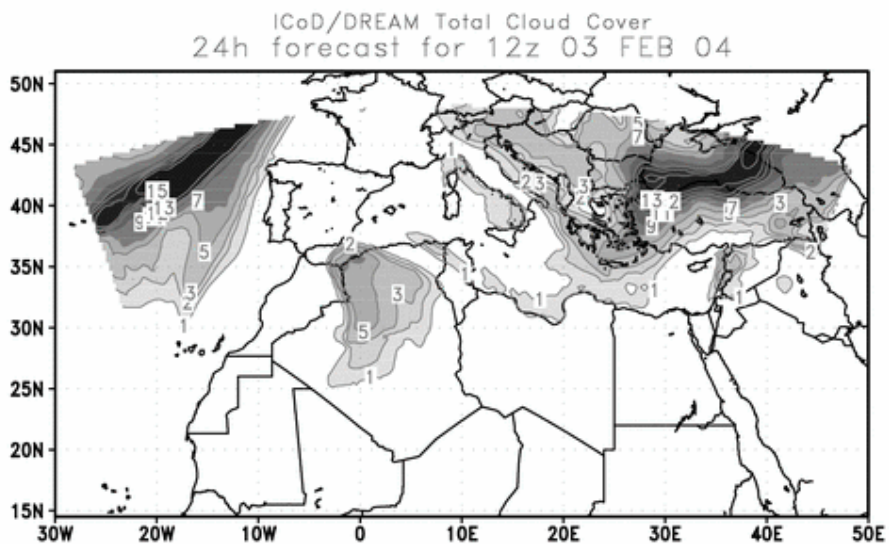




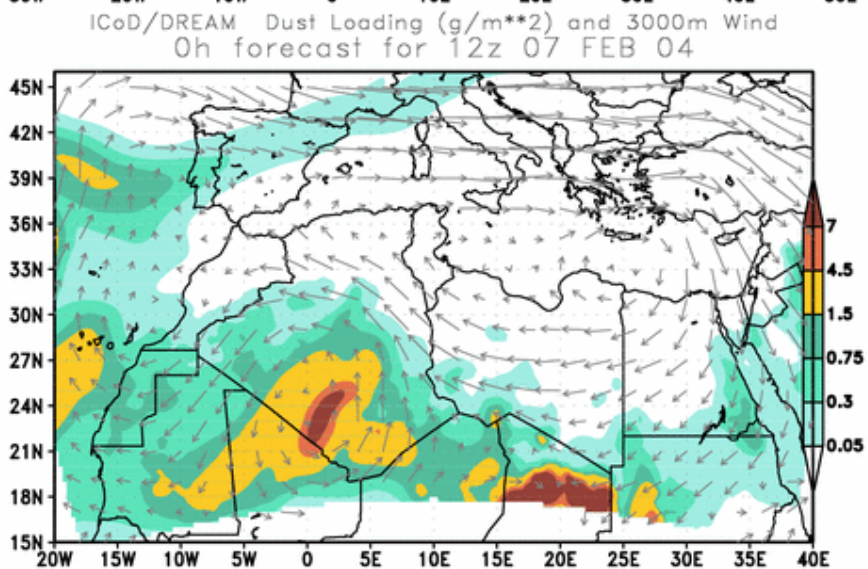
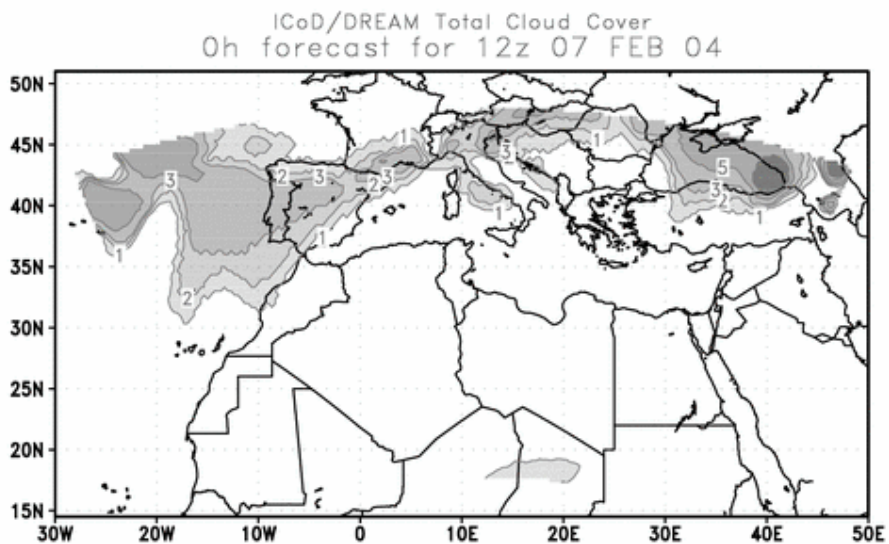


