



**Fernando Miguel  
Mendes dos Santos**

**Análise das emissões de poluentes atmosféricos de  
fontes fixas industriais em Portugal continental**





**Fernando Miguel  
Mendes dos Santos**

**Análise das emissões de poluentes atmosféricos de  
fontes fixas industriais em Portugal continental**

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 do Doutor Mário Cerqueira, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

## **o júri**

presidente

**Doutor Casimiro Adrião Pio**  
professor catedrático da Universidade de Aveiro

**Doutor Mário Miguel de Azevedo Cerqueira**  
professor auxiliar da Universidade de Aveiro (orientador)

**Doutor João Fernando Pereira Gomes**  
professor auxiliar da Universidade Lusófona

## **agradecimentos**

Um primeiro agradecimento a todos os que contribuíram para que a obtenção dos resultados aqui analisados fosse possível, sobretudo a todos os técnicos envolvidos nas amostragens em fontes fixas.

A todas as entidades que se disponibilizaram a facultar os resultados do seu trabalho, nomeadamente:

Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro;

Enarpur – Estudos Atmosféricos e Energia, Lda;

Instituto do Ambiente (em especial aos meus colegas e amigos, Eng.º Abel Martins e Eng.º Pedro Torres);

Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (em especial ao Prof. Doutor Carlos Borrego e ao Eng.º Ricardo Rodrigues);

Instituto de Soldadura e Qualidade (ao Prof. Doutor João Gomes);

Sondar – Amostragens e Tecnologias do Ar, Lda (em especial ao Eng.º Carlos Pedro Ferreira e ao Juan Mário);

A todos aqueles que comigo ao longo destes anos realizaram amostragens (na Sondar, Enviro, Assec e Enarpur), pela enorme troca de experiências e conhecimento. Um agradecimento muito especial aos que me acompanharam na bonita viagem a bordo da Enarpur;

Ao Prof. Mário Cerqueira, pelos conselhos e ensinamentos, pela paciência inesgotável e pela fé depositada na realização deste trabalho;

A todos os que me foram ajudando a realizar esta obra;

À minha mãe, pela coragem e por tanto amor; ao meu pai, por estar sempre comigo;

À Cláudia e, sobretudo, à Beatriz, meu farol neste mar às vezes tão agitado...

Por tudo, à Alexandra...

## palavras-chave

Poluição atmosférica, emissões, fontes fixas, amostragem, inventário, normalização.

## resumo

O presente trabalho propõe-se compilar e inventariar os dados referentes às emissões de poluentes por chaminés industriais, disponíveis em Portugal continental. O livro é composto por uma análise da legislação aplicável, uma descrição comparativa entre as diferentes técnicas de medição de poluentes atmosféricos, uma análise da metodologia seguida no cálculo dos actuais inventários de emissões, uma apresentação de vários resultados de estudos realizados nesta área (suas principais conclusões) e pelos resultados do presente estudo.

A primeira parte consiste numa análise exaustiva da legislação nacional aplicável, da sua evolução histórica e dos principais diplomas em vigor, bem como das exigências que futuramente se colocarão.

Seguidamente é feita a descrição e comparação entre as diferentes metodologias de medição das emissões de poluentes em fontes fixas, quer por amostragem pontual, quer através de analisadores em contínuo instalados “*in situ*”.

Faz-se também um resumo dos resultados dos inventários anuais de emissões realizados e de outros trabalhos de investigação previamente realizados neste domínio e que serviram como ponto de partida para o estudo aqui apresentado.

Realiza-se, posteriormente, a apresentação dos resultados da avaliação do cumprimento legal, quer das chaminés, quer das emissões cujos resultados são obtidos por amostragem pontual. Leva-se a cabo ainda uma análise aos resultados reportados ao Instituto do Ambiente pelas indústrias que efectuem a monitorização em contínuo das suas emissões.

Como conclusão, o presente estudo fornece um contributo inovador para uma melhor compreensão do actual cenário das emissões de poluentes atmosféricos por fontes fixas industriais, para Portugal Continental, nomeadamente através da identificação das lacunas legais e das tendências recentes de evolução das emissões, podendo servir como ferramenta para uma gestão mais eficaz da qualidade do ar.

**keywords**

Atmospheric pollution, emissions, stationary sources, sampling, inventory, standardisation.

**abstract**

The present work tries to be an extensive compilation and an inventory of data available in Portugal concerning pollutants emissions from industrial stationary sources. This book is divided into a primary legislation analysis, a comparative description of the different air pollution monitoring techniques, a study of the actual emissions inventory calculation method applied in Portugal, a small presentation of the major conclusions of previous studies in this area. The final section includes the major results and conclusions of the present study.

The first section consists of an analysis of the national legal demands: its historical evolution, the major diplomas applicable today and short term future demands that will arise.

Secondly, a comparison between different methodologies for measuring air emissions is carried out, considering periodic sampling and the use of "in situ" Continuous Emissions Monitoring Systems.

Furthermore, a brief presentation of the results from national emission inventories and other research studies previously completed in this field is made, serving as a starting point to all the analysis done in the present study.

Finally, a series of comparisons destined to evaluate the legal compliance of chimneys and its emissions is carried out, as well as a comprehensive analysis of the results of continuous emissions monitoring in Portugal for the past ten years.

In conclusion, the present study offers a major innovative approach towards a better understanding of the actual scenario of industrial stack emissions in Portugal, namely by identifying legal gaps and recent emission trends, serving as a tool for a more effective air quality management.

# Índice

<b>1. Introdução</b> .....	<b>9</b>
<b>2. Análise de instrumentos políticos e legais aplicáveis à gestão da qualidade do ar</b> <b>15</b>	
2.1. Instrumentos políticos e económicos .....	15
2.2. Legislação Nacional .....	17
2.2.1. 1ª Fase - O Decreto-Lei 352/90 e a Portaria 286/93 .....	17
2.2.2. 2ª Fase - O Decreto-Lei 78/2004 e a(s) nova(s) Portaria(s) .....	23
2.2.3. As obrigações internacionais assumidas.....	29
<b>3. Medição das emissões de poluentes em fontes fixas</b> .....	<b>37</b>
3.1. Laboratórios de caracterização de emissões atmosféricas .....	37
3.2. Metodologias aplicáveis.....	41
3.3. Condições de monitorização .....	47
3.4. Metodologia recomendada para amostragens por métodos manuais.....	50
3.5. Metodologia recomendada para amostragens por métodos automáticos e semi-automáticos .....	53
3.5.1. Metodologias de medição em contínuo (“ <i>in situ</i> ”) .....	56
3.5.1.1. Medição de velocidade .....	56
3.5.1.2. Medição de partículas .....	57
3.5.1.3. Medição de gases.....	62
3.6. Controlo de qualidade dos resultados obtidos.....	65
<b>4. Panorama actual das emissões industriais de poluentes atmosféricos</b> .....	<b>70</b>
4.1. Enquadramento geral .....	70
4.2. Metodologia .....	80
4.3. Resultados e discussão.....	89
4.3.1. Condições de monitorização.....	89
4.3.2. Medições pontuais.....	91
4.3.3. Medições em contínuo .....	107
<b>5. Conclusões</b> .....	<b>111</b>
<b>6. Referências</b> .....	<b>122</b>
<b>Anexos</b> .....	<b>133</b>