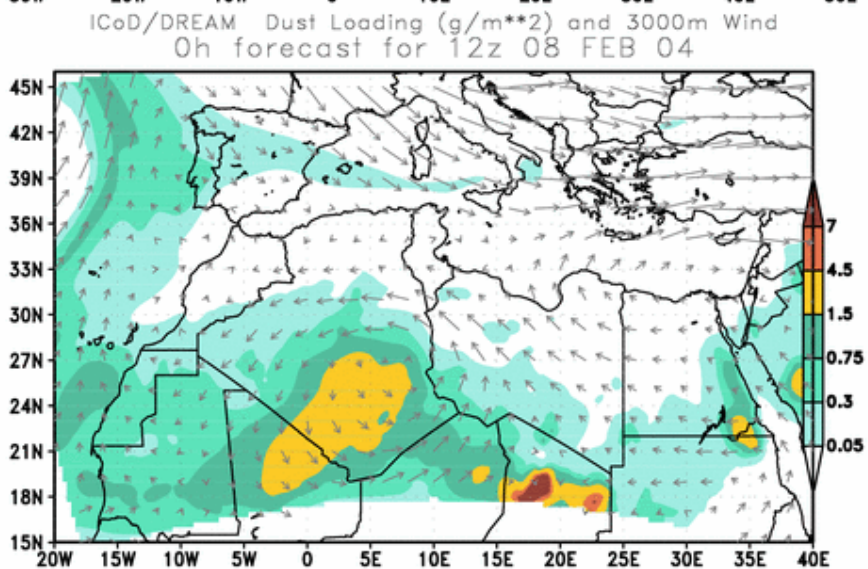
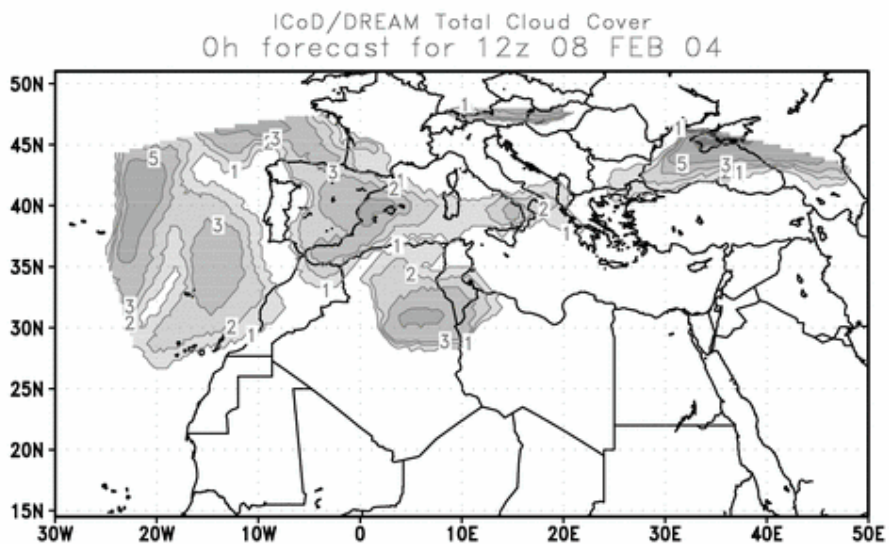


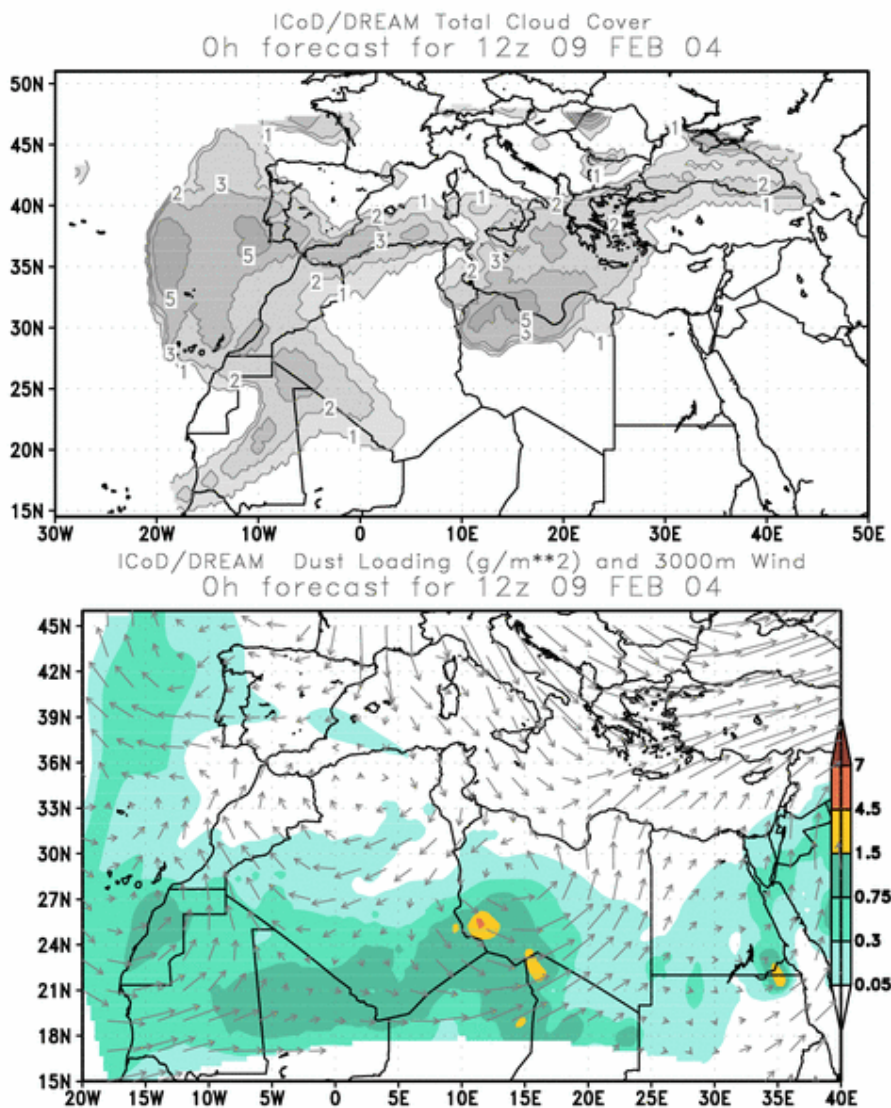


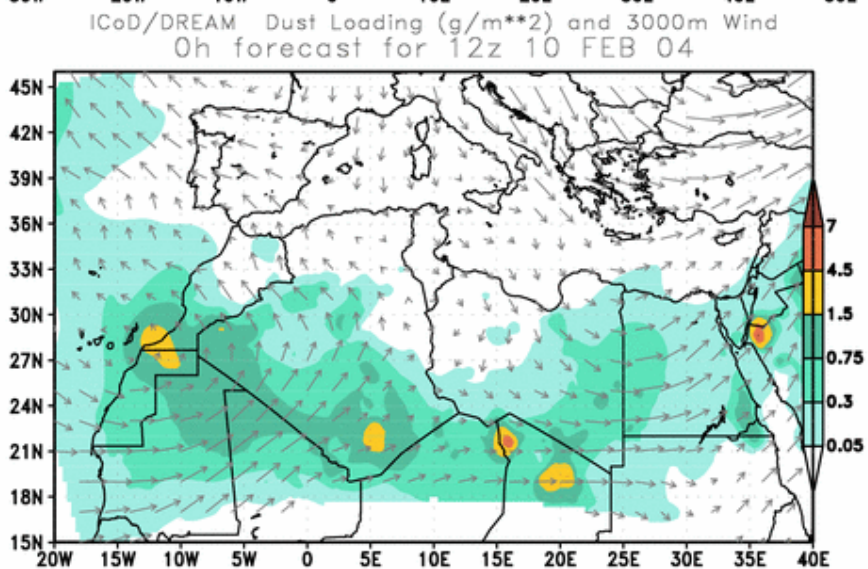
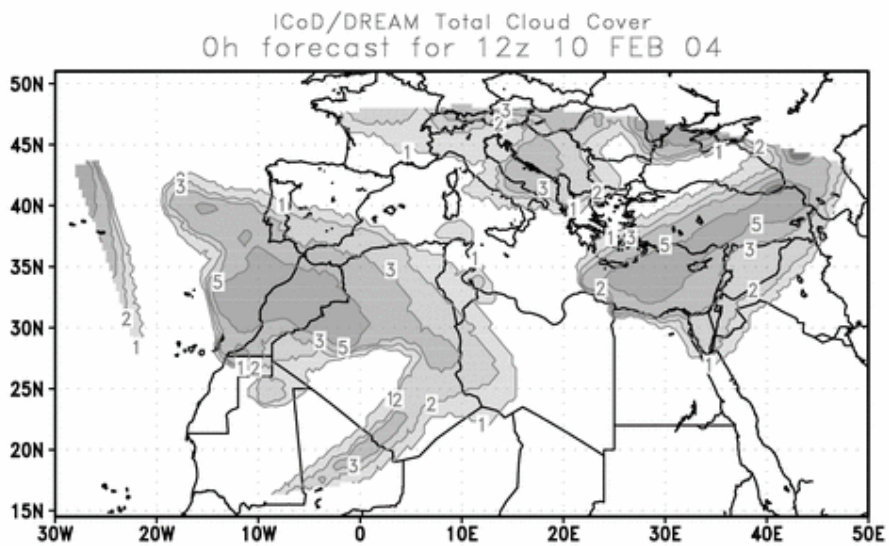