## Lista de Figuras

Figura 1.1. Aspecto de unidade industrial em laboração. ....	11
Figura 1.2. Fonte fixa de emissão de poluentes para a atmosfera. ....	13
Figura 2.1. Aspecto de fonte fixa - fase preliminar à realização de amostragem pontual. ....	25
Figura 2.2. Aspecto de sonda de amostragem após caracterização em fonte com elevada concentração de partículas. ....	26
Figura 3.1. Distâncias ( $d_1$ , $d_2$ ) a considerar na selecção do local da toma de amostragem. ....	47
Figura 3.2. Exemplo de condições de amostragem inadequadas. ....	49
Figura 3.3. Trem para a amostragem de partículas segundo EPA 5 (“out stack”). ....	51
Figura 3.4. Medição de PTS pelo princípio de transmissão (feixes simples duplo) [Stromberg, 2001]. ....	58
Figura 3.5. Medição de PTS tendo como base o efeito tribo-eléctrico [Stromberg, 2001]. ....	60
Figura 3.6. Medição de PTS pelo princípio da luz oscilante [Stromberg, 2001] ....	61
Figura 3.7. Medição de PTS pelo princípio da luz reflectida [Stromberg, 2001]. ....	62
Figura 3.8. Espectro de absorção em emissões gasosas [Stromberg, 2001] ....	64
Figura 3.9. Sistema “In-Situ” de medição de NO, NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> e SO <sub>2</sub> por espectrofotometria UV [Stromberg, 2001] ....	65
Figura 3.10. Curvas de calibração de analisadores “in situ” de PTS [Stromberg, 2001] ....	67
Figura 4.1. Emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa em Portugal para o período 1990-2002 [Ferreira <i>et al</i> , 2004]. ....	72
Figura 4.2. Evolução das emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa no período 1990-2002 [Ferreira <i>et al</i> , 2004]. ....	72
Figura 4.3. Evolução das emissões de gases responsáveis indirectos pelo efeito de estufa e SO <sub>2</sub> 1990-2002 [Ferreira <i>et al</i> , 2004]. ....	73
Figura 4.4. Distribuição geográfica dos dados recolhidos. ....	83
Figuras 4.5. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos da Sondar. ....	84
Figuras 4.6. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos da Enarpur. ....	84
Figuras 4.7. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos do IDAD. ....	84
Figura 4.8. Factor de correcção em função do oxigénio medido. ....	92
Figura 4.9. Grau de cumprimento VLE. ....	94
Figura 4.10. Cumprimento legal de PTS por método semi-automático (a) e manual (b). ....	95
Figura 4.11. Cumprimento legal de CO por método automático (a) e manual (b). ....	96
Figura 4.12. Cumprimento legal de SO <sub>2</sub> por método automático (a) e manual (b). ....	96
Figura 4.13. Cumprimento legal de NO <sub>x</sub> por método automático (a) e manual (b). ....	97
Figura 4.14. Cumprimento legal de COT por método automático. ....	98
Figura 4.15. Cumprimento legal de Cl <sup>-</sup> por método manual. ....	99
Figura 4.16. Cumprimento legal de F <sup>-</sup> por método semi-automático (a) e manual (b). ....	99
Figura 4.17. Cumprimento legal de H <sub>2</sub> S por método automático (a) e manual (b). ....	100
Figura 4.18. Excedências totais metais pesados (1995-2004). ....	101
Figura 4.19. Análise da percentagem de fontes analisadas e futuramente sujeitas a VLE. ....	105
Figura 4.20. Evolução anual do número de fontes fixas sujeitas a monitorização em contínuo e respectivos sectores de actividade. ....	109



## Lista de Tabelas

Tabela 3.1. Referências utilizadas por laboratórios nacionais. ....	39
Tabela 3.2. Comparação entre as duas técnicas de localização do filtro na amostragem de partículas.....	51
Tabela 3.3. Normas Portuguesas, Europeias ou ISO para amostragens por métodos manuais .....	52
a) baseada no método USEPA 11; b) baseada na ISO 7934. ....	52
Tabela 3.4. Referências normativas para a realização de amostragens utilizando SAM .....	55
Tabela 3.5. Comparação entre técnicas de medição de velocidade em fontes fixas.....	56
Tabela 3.6. Comparação entre técnicas de medição de PTS em fontes fixas [Stromberg, 2001].	58
Tabela 4.1. Inventário dos dados recolhidos.....	82
Tabela 4.2. Número de ensaios compilados por laboratório, poluente e ano. ....	85
Tabela 4.3. Grau de cumprimento normas para colocação da toma de amostragem. ....	89
Tabela 4.4. Diâmetro interno médio de alguns tipos de fonte. ....	90
Tabela 4.5. Grau de cumprimento da velocidade mínima de saída dos gases .....	90
Tabela 4.6. Teores de oxigénio médios registados para alguns tipos de fonte e factores de correcção.....	92
Tabela 4.7. Análise da conformidade legal das emissões de fontes fixas em Portugal [Gomes, 2004]. ....	103

## Anexos

Figura A.1. Localização das fontes fixas por concelho -Sondar.....	134
Figura A.2. Localização fontes fixas por concelho - Enarpur .....	134
Figura A.3. Localização fontes fixas por concelho - IDAD .....	134
Tabela A.1. Factores de emissão para a indústria da pasta e papel [Bordado et al, 2002]. .....	136
Tabela A.2. Excedências aos VLE para os dois métodos contemplados .....	137
Tabela A.3. Excedências aos VLE para os metais pesados totais.....	138
Tabela A.4. Fontes com caudal de emissão superior ao limiar mássico mínimo (LMM). .....	139
Tabela A.5. Análise do cumprimento nacional dos Limiares Mássicos Mínimos propostos. ....	140

## Lista de Símbolos e Abreviaturas:

AFNOR - *Association Française de Normalisation*

ASTM - *American Society for Testing and Materials*

As - Arsénio

Al - Alumínio

Ag - Prata

BAT - *Best Available Technologies*

BSI - *British Standards Institution*

C - Concentração de partículas

CCDR - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional

Cd - Cádmió

CEE - Comunidade Económica Europeia

CEMS - *Continuous Emissions Monitoring Systems*

CEN - *Comité Européen de Normalisation*

CFC - Clorofluorocarbonetos

CH<sub>4</sub> - Metano

CLRTAP - *Commission for Long Range Transboundary Air Pollution*

CO - Monóxido de Carbono

CO<sub>2</sub> - Dióxido de Carbono

COT - Compostos Orgânicos Totais

COV - Compostos Orgânicos Voláteis

COVNM - Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos

Cr - Crómio

CT - Comissão Técnica

Cu - Cobre

d1 - Distância entre a toma de amostragem e a perturbação mais próxima, a montante desta

d2 - Distância entre a toma de amostragem e a perturbação mais próxima, a jusante desta

DGGE - Direcção Geral de Geologia e Energia

D.L. - Decreto-Lei

DMM - Dispositivos de Medição e Monitorização

E - Extinção

EC - *European Community*

ECI - Ensaio de Comparação Interlaboratorial

ECF - Elemental Chlorine Free  
EEA - *European Environmental Agency*  
EPA - *Environmental Protection Agency*  
EPER - *European Pollutants Emissions Register*  
*et al.* - e outros (do latim *et alia*)  
EU - *European Union*