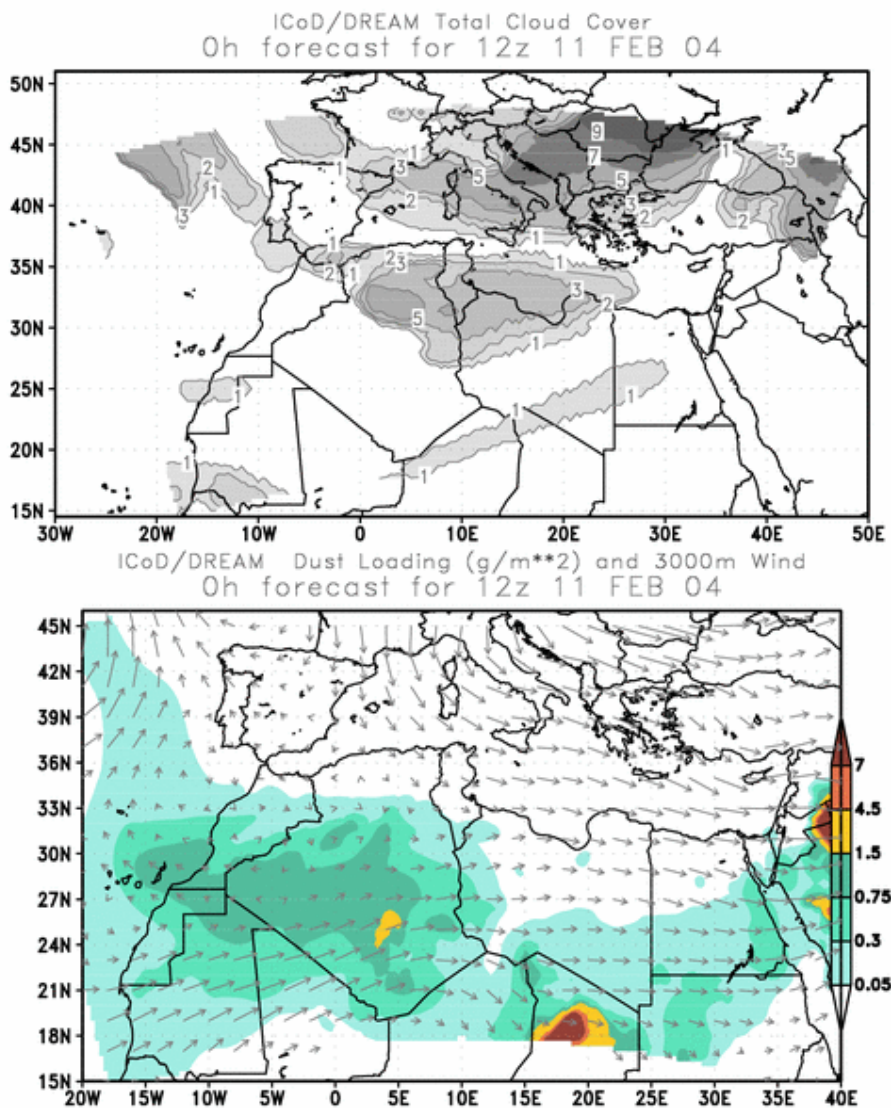










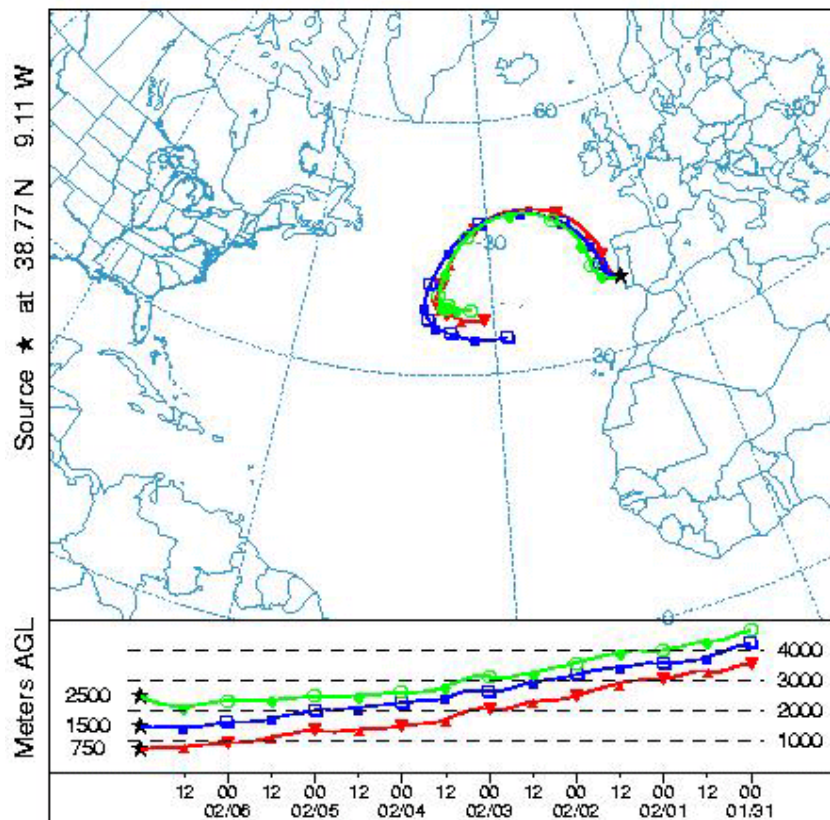


#### **9.4. Trajectória das massas de ar retrógradas, modelo Hysplit (para os períodos das Campanha de Medição Pontual em que o índice de aerossóis ICoD/DREAM é elevado em Lisboa)**

A análise das trajectórias de massas de ar retrógradas recorrendo ao modelo Hysplit (Draxler, 2002). A aplicação deste modelo foi efectuada apenas para os dias que o índice de aerossóis ICoD/DREAM detectou como dias em que o transporte de longa distância de material particulado pode ter afectado as concentrações medidas durante as campanhas de medição pontual (isto é os dias 7, 8 e 9 de Fevereiro de 2004).

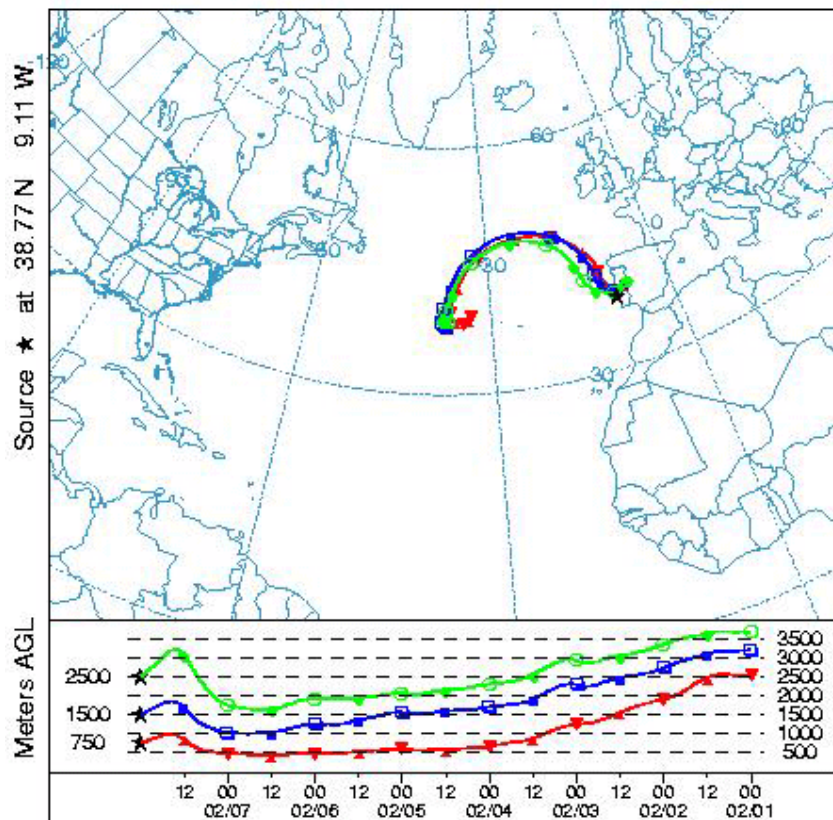
A proveniência atlântica das massas de ar que entram em Lisboa nesses dias está de acordo com a maior concentração identificada pelo índice de aerossóis ICoD/DREAM. Tratam-se, por consequência, de massas de ar sob o efeito de forte contribuição natural (transporte de material particulado de desertos norte-africanos).

NATIONAL OCEANIC ATMOSPHERIC ADMINISTRATION  
 Backward trajectories ending at 00 UTC 07 Feb 03  
 FNL Meteorological Data