Fe - Ferro

GFC - *Gas Filter Correlation*  
GIC - Grandes Instalações de Combustão

HC - Hidrocarbonetos  
HF - Ácido Fluorídrico  
HCl - Ácido Clorídrico  
Hc - Altura da chaminé calculada com base nas emissões da fonte  
Hg - Mercúrio  
Hp - Altura da chaminé calculada com base nos obstáculos próximos

I - Luz reflectida  
IA - Instituto do Ambiente  
IDAD - Instituto de Ambiente e Desenvolvimento  
IFC - *Interference Filter Correlation*  
INE - Instituto Nacional de Estatística  
INETI - Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial  
Io - Luz emitida  
IPAC - Instituto Português da Acreditação  
IPPC - *Integrated Pollution Prevention and Control*  
IPQ - Instituto Português da Qualidade  
ISO - *International Standardisation Organisation*  
ISQ - Instituto de Soldadura e Qualidade

K - Coeficiente de extinção  
kg - Quilograma  
kg.h<sup>-1</sup> - quilograma por hora [caudal mássico]

L - Comprimento do feixe óptico  
LMM - Limiar Mássico Mínimo

mg.Nm<sup>-3</sup> - miligramas por normal metro cúbico [concentração mássica normalizada]

m.s<sup>-1</sup> - metro por segundo [velocidade]

m<sup>3</sup> - metro cúbico

m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> - metro cúbico por hora [caudal]

mg - miligrama

MTD - Melhores Tecnologias Disponíveis

NDIR - *Non Dispersive InfraRed*

NEC - *National Emissions Ceiling*

NH<sub>3</sub> - Amónia

Ni - Níquel

NO - Monóxido de Azoto

NO<sub>2</sub> - Dióxido de Azoto

NO<sub>x</sub> - Óxidos de Azoto

NP - Norma Portuguesa

N<sub>2</sub>O - Óxido Nitroso

O - Opacidade

O<sub>2</sub> - Oxigénio

O<sub>3</sub> - Ozono

PAH - *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*

Pb - Chumbo

PCB - Policlorobifenis

PCDD - Policlorodibenzodioxina

PCDF - Policlorodibenzofurano

PCIP - Prevenção e Controlo Integrados de Poluição

PFC - PoliFluoroCarbonetos

PME - Pequenas e Médias Empresas

PNAC - Plano Nacional para as Alterações Climáticas

pt100 - Resistência de platina (100 Ohm)

PTS - Partículas Totais Suspensas

PM<sub>10</sub> - Massa de partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico equivalente < 10 µm

PM<sub>2,5</sub> - Massa de partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico equivalente < 2,5 µm

PM<sub>1,0</sub> - Massa de partículas em suspensão com um diâmetro aerodinâmico equivalente < 1,0 µm

PVC - Policloreto de Vinilo

Relacre - Rede de Laboratórios Acreditados

SAM - Sistemas Automáticos de Medição

SF<sub>6</sub> - Hexafluoreto de Enxofre

Sn - Estanho

SO<sub>2</sub> - Dióxido de Enxofre

SO<sub>3</sub> - Trióxido de Enxofre

T - Transmissão

Tad - tonelada de polpa seca (*Ton of air dried pulp*)

TCF - Total Chlorine Free

TEQ - Equivalentes Totais

TL - Tálcio

UE - União Europeia

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

UNECE - *United Nations Economic Commission for Europe*

UNFCCC - *United Nations Framework for Climate Changes*

VDI - *Verein Deutscher Ingenieure*

VLE - Valor Limite de Emissão

VIM - Vocabulário Internacional de Metrologia

Zn - Zinco

ZPE - Zona de Protecção Especial

# Capítulo 1

*“The European Environment Agency/European Topic Centre for Air and Climate Change have noted that the main future challenge for the European Community is to improve the data reporting procedures, in order to obtain more complete and timely UNECE/CLRTAP emission inventories at European Community level. The improvements cannot take place only at the EC level but should also involve the development of inventory systems in the member states.”*

In Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990-2002, EEA Technical Report (2004).

## 1. Introdução

O ar puro, que seria constituído unicamente por oxigénio e azoto, não existe na natureza [Mouvier, 1995]. De facto, o ar é continuamente sujeito a contaminações provenientes das mais diversas fontes, fontes essas que são tão numerosas como os grãos de areia. Os próprios grãos de areia podem tornar-se poluentes atmosféricos quando sujeitos a mecanismos de transporte específicos [Boubel *et al.*, 2004].

Uma das tarefas cruciais para uma definição de estratégias eficazes de gestão da qualidade do ar é, seguramente, a correcta avaliação qualitativa e quantitativa dos poluentes emitidos. Com base nessa análise, idealmente realizada em tempo real, poderia ser estabelecido um cenário bastante aproximado do que realmente é emitido pelo conjunto das fontes fixas industriais em Portugal, podendo os resultados contribuir para a definição de acções concretas de gestão da qualidade do ar. Estas acções poderiam passar, quer pelo estabelecimento de novos VLE (Valores Limite de Emissão), quer por quaisquer outras formas de combate ao fenómeno da poluição atmosférica que, directa ou indirectamente, nos afecta a todos nós, aos nossos “vizinhos” e, em última instância, ao único *habitat* que nos aceita - a Terra.

A Engenharia, como profissão, é fortemente influenciada pela responsabilidade assumida perante a sociedade. Esta responsabilidade deve ser dirigida para a protecção e melhoria dos níveis de saúde pública e bem estar social, necessitando ser sempre balizada por condicionantes ambientais [Davis, 2000]. Dada a emergência das atenções globais para os fenómenos originados pela introdução, por acção humana, de poluentes na atmosfera e a dificuldade em obter algumas informações reais acerca da evolução da situação nacional, surgiu a necessidade de realizar uma análise ao histórico das características das emissões nacionais, não apenas em termos de quais os poluentes lançados para o ar, mas contemplando também a identificação e quantificação das actividades mais relevantes e sua distribuição geográfica e, por fim, a identificação dos tipos de fontes com mais “peso” no total das emissões nacionais e suas principais características.

Com base na legislação em vigor, pareceu importante pesquisar quais os estudos já desenvolvidos nesta área para Portugal e, usando-os como ponto de partida, avançar para um estudo detalhado que se deseja que possa contribuir para mitigar o problema das emissões industriais, com a plena consciência de que esta é apenas uma fatia do “bolo” actual das emissões de poluentes para a atmosfera.

Com este trabalho pretende-se ainda proceder a uma comparação entre os resultados obtidos com o uso das diversas técnicas (ou metodologias) actualmente usadas para determinar as emissões industriais, nomeadamente: medição pontual por amostragem (contemplando métodos manuais e métodos automáticos) e monitorização em contínuo. O objecto principal deste estudo é a avaliação das emissões industriais e suas tendências, para além do estudo da forma como esta monitorização tem vindo a ser feita.

A monitorização é entendida como a análise das variáveis a estudar e que são obtidas, normalmente, realizando várias medições. Entre as funções da monitorização de emissões podemos destacar a recolha de informação e experiências como forma de melhorar o grau de conhecimento e estabelecer as bases para futuros projectos e entendimentos [Mitchell e Woodfield, 2004]. No



entanto, outras são as finalidades da realização de uma monitorização, como a caracterização de parâmetros físicos (temperatura, pressão e caudais, entre outros) e químicos (composição e concentrações) de efluentes, a optimização de processos produtivos e de sistemas de combustão, a avaliação do cumprimento de requisitos legais, a criação de normas e métodos de referência ou até a estimativa de incertezas associadas a determinados resultados.