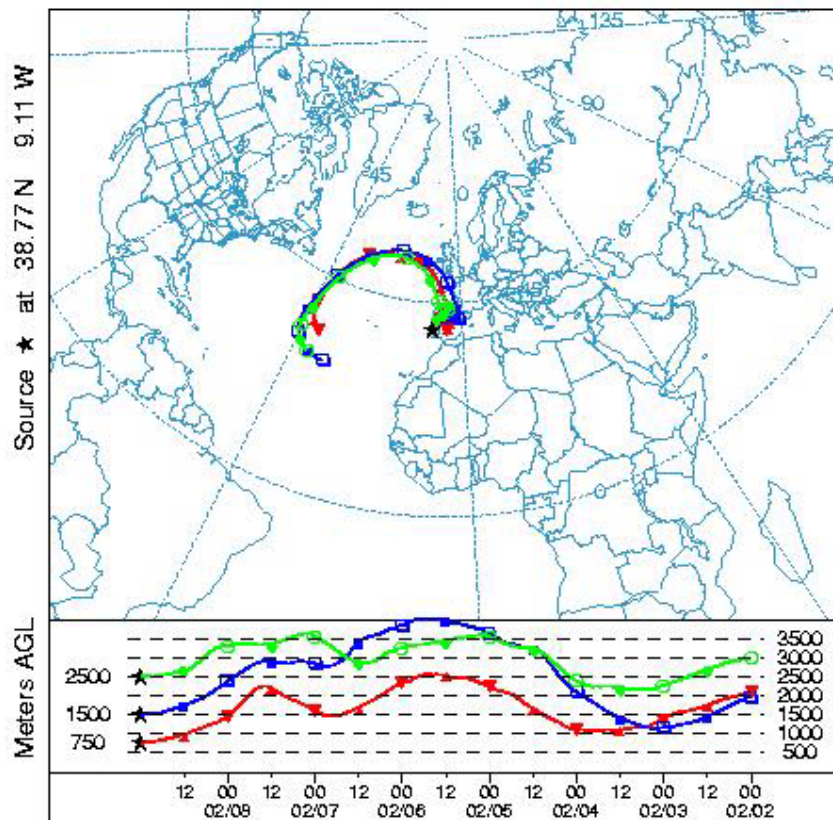




NATIONAL OCEANIC ATMOSPHERIC ADMINISTRATION  
 Backward trajectories ending at 00 UTC 08 Feb 03  
 FNL Meteorological Data



NATIONAL OCEANIC ATMOSPHERIC ADMINISTRATION  
 Backward trajectories ending at 00 UTC 09 Feb 03  
 FNL Meteorological Data



### **9.5. Caracterização Química de partículas no fundo urbano de Lisboa**

De seguida, apresentam-se os resultados das análises químicas efectuadas às amostras de aerossol colhidas em Alfragide em 2003. Todo este trabalho (amostragem e análises) foi assegurado pelo Laboratório de Referência do Instituto do Ambiente.

Composição química relativa aos principais compostos metálicos presentes no aerossol (fracção PM<sub>10</sub>), colhido em Alfragide em 2003

Data	Ferro	Magnésio	Cálcio	Arsénio	Cádmio	Chumbo	Níquel	Potássio	Alumínio	Sódio
15-Jan-03	0.41643	0.05627	0.37141	0.00003	0.00021	0.01688	1.68824	0.00012	0.05627	0.18120
22-Jan-03	0.08840	0.08840	0.24309	0.00002	0.00006	0.00398	0.00029	0.00009	0.03315	1.19337
29-Jan-03	0.01108	0.09973	0.06649	0.00002	0.00004	0.00144	0.00089	0.00006	0.01108	0.42331
5-Fev-03	0.09302	0.08140	0.24419	0.00000	0.00008	0.00244	0.00093	0.00006	0.03488	0.26744
12-Fev-03	0.08390	0.01049	0.23073	0.00005	0.00039	0.00587	0.00084	0.00005	0.01049	0.38804
19-Fev-03	0.02227	0.06682	0.13363	0.00001	0.00390	0.00223	0.00245	0.00006	0.01114	0.67817
26-Fev-03	0.03299	0.14294	0.79164	0.00000	0.00097	0.00264	0.00088	0.00007	0.01100	1.25344
5-Mar-03	0.16447	0.05482	0.39474	0.00001	0.00056	0.00559	0.00143	0.00004	0.07675	0.34101
12-Mar-03	0.44643	0.07813	1.33929	0.00017	0.00060	0.01674	0.00435	0.00012	0.07813	0.33817
19-Mar-03	0.20994	0.03315	0.37569	0.00006	0.00122	0.01436	0.00088	0.00006	0.09945	0.18343
26-Mar-03	0.04430	0.06645	0.15504	0.00003	0.00332	0.00465	0.00089	0.00003	0.02215	0.55925
2-Abr-03	0.22063	0.12135	1.29068	0.00008	0.00030	0.00419	0.00071	0.00003	0.05516	0.23497
9-Abr-03	0.08667	0.06501	0.71506	0.00003	0.01950	0.00173	0.00780	0.00004	0.02167	0.26869
16-Abr-03	0.04208	0.11573	0.47344	0.00011	0.00022	0.00452	0.00537	0.00003	0.02104	0.32509
23-Abr-03	0.03254	0.05423	0.36876	0.00002	0.00012	0.00062	0.00217	0.00002	0.01085	0.28525
7-Mai-03	0.03494	0.02330	0.26791	0.00008	0.00007	0.00056	0.00093	0.00002	0.01165	0.37274
14-Mai-03	0.06593	0.04396	0.39560	0.00008	0.00010	0.00154	0.00088	0.00002	0.03297	0.24176
21-Mai-03	0.13065	0.02177	0.45727	0.00008	0.00005	0.00131	0.00050	0.00002	0.05444	0.21775
25-Jun-03	0.06601	0.03300	0.36304	0.00008	0.00006	0.00101	0.00088	0.00002	0.05501	0.18702
2-Jul-03	0.04408	0.02204	0.33058	0.00008	0.00014	0.00085	0.00061	0.00003	0.01102	0.23361
10-Jul-03	0.05473	0.03284	0.43788	0.00008	0.00011	0.00083	0.00100	0.00004	0.02189	0.29338
17-Jul-03	0.13093	0.03273	0.21822	0.00005	0.00009	0.00229	0.00079	0.00003	0.13093	0.93835
23-Jul-03	0.09901	0.03300	0.29703	0.00006	0.00003	0.00165	0.00067	0.00003	0.05501	0.16502
6-Ago-03	0.30534	0.08724	0.68702	0.00015	0.00008	0.00447	0.00108	0.00011	0.13086	0.11996
13-Ago-03	0.31111	0.13333	0.55556	0.00006	0.00209	0.03111	0.00178	0.00013	0.31111	1.30000
20-Ago-03	0.17158	0.09651	0.72922	0.00017	0.00009	0.00408	0.00161	0.00005	0.07507	1.13673
3-Set-03	0.17593	0.09259	0.38889	0.00005	0.00010	0.00426	0.00157	0.00006	0.04630	1.28704
10-Set-03	0.37778	0.10000	0.90000	0.00006	0.00050	0.01556	0.00233	0.00033	0.17778	1.21111
17-Set-03	0.34884	0.08140	0.97674	0.00015	0.00006	0.01023	0.00233	0.00015	0.10465	0.31395
24-Set-03	0.20788	0.08753	0.49234	0.00011	0.00007	0.00383	0.00109	0.00005	0.04376	0.98468
1-Out-03	0.06508	0.08677	0.28200	0.00005	0.00013	0.00141	0.00069	0.00003	0.02169	1.23644

Determinações analíticas e amostragem efectuadas por Lab. Referência do Ambiente do IA, 2003

Composição química relativa aos principais compostos inorgânicos presentes no aerossol (fracção PM<sub>10</sub>), colhido em Alfragide em 2003

<b>Data</b>	<b>Nitratos (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Sulfatos (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Amónio (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Cloretos (µg/m<sup>3</sup>)</b>
15-Jan-03	72.0	49.5	22.5	21.8
22-Jan-03	16.4	20.8	1.8	59.7
29-Jan-03	9.3	16.2	0.8	51.0
5-Fev-03	8.8	10.9	1.1	21.6
12-Fev-03	42.0	35.7	14.1	25.2
19-Fev-03	2.7	10.7	0.5	46.8
26-Fev-03	6.2	19.4	0.6	83.6
5-Mar-03	12.1	21.3	2.0	26.3
12-Mar-03	42.4	60.3	10.7	9.4
19-Mar-03	26.5	28.7	8.2	3.1
26-Mar-03	9.3	24.4	2.4	39.9
9-Abr-03	17.3	28.2	3.0	26.0
16-Abr-03	23.1	27.4	5.5	8.0
23-Abr-03	14.8	20.4	3.3	30.4
7-Mai-03	28.0	37.3	6.8	39.6
14-Mai-03	30.8	39.6	5.3	16.3
21-Mai-03	11.8	41.4	11.3	3.0
25-Jun-03	11.7	26.4	4.4	9.7
2-Jul-03	11.2	21.6	2.2	11.2
10-Jul-03	32.8	102.9	21.9	9.6
17-Jul-03	8.3	21.8	2.8	2.6
23-Jul-03	1.1	1.1	0.1	1.1
6-Ago-03	17.9	72.0	20.9	1.1
13-Ago-03	18.4	84.4	20.7	4.0
20-Ago-03	14.8	90.1	15.4	5.4
3-Set-03	24.1	85.2	13.7	2.4
10-Set-03	22.2	33.3	7.6	4.2
17-Set-03	39.5	74.4	17.9	1.2
24-Set-03	28.4	50.3	7.2	7.7
1-Out-03	4.3	8.9	0.2	26.0

Determinações analíticas e amostragem efectuadas por Lab. Referência do Ambiente do IA, 2003

Concentrações de Carbono Orgânico, Carbono Elementar, Carbonatos e Carbono Total, registadas em Alfragide em 2003