Existem actualmente diferentes metodologias para realizar a medição e monitorização das emissões de poluentes para a atmosfera, variando entre si principalmente ao nível das técnicas de análise, dos equipamentos necessários e dos requisitos mínimos de desempenho (incerteza, linearidade, repetibilidade, reprodutibilidade) destes equipamentos. No entanto, para cada poluente existe, regra geral, um método aceite como sendo o método de referência para a sua determinação. Na maioria dos casos este método é manual.

A necessidade de adoptar metodologias internacionalmente aceites advém da necessidade de harmonização, transparência e gestão da qualidade e fiabilidade dos resultados obtidos.



Figura 1.1. Aspecto de unidade industrial em laboração.

Os resultados das medições de emissões são hoje solicitados para a definição de políticas ambientais, sendo num futuro indispensáveis também na verificação ao

nível do comércio de emissões e na (mais do que urgente) prestação do serviço de informação ao público ou partes interessadas.

Os dados recolhidos através de medições são o ponto de partida para a elaboração de inventários de emissões que usam os resultados quantificados de emissões de poluentes para o ambiente, por fontes identificadas, num determinado intervalo temporal. As emissões totais são, regra geral, o resultado do cálculo dos factores de emissão, obtidos na bibliografia ou, preferencialmente por análise estatística a partir das medições e monitorizações realizadas, multiplicados por características específicas da fonte e/ou da actividade a analisar (consumos médios de combustível, produção, etc.).

Os utilizadores habituais deste tipo de inventários são decisores nacionais e internacionais (União Europeia, Nações Unidas, etc.), autoridades competentes ao abrigo de Directivas comunitárias (Agências de Ambiente, autoridades locais, etc.), entidades interessadas (indústrias, associações sectoriais, associações ambientalistas, entre outras) e também o público (apenas para maior informação ou, quando caso disso, para acesso à justiça) [Mitchell e Woodfield, 2004].

Existem, contudo, dificuldades e limitações que surgem aquando da realização de um inventário. Logo à partida, a escassez de dados foi um obstáculo para o objectivo final de chegar a resultados quantitativa e qualitativamente caracterizados pela transparência, representatividade e alto grau de correcção. Este objectivo não colide de modo algum com o facto deste estudo estar, obviamente, sujeito a um processo de posterior melhoria contínua.

Como feliz coincidência, durante a elaboração da presente dissertação ocorreu a revogação da lei que vigorava em Portugal desde 1990 (durante 14 anos), tornando ainda mais aliciante a realização desta análise, uma vez que poderia ser avaliada a real eficácia da legislação agora revogada e a pertinência das alterações legais introduzidas pelo(s) novo(s) diploma(s). Para além desta análise, a perspectiva deste trabalho poder contribuir com um conjunto significativo de factos concretos para o debate acerca de um tema que, apesar de tudo, é ainda recente entre nós, serviu de mote à investigação realizada e cujos resultados são aqui apresentados.

O intuito desta dissertação é que nela esteja presente, não só o resultado da análise dos dados gentilmente facultados pelas entidades envolvidas, mas também a aplicação do sentido crítico de quem já realizou centenas de campanhas de amostragem em contexto real de trabalho, tendo em vista conferir a essa mesma análise uma mais valia realmente efectiva.

A primeira fase do trabalho consistiu numa recolha dos dados existentes em Portugal referentes às emissões de poluentes atmosféricos por fontes fixas industriais, tendo sido contactadas as entidades que pudessem, de alguma forma, possuir informação organizada e sistematizada em base de dados. Simultaneamente foi realizada uma pesquisa bibliográfica exaustiva, visando sobretudo trabalhos de investigação realizados, artigos publicados em revistas da especialidade, legislação nacional e comunitária, bem como inventários de poluentes, quer nacionais, quer europeus.



Figura 1.2. Fonte fixa de emissão de poluentes para a atmosfera.

Na segunda fase, foi feita a análise dos resultados dos diferentes estudos realizados até à presente data por diversos autores, a qual serviu como ponto de partida para o estudo cruzado do conteúdo das diferentes bases de dados

recolhidas para este efeito. Nesta intercomparação, tentou-se identificar os paralelismos e/ou as diferenças entre as diversas metodologias de medição e inventariação das emissões para a atmosfera e, simultaneamente, caracterizar um pouco da história recente da poluição atmosférica de origem industrial no nosso país.

O resultado final é um trabalho de cariz inovador no sentido em que se caracteriza por ter como base o maior conjunto de dados de medições compilado até hoje para investigação em Portugal, fruto de uma louvável cooperação inter-institucional. Apesar deste trabalho ter sido conseguido, é lícito questionar a actual escassez de dados organizados em suporte informático para um fácil acesso dos interessados, o que se afigura inadmissível ao nível das CCDR's, preocupante ao nível dos institutos e entristecedor ao nível das empresas privadas.

Os diferentes formatos das bases de dados recolhidas indiciam ainda que a elaboração destas é da exclusiva responsabilidade dos respectivos autores e a inexistência de um formato *standard* que facilmente poderia ser fiscalizado ou consultado para as mais distintas finalidades pode ser considerada, à partida, uma lacuna adicional.

A associação dos factos enunciados acima resulta, como é óbvio, na insuficiente informação passível de ser prestada ao público interessado, sendo este comportamento de abertura e transparência quase exclusivo de empresas ou entidades com SGA (Sistema de Gestão Ambiental) implementado, facto que urge alterar.

## Capítulo 2

### **2. Análise de instrumentos políticos e legais aplicáveis à gestão da qualidade do ar**

A pertinência da avaliação periódica da eficácia de uma legislação nacional é justificada, numa primeira instância, pela ausência de uma legislação europeia abrangente e clarificadora. Apesar da obrigatoriedade de transposição para o direito nacional das diversas directivas europeias, a manutenção de vários diplomas legais aplicáveis unicamente a cada um dos países do território europeu pode ser justificada pela especificidade intrínseca de cada uma das diferentes realidades em questão. Desta forma, cabe às autoridades ambientais máximas de cada um dos países promover a discussão periódica da eficácia do cumprimento da legislação de base, devendo essa discussão, sempre que se justificar, incentivar as alterações necessárias ao correcto desempenho ambiental. Uma vez que se encerrou em Julho de 2004 uma etapa do percurso histórico-legal nacional, com a revogação do Decreto-Lei n.º 352/90 e a adopção do novo Decreto-Lei n.º 78/2004, justifica-se a avaliação da eficácia do cenário anterior e a análise das alterações introduzidas. Serão, ao longo do presente estudo, colocadas ainda algumas questões e apresentadas sugestões para uma melhoria do funcionamento dos mecanismos legais e sua respectiva fiscalização, tendo como objectivo a optimização do actual sistema de gestão da qualidade do ar.

#### **2.1. Instrumentos políticos e económicos**

Durante milénios, devido ao carácter nómada das populações e à baixa densidade habitacional, após a utilização proveitosa dos recursos de

determinado local dava-se a migração, sempre com a crença no poder auto-depurador do meio ambiente. A água lavava tudo e o ar levava tudo.

Após a Revolução Industrial, devido à grande pressão exercida sobre o ambiente pelas novas actividades, foi crescendo a necessidade de adopção de uma filosofia reactiva de gestão ambiental baseada em sistemas de tratamento de fim-de-linha. Estas formas de tratamento não eliminam a poluição mas promovem a sua transferência de meio, sendo ainda hoje as estratégias geralmente mais utilizadas.

No final do Século XX começou-se a tentar inculcar a postura pró-activa de prevenção da poluição, baseada em alertas relativos à existência de problemas ambientais à escala global como a escassez de recursos considerados inesgotáveis (como o ar e a água limpos), o efeito de estufa, as alterações climáticas, a rarefacção da camada do ozono, entre outros. Uma nova ciência emerge, a Economia do Ambiente, considerando e quantificando pela primeira vez os bens e serviços que os ecossistemas prestam (biodiversidade e polinização, entre outras) acompanhando o tão falado desenvolvimento sustentável, conceito baseado em questões de solidariedade intra e inter-generacional. Os recursos naturais passam assim a ter valor de mercado, ficando sujeitos a condicionalismos de uso [Borrego *et al.*, 2000].

Um resumo das metodologias de internalização de custos (devido a impactes das actividades no ambiente) pode ser descrito da seguinte forma:

- a) Instrumentos de comando e controlo ou de regulamentação directa (ex: normas de emissão, normas tecnológicas, normas de qualidade ambiental, proibições, quotas e licenças de descarga);
- b) Instrumentos económicos e fiscais ou de mercado (ex: taxas de emissão, taxas diferenciadas sobre produtos, isenções fiscais, tarifas de utilização, subsídios, licenças transaccionáveis, sistemas de depósito e reembolso, seguros, títulos de garantia ambiental);
- c) Instrumentos de informação (ex: inventários de emissões, rótulo ecológico de produtos, certificação ambiental, bandeira azul);

Se estes mecanismos forem bem articulados e ajustados à realidade onde são aplicados podem originar progressos em cinco áreas-chave da política governativa: ambiente, inovação, competitividade, emprego e sistema fiscal. Já são conhecidos esforços realizados em alguns países para a realização de “reformas fiscais verdes” onde a tributação sobre “males sociais”, como a poluição, tendem a substituir alguns impostos sobre “bens sociais”, como o trabalho [Borrego *et al.*, 2000].

## **2.2. Legislação Nacional**

### **2.2.1. 1ª Fase – O Decreto-Lei 352/90 e a Portaria 286/93**

Em Portugal, apenas no final da década de 1980 (mais concretamente em 1987) apareceu o primeiro documento legal abrangendo a qualidade do ar e o ambiente. Foi a apelidada “Lei de Bases do Ambiente” - a Lei n.º 11/87. Esta “novidade” foi um dos primeiros frutos da entrada de Portugal, em 1986, na então CEE (Comunidade Económica Europeia), hoje UE (União Europeia). Excepções anteriores a este diploma foram a aceitação da Convenção de Montreal (para redução de compostos causadores da rarefacção da camada de ozono, como os CFC’s) e o Decreto-Lei 168/81 (que estabelecia valores limite para qualidade do ar na região de Sines, para PTS e SO<sub>2</sub>) [Gomes, 2004a].

Com efeito, a adesão do nosso País à União Europeia trouxe consigo a responsabilidade e o compromisso de transposição de diversas Directivas, originando documentos legais relevantes para o ambiente, em geral, e a qualidade do ar em particular.

No ano de 1990 foi publicado o Decreto-Lei n.º 352/90, que veio estabelecer os princípios de monitorização e controlo da qualidade do ar, identificar as autoridades competentes e definir sanções a aplicar a eventuais infractores. Desde logo se definiram três vectores distintos de actuação:

- i) emissões de fontes fixas;

- ii) emissões de fontes móveis;
- iii) qualidade do ar ambiente.

No que concerne às concentrações no ar ambiente, Portugal possui uma rede de medição da qualidade do ar com uma distribuição espacial em revisão e expansão que serve o objectivo de avaliar o cumprimento dos valores guia e dos valores limite estabelecidos por lei, para o ar ambiente. Os limites em vigor são transpostos de directivas Europeias segundo o critério da protecção da saúde pública e abrangem PTS, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub> e Pb [Gomes, 2004a].

Para a gestão da rede de monitorização de qualidade do ar foram criadas entidades com competência regional, hoje designadas CCDR's (Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional), localizadas no Norte (Porto), Centro (Coimbra), Lisboa e Vale do Tejo (Lisboa), Alentejo (Évora) e Algarve (Faro). Estas entidades reportam os dados obtidos ao IA (Instituto do Ambiente), autoridade máxima neste domínio.

No que concerne ao vector das emissões provenientes de veículos móveis, o sistema instalado em Portugal é também semelhante ao implementado no restante território Europeu, tendo vindo a ser complementado com a transposição de Directivas comunitárias no que diz respeito à redução do teor de alguns componentes nos combustíveis, nomeadamente enxofre no gasóleo e chumbo na gasolina. Este sistema consiste numa primeira aprovação de protótipos de veículos antes da sua circulação e posterior inspecção periódica, estando actualmente sob a tutela da Direcção Geral de Viação [Gomes, 2004a].

Quanto aos poluentes emitidos por fontes fixas existem, desde 1993, valores limites de emissão (VLE), estabelecidos de acordo com o poluente, sector industrial e tipo de fonte específica, devendo ser avaliados num sistema de autocontrolo por parte da entidade emissora. Como é facilmente compreendido, a fixação dos VLE não depende duma relação directa entre a saúde dos indivíduos expostos e a concentração de poluentes emitida na fonte, devido ao decaimento da concentração dos poluentes provocado pela dispersão atmosférica. Esta dispersão depende de mecanismos mais ou menos complexos influenciados por parâmetros meteorológicos diversos, assim como das condições



de emissão dos poluentes nas respectivas fontes fixas. Estes VLE são, conseqüentemente, definidos com base no estado de avanço das tecnologias disponíveis, entendidas como MTD (Melhores Tecnologias Disponíveis) ou BAT (“*Best Available Technologies*”), sendo “naturalmente” menores na Alemanha do que em Espanha ou Portugal, por exemplo.

No caso da Portaria 286/93 é possível observar uma previsão do aperfeiçoamento das tecnologias no que diz respeito ao valor-limite de aplicação geral para o dióxido de enxofre, contida no Anexo IV. Este valor-limite é de 6200 mg.Nm<sup>-3</sup> para 1993 e vai decrescendo até aos 2700 mg.Nm<sup>-3</sup> após o ano 2000, em função do teor de enxofre nos combustíveis. Esta redução acontece uma vez que o teor de enxofre nos gases de combustão é função do teor de enxofre presente nos combustíveis fósseis [Gomes, 2001].

Cabe então, segundo a Portaria 286/93, à entidade emissora comunicar os resultados das medições de autocontrolo às autoridades competentes, em tempo útil. O atraso de 3 anos na definição dos VLE para a legislação nacional resultou do desentendimento, quanto a esta matéria, entre as autoridades ambientais nacionais e os representantes dos sectores industriais. Foi então feita a ressalva de que os valores limite definidos em 1993 fossem aplicados a instalações novas, sendo dado um prazo de 2 anos para que as instalações já existentes em 1993 se adaptassem à nova legislação. Assim sendo, em 1995 todas as instalações teriam que respeitar os VLE da Portaria 286/93 [Gomes, 2004a].

Para além dos VLE de aplicação geral, foram também definidos alguns VLE para certos sectores específicos da actividade industrial, nomeadamente, açúcar, cortiça, pasta de papel, química, adubos, PVC, asfalto, negro-de-fumo, vidro, cerâmica estrutural, cimento, cal e gesso, fibrocimento e amianto, ferro e aço, metais não ferrosos, pilhas e produção de electricidade.

Segundo esta Portaria as medições a efectuar nas chaminés dos estabelecimentos industriais devem ser realizadas de acordo com duas diferentes abordagens: em fontes emitindo baixos caudais de poluentes as medições devem ser realizadas duas vezes por ano, ao passo que fontes que emitam acima de determinados caudais mássicos são obrigadas a realizar

monitorização em contínuo com analisadores *on-line* (“*in situ*”). Os responsáveis pelas unidades industriais onde se encontram as primeiras devem reportar os seus resultados às CCDR’s da sua região enquanto os responsáveis pelas segundas são obrigados a reportar os seus dados ao IA.

Considerando que os VLE’s foram definidos com base nas medições que originaram o inventário de emissões de 1992 e com base nas MTD’s da altura, era lógico que fosse necessário realizar uma reavaliação a estes valores, dada a quantidade significativa de mudanças ocorrida desde então [Gomes, 2004a]. Com a publicação desta Portaria (286/93) “nasceu” um conjunto de erros de análise que, devido a uma naturalmente curta percepção da realidade que se estava ainda a descobrir, vigoram até hoje. E vigorarão até que nova Portaria (complementar ao D.L. 78/2004) seja publicada. Entre os aspectos actualmente mais controversos da Portaria 286/93, para os responsáveis por laboratórios de medição de emissões, destacam-se: o teor volúmico de O<sub>2</sub> de referência (8%) para as fontes enquadradas no regime da aplicação geral, que aplicado aos resultados de exaustões e alguns tipos de fontes de combustão incrementa exponencialmente os resultados finais; a correcção das concentrações de poluentes da mesma fonte para teores de oxigénio de referência distintos; a necessidade urgente de definição de novos VLE mais ajustados às MTD’s actuais e aos novos combustíveis já generalizados, como o gás natural.

Numa comparação realizada pelo IDAD - Instituto de Ambiente e Desenvolvimento - acerca da aplicabilidade de diversas legislações nacionais em vigor, nomeadamente, em Portugal, Espanha, França, Itália e Holanda, analisaram-se os dados de cerca de 300 amostragens em fontes fixas, realizadas ente 1995 e 2001, abrangendo os poluentes NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e partículas, tendo-se constatado que a legislação portuguesa é pouco restritiva e ineficiente no que diz respeito ao intuito da redução das emissões. Pelo contrário, as legislações holandesa e Italiana são as mais restritivas e eficientes no controlo dos três poluentes analisados [Coutinho *et al.*, 2001a].

Concluiu-se, então, ser urgente a revisão da legislação em vigor respeitante à emissão de poluentes para a atmosfera. Foi ainda sugerido que a futura

legislação devesse ter um limite mássico abaixo do qual as indústrias poderiam emitir qualquer concentração de poluentes. Acima deste limite seria necessário definir limites de concentração mássica mais restritivos que servissem de garantia da qualidade do efluente gasoso. Sem a correcta especificação deste caudal mássico limitativo não é possível desenvolver, segundo os autores, uma política ambiental eficiente que estabeleça o equilíbrio salutar entre os proveitos ambientais e os custos do cumprimento das obrigações legais [Coutinho *et al.*, 2001a].

Outra constatação deste mesmo estudo foi a ausência, no panorama europeu, de legislação comum focando o tema das emissões de poluentes por pequenas e médias indústrias. As legislações nacionais de cada país são baseadas em conceitos particulares, o que origina grandes diferenças ao nível das exigências legais.

É ainda importante salientar que a qualidade do ar é directamente afectada pelas emissões existindo, no entanto, uma interacção não linear com as condições topográficas e meteorológicas que devem ser consideradas para estimar o impacto da libertação de poluentes para a atmosfera. Assim sendo, é totalmente aceitável ter diferentes imposições legais em diferentes países se a dimensão industrial e distribuição espacial das fontes forem significativamente distintas [Coutinho *et al.*, 2001].

A conclusão do projecto de “Documentos base sobre a estratégia de prevenção da poluição atmosférica” [Borrego *et al.*, 2000] refere também que a análise das legislações nacionais de outros países revelou diplomas mais complexos do que o português, o que dificultou uma primeira abordagem mas, por outro lado, revelou uma maior proximidade com a realidade, podendo levar a uma aplicação mais eficaz e menos dúbia. Para os autores deste estudo, conclui-se que a imposição de um limiar mássico associado a um VLE conduzirá à fiscalização de todas as fontes que emitam quantidades significativas, permitindo que as pequenas indústrias com emissões insignificantes não sejam controladas. Tal critério serviu já de orientação à definição de um programa de auto-controlo que visa o controlo diferenciado para as pequenas, médias e grandes fontes

emissoras. Também na análise das alturas mínimas a que as chaminés industriais devem obedecer, revelou-se bastante difícil comparar as fórmulas de cálculo analisadas devido à complexidade e à diversidade dos critérios definidos [Borrego *et al.*, 2000]. Sugeriu-se ainda que o futuro diploma regulamentador das emissões atmosféricas seguisse os princípios aplicáveis da Directiva IPPC e das Directivas NEC's e GIC's e que fosse articulado com o Decreto-Lei 276/99 da Qualidade do Ar. Para que este novo diploma fosse aplicável, abrangedor e claro foi considerado fulcral o diálogo entre aqueles que serão obrigados a aplicá-lo e os obrigados a cumpri-lo [Borrego *et al.*, 2000].

A Directiva GIC - Grandes Instalações de Combustão (Directiva n.º 2001/80/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro), transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 178/2003, de 5 de Agosto, veio estabelecer limitações às emissões de dióxido de enxofre, óxidos de azoto e partículas provenientes de emissões de combustão com potência térmica nominal igual ou superior a 50 MW, independentemente de ser utilizado combustível sólido, líquido ou gasoso, desde que estas instalações se destinem à produção de energia. Este instrumento legal surge no quadro da estratégia comunitária de redução da poluição atmosférica, tendo em conta que a evolução tecnológica tornou possível não só conceber instalações novas menos poluentes como melhorar as instalações existentes.

Outros diplomas relevantes que durante este período foram publicados e que dizem respeito ao estabelecimento de VLE para as emissões atmosféricas de fontes fixas são apresentados em seguida [URL 1: <http://www.dre.pt>, Março 2006]:

- Portaria 240/92, de 25 de Março, relativa aos VLE para incineração de óleos usados;
- Portaria 1058/94, de 2 de Dezembro, relativa ao VLE de NO<sub>x</sub> em unidades de cogeração;
- Portaria 125/97, de 21 de Fevereiro, relativa aos VLE incineração de resíduos sólidos urbanos;

- Decreto-Lei n.º 273/98, de 2 de Setembro, relativo aos VLE para instalações de incineração de resíduos perigosos;
- Decreto-Lei n.º 242/2001, de 31 de Agosto, relativo às emissões de COV para o ambiente, resultantes da aplicação de solventes orgânicos.

### **2.2.2. 2ª Fase - O Decreto-Lei 78/2004 e a(s) nova(s) Portaria(s)**

O início da revisão do Decreto-Lei n.º 352/90 foi desencadeado com a publicação do Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, que visa definir as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar, relativas à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Posteriormente foi ainda publicado o Decreto-Lei n.º 242/2001, de 31 de Agosto, que tem por objecto a redução dos efeitos directos e indirectos das emissões de COV para o ambiente, resultantes da aplicação de solventes orgânicos, em certas actividades e instalações, bem como dos riscos potenciais dessas emissões para a saúde humana e para o ambiente.

Para concluir a revisão do diploma legal inicial e instituir o novo enquadramento legislativo da política de gestão do ar em Portugal, foi publicado, em 3 de Abril, o Decreto-Lei n.º 78/2004, cujas inovações se destinam a adaptar ao progresso técnico-científico as disposições anteriormente estabelecidas [Gomes, 2004b].

Das diversas alterações introduzidas podem-se resumir as principais diferenças para com o seu “predecessor” a dez aspectos importantes, que introduzem um novo conjunto de hábitos que deverá ser rapidamente apreendido por todos os operadores do sector da Poluição Atmosférica:

#### 1) Âmbito de aplicação (Artigo 3.º)

Enquanto na última década nos temos habituado a considerar o sector industrial como um dos grandes responsáveis pelas emissões de poluentes para a atmosfera e as atenções têm, naturalmente, incidido sobre este sector, eis que o âmbito

da aplicação do conjunto de direitos e deveres legais se vê estendido a outras actividades, nomeadamente:

- a) Produção de electricidade e ou de vapor;
- b) Manutenção e reparação de veículos;
- c) Pesquisa e exploração de massas minerais;
- d) Instalações de combustão integradas em estabelecimentos comerciais ou de serviços, entre os quais os de prestação de cuidados de saúde, os de ensino e instituições do Estado;
- e) Actividades de armazenagem de combustíveis.

São, contudo excluídas do âmbito de aplicação deste diploma:

- f) As instalações de combustão com uma potência térmica nominal igual ou inferior a 100 kWth (kilowatts térmicos), excepto no que respeita ao disposto sobre os tectos de emissão nacionais;
- g) Os geradores de emergência, excepto no que respeita ao disposto sobre os tectos de emissão nacionais. No entanto, o operador fica obrigado a possuir registos actualizados do n.º de horas de funcionamento e consumos de combustíveis anuais;
- h) Os sistemas de ventilação;
- i) As instalações ou parte delas, utilizadas exclusivamente para investigação, desenvolvimento ou experimentação de novos produtos ou processos.

São dispensadas da monitorização (Artigo 21.º) as fontes pontuais associadas a instalações que funcionem menos de 25 dias/ano ou menos de 500 horas/ano, tendo todavia que realizar pelo menos uma medição pontual que demonstre que os VLE não são excedidos em mais de 50%.

## 2) Monitorização pontual das emissões (Artigo 19.º)

A monitorização pontual das emissões continua a ter que ser realizada duas vezes em cada ano civil, agora com a ressalva de ter que existir um intervalo mínimo de 2 meses entre cada medição. Esta medida vem impedir a realização, por exemplo, de duas medições na mesma fonte no mesmo dia, algo que era permitido pelo anterior diploma.



Figura 2.1. Aspecto de fonte fixa - fase preliminar à realização de amostragem pontual.

### 3) Fontes múltiplas (Artigo 19.º)

Introduz-se, pela primeira vez, o conceito de “fontes múltiplas” (conjunto de fontes pontuais em tudo idênticas) abrindo-se a possibilidade de proceder ao autocontrolo com carácter rotativo, num número representativo de fontes pontuais de acordo com a matriz do Anexo I do D.L. 78/2004, estimando-se as emissões das restantes fontes com base num factor de emissão médio, calculado a partir das fontes caracterizadas. A aplicação desta premissa impede, contudo, a extensão da periodicidade de monitorização para 3 anos.

#### 4) Aplicação de VLE (Artigo 17.º)

Os Valores Limite de Emissão a respeitar são os constantes das Portarias conjuntas dos Ministérios da Economia, da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente (com excepção das Grandes Instalações de Combustão e das instalações abrangidas pelo D.L. 242/2001). Uma vez que essa(s) Portaria(s) ainda não foram publicadas, a prática e o bom senso têm remetido todas as comparações para a Portaria 286/93. No entanto, torna-se urgente a publicação da(s) nova(s) Portaria(s), de modo a corrigir erros sistemáticos de análise (ex: correcção das concentrações de poluentes para um teor volúmico de oxigénio de referência mais aproximado do realmente possível) que continuam a ser cometidos e a adaptar as exigências legais à evolução das realidades decorrentes do uso das Melhores Técnicas Disponíveis.



Figura 2.2. Aspecto de sonda de amostragem após caracterização em fonte com elevada concentração de partículas.

#### 5) Limiar mássico mínimo (Artigo 19.º)

Quando se constatar que o caudal mássico de emissão de um poluente é, de forma consistente (termo definido, no dicionário da língua portuguesa, como



estável ou duradouro) inferior ao seu “limiar mássico mínimo - valor do caudal mássico de um dado poluente atmosférico abaixo do qual não é obrigatório o cumprimento do respectivo VLE”, definido na Portaria n.º 80/2006, de 23 de Janeiro, pode a monitorização pontual das emissões desse poluente ser realizada apenas de 3 em 3 anos, desde que a instalação mantenha inalteradas as suas condições de funcionamento. Contudo, refere-se no artigo 27.º que as fontes que, “com a instalação a funcionar à sua capacidade nominal, registem um caudal mássico inferior ao limiar mássico mínimo” para um determinado poluente, ficam isentas da obrigação de cumprimento de qualquer VLE. Uma análise ao cumprimento dos diferentes LMM é realizada mais adiante no Capítulo 4.

#### 6) Comunicação de resultados (Artigo 23.º)

A comunicação de resultados da monitorização pontual, à CCDR competente ou ao IA, tem de ser efectuada no prazo de 60 dias seguidos contados da data da realização das amostragens, estendendo para o dobro o prazo concedido pelo anterior diploma em vigor, 30 dias.

#### 7) Recurso a laboratório externo acreditado (Artigo 23.º)

Para a obtenção dos valores que se querem fiáveis e representativos, pode qualquer entidade realizar as suas medições recorrendo, uma vez de três em três anos a um laboratório externo acreditado.

Para além deste facto, é de referir que, de acordo com o Artigo 22.º, os métodos de medição, recolha e análise das emissões de poluentes, sem prejuízo da aplicação de normas europeias (CEN - Centro Europeu de Normalização) ou nacionais, serão fixados em Portarias conjuntas que fixarão também os VLE aplicáveis às fontes de emissão abrangidas. Estas Portarias ainda não foram publicadas, passados que estão já 2 anos sobre a publicação do D.L. 78/2004.

#### 8) Velocidade mínima associada ao caudal efectivo (Artigo 29.º)

É definido, pela primeira vez, um valor mínimo de velocidade de descarga dos poluentes para a atmosfera. Assim, se o caudal efectivo de uma fonte pontual for inferior a  $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  a sua velocidade deve ser superior a  $4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , aumentando este valor mínimo para  $6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  no caso de caudais efectivos superiores a  $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

#### 9) Cálculo da altura de chaminés (Artigo 30.º)

A fórmula de cálculo da altura das chaminés é remetida para uma Portaria conjunta dos Ministérios da Economia, da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas e das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Ora, se no caso da aplicação dos VLE a situação não é muito grave, visto já existir uma Portaria que pode socorrer os interessados, neste caso estivemos, durante cerca de meio ano, perante novo vazio legal, uma vez que a única fórmula de cálculo para a altura de chaminés se encontrava num Decreto-Lei de 1990 (D.L. 352/90), entretanto revogado.

Há, contudo, algumas regras definidas já no presente diploma:

- a) as chaminés não podem ter altura inferior a 10 metros, salvo nos casos em que a entidade licenciadora aprove uma altura diferente para a chaminé;
- b) nos casos em que os caudais mássicos de todos os poluentes sejam inferiores aos respectivos limiares mássicos mínimos (desde que a cota máxima seja superior, em 3 metros, à cota máxima do obstáculo próximo mais desfavorável);
- c) nos casos de chaminés de centrais betuminosas móveis a mais de 100 metros de habitações (podendo apresentar uma altura de 8 metros, desde que respeitem o VLE sectorial para partículas);
- d) nos casos de chaminés de *hottes* laboratoriais (cota máxima superior, em pelo menos 1 m, à cota máxima do respectivo edifício) e nos casos das

chaminés de estufas de secagem de madeira e de folha de madeira da indústria da fileira da madeira (cota máxima superior, em pelo menos 1 m, à cota máxima do obstáculo mais desfavorável).

A Portaria n.º 263/2005, de 17 de Março, veio preencher este vazio legal e definir as regras de cálculo para a altura final das chaminés industriais. São agora calculadas duas alturas, uma com base nas emissões da fonte ( $H_p$ ) e outra com base nos obstáculos próximos ( $H_c$ ), tendo em conta a dependência entre fontes da mesma instalação. A altura a adoptar,  $H$ , será a maior das alturas calculadas. Casos há, no entanto, em que é necessário realizar estudos de dispersão de poluentes antes da definição da altura da chaminé, nomeadamente para fontes categorizadas como GIC, instalações em áreas protegidas ou ZPE, instalações onde os limiares de alerta da qualidade do ar sejam susceptíveis de serem violados ou ainda fontes que excedam os caudais mássicos definidos na mesma Portaria.

#### 10) Conteúdo dos relatórios de autocontrolo (Anexo II)

No anexo II está claramente definida a informação mínima a colocar no relatório de autocontrolo, sem estar no entanto definida a categoria profissional, habilitações ou qualquer outro elemento condicionante para aqueles que o emitem.

#### **2.2.3. As obrigações internacionais assumidas**

Portugal assumiu responsabilidades a nível internacional, que incidem nas emissões de poluentes para a atmosfera, cujo cumprimento importa avaliar periodicamente. Entre estas obrigações encontra-se o cumprimento da Directiva IPPC (ou PCIP) e a participação no EPER (*European Pollutants Emissions Register*), o cumprimento da Directiva Tectos e o cumprimento dos objectivos traçados aquando da ratificação do Protocolo de Quioto.

A Directiva 96/61/EC, de 1996, mais conhecida como Directiva PCIP - Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (ou, em inglês, IPPC) veio estabelecer a obrigatoriedade de 562 empresas nacionais apresentarem os seus registos de emissões para que o nosso país possa responder às exigências do EPER [Decisão da Comissão 2000/479/EC, 2000]. Por outro lado, estas unidades devem desencadear o processo de obtenção da licença ambiental para que o prazo previsto (2007) não seja excedido, caso contrário serão forçadas a parar a laboração. Até Abril de 2004 apenas 34 licenças foram emitidas pelo IA [URL 2: <http://www.iambiente.pt>, Janeiro 2005], visto que os requisitos necessários não foram preenchidos pelos outros “candidatos”. Para que a licença ambiental seja obtida devem ser cumpridos os VLE associados às MTD que podem ser encontradas nos BREF, documentos de referência que estão a ser elaborados, desde 2000, pelo Gabinete Europeu da IPPC. O primeiro exercício (2003) foi concluído com a participação de 309 empresas que responderam ao inquérito do IA, tendo apenas sido validados 280 questionários, por escassez de informação dos demais. Os principais sectores em falta foram a produção de fitofarmacêuticos e biocidas, produção de explosivos e curtimento de peles. O IA sublinha que a fluidez deste processo se vê emperrada pela resistência à partilha da informação por parte de muitos industriais, pela formalidade processual, pela escassez de meios, e pela falta de experiência e conhecimento por parte das empresas. Contrariando a ideia de que as empresas de maiores dimensões se encontram mais alerta para a temática ambiental, as respostas recebidas foram provenientes de 48 microempresas, 78 empresas de pequena dimensão, 93 de média dimensão e apenas 54 empresas de grandes dimensões.

O registo EPER contempla a emissão de 37 poluentes para o ar e 26 para a água, perfazendo um total de 63. Pode-se concluir, numa análise simplificada do documento disponibilizado pelo IA [URL 2: <http://www.iambiente.pt>, Janeiro 2005], que o NO<sub>x</sub> é emitido sobretudo por instalações de combustão com capacidade superior a 50 MW (58%), seguindo-se a produção de clínquer (18%) e que o SO<sub>x</sub> também tem a sua cota de emissão maior também resultante de instalações de combustão com uma potência calorífica superior a 50 MW (74%) seguindo-se as refinarias de petróleo e de gás. Quanto aos restantes poluentes a

informação é escassa e disseminada por diversos sectores. Este inventário anual deve ser enviado à União Europeia de três em três anos. Daí que o próximo relatório EPER deva ser enviado à EU em 2006, relativo ao triénio 2004-2006. Após 2008 a periodicidade deverá ser anual.

Outra das Directivas a que Portugal tem de dar resposta cabal é a Directiva Tectos [Instituto do Ambiente, 2002a]. De acordo com esta Directiva cada Estado-membro deve desenvolver um programa nacional para as emissões de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COVNM e NH<sub>3</sub>. Assim, até 2010, Portugal terá de respeitar os tectos de emissão que lhe foram atribuídos: 160 kt SO<sub>2</sub>, 250 kt NO<sub>x</sub>, 180 kt COVNM e 90 kt NH<sub>3</sub>. As emissões destes gases acidificantes foram analisadas e foi elaborado um documento técnico que avalia a viabilidade de cumprimento destes limites para 2010. Para cumprir com o cenário estipulado o nosso país terá de realizar esforços de redução de 54% para as emissões de SO<sub>2</sub>, 13% para o NO<sub>x</sub> e 22% para os COVNM, relativamente ao ano 2000. Por sua vez, as emissões de NH<sub>3</sub> foram, em 2000, inferiores 7,1kt ao tecto nacional de emissão. A conclusão principal é que o país tem condições para cumprir o cenário estipulado para o NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>, devendo ser tomadas medidas adicionais para garantir o cumprimento do objectivo para os COVNM. A solução poderá passar pela substituição de produtos de base solvente por produtos de base aquosa, através de instrumentos económicos. Deverá ser ainda potenciada a aplicação de recuperadores de vapor nos postos de abastecimento de veículos a gasolina, entre outras medidas que conduzam à redução efectiva das emissões de COVNM [Instituto do Ambiente, 2002a].

Relativamente à emissão de gases responsáveis pelo aumento planetário do “efeito de estufa” (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFC, PFC e SF<sub>6</sub>) Portugal, em conjunto com a União Europeia, ratificou em 