Data	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	C Total ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Carbonatos ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO/CE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
8-Jan-03	3.9	1.7	5.8	0.2	2.4
15-Jan-03	53.2	14.8	70.8	2.7	3.6
22-Jan-03	6.3	5.0	11.3	0.0	1.3
29-Jan-03	5.6	1.6	7.8	0.6	3.4
5-Fev-03	5.2	4.4	9.6	0.0	1.2
12-Fev-03	8.5	4.1	12.6	0.0	2.1
19-Fev-03	2.8	1.6	4.5	0.0	1.7
26-Fev-03	3.3	2.4	5.7	0.0	1.4
5-Mar-03	7.1	4.8	11.9	0.0	1.5
10-Mar-03	29.9	10.2	42.7	2.7	2.9
11-Mar-03	13.3	3.5	16.7	0.0	3.9
12-Mar-03	25.1	10.3	38.4	3.0	2.5
13-Mar-03	9.5	3.4	12.9	0.0	2.9
14-Mar-03	6.8	3.0	10.6	0.9	2.3
15-Mar-03	11.6	3.9	16.7	1.2	3.0
16-Mar-03	9.2	1.9	12.3	1.2	5.0
17-Mar-03	10.7	3.7	15.2	0.8	2.9
19-Mar-03	8.6	4.8	14.8	1.4	1.8
26-Mar-03	3.5	1.8	5.3	0.0	1.9
2-Abr-03	7.0	4.3	13.8	2.5	1.6
9-Abr-03	4.8	2.5	7.3	0.0	1.9
16-Abr-03	8.0	4.7	12.6	0.0	1.7
23-Abr-03	4.2	2.9	7.1	0.0	1.5
7-Mai-03	7.1	3.6	10.7	0.0	2.0
14-Mai-03	7.4	3.4	12.6	1.8	2.2
21-Mai-03	14.6	7.6	24.4	2.2	1.9
28-Mai-03	18.4	5.1	26.5	3.0	3.6
5-Jun-03	7.9	3.2	11.1	0.0	2.5
25-Jun-03	4.0	2.5	7.4	1.0	1.6
2-Jul-03	4.1	3.7	8.4	0.6	1.1
10-Jul-03	7.0	2.0	10.1	1.2	3.6
17-Jul-03	3.8	2.6	7.1	0.7	1.5
23-Jul-03	3.4	2.0	6.4	1.0	1.7
4-Ago-03	15.6	4.9	22.8	2.4	3.2
5-Ago-03	15.1	5.5	23.5	2.8	2.7
6-Ago-03	17.6	5.0	25.0	2.4	3.5
7-Ago-03	4.3	4.0	8.7	0.4	1.1
13-Ago-03	7.3	2.7	12.0	2.1	2.8
20-Ago-03	4.9	2.0	8.3	1.4	2.4
27-Ago-03	14.2	4.6	18.8	0.0	3.1
3-Set-03	5.2	3.0	9.1	1.0	1.7
10-Set-03	21.0	7.1	30.3	2.2	3.0
17-Set-03	16.9	7.0	26.4	2.6	2.4
24-Set-03	5.6	5.9	12.6	1.2	1.0
1-Out-03	2.7	1.8	4.5	0.0	1.5
22-Out-03	5.9	4.7	11.3	0.7	1.3
29-Out-03	4.0	2.9	6.9	0.0	1.4
3-Nov-03	49.8	30.4	83.4	3.2	1.6
5-Nov-03	8.8	5.8	15.8	1.2	1.5
13-Nov-03	7.8	7.5	16.1	0.8	1.0

---

19-Nov-03	32.5	14.8	49.6	2.3	2.2
27-Nov-03	10.7	10.6	22.2	0.9	1.0
11-Dez-03	45.6	14.9	63.2	2.6	3.1

Determinações analíticas e amostragem efectuadas por Lab. Referência do Ambiente do IA, 2003



### **9.6. Exemplo do questionário distribuído aos voluntários (Campanha de Avaliação da Exposição Pessoal)**

Um exemplo do questionário distribuído aos voluntários que participaram nesta campanha é indicado de seguida.

QUESTIONÁRIO SOBRE ACTIVIDADE														
Cod.		EM VIAGEM				AMBIENTES PARTICULARES						FUMADORES		
		a ANDAR	transp. princ.	outro	outro	outro	casa		trabalho		outro local		o próprio	alguém na
Horas							dentro	fora	dentro	fora	dentro	fora		mesma divisão
6	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
7	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
8	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
9	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
10	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
11	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
12	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
13	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
14	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
15	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
16	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
17	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

		MICRO-AMBIENTE										FUMADORES		
		EM VIAGEM				SEM SER EM VIAGEM								
		a ANDAR	transp. princ.	outro	outro	outro	casa		trabalho		outro local		o próprio	alguém na
Horas						dentro	fora	dentro	fora	dentro	fora		mesma divisão	
18	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
19	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
20	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
21	0	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	15	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	30	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	
	45	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	

**PERGUNTAS:**

1 Na coluna relativa ao transporte principal (**transp. princ.**), bem como nas 3 colunas imediatamente à direita, p.f. especifique qual dos modos de transporte seguintes utilizou, escrevendo o modo de transporte na linha em branco (a seguir à palavra "outro").

CARRO      TÁXI      AUTOCARRO      MOTORIZADA      COMBOIO  
 BICICLETA      ELÉCTRICO      METRO      *SCOOTER*      BARCO

2 Aconteceu algum evento, no dia da amostragem, que seja normal ocorrer num dia comum ligado a fenómenos de poluição? Teve algum problema relacionado com a sua participação, em particular com o amostrador? Se sim, p.f. especifique:

3 Caso viva ou trabalhe junto a bombas de abastecimento de combustível, qual é aproximadamente a distância que vai do seu local de trabalho ou casa a essa bomba?

- menos de 50 metros
- entre 50 a 100 metros
- mais de 100 metros

4 Por favor dê uma estimativa do que pensa que será o seu nível de exposição a partículas em suspensão:

- Muito Baixo
- Baixo
- Médio
- Alto
- Muito Alto

5 Caso tenha viajado de carro, p.f. especifique o modelo e a idade do veículo, bem como o tipo de combustível que é usado pela viatura e se esta está equipada com catalisador.

Modelo e Idade:

Combustível: gasolina:       diesel:       GPL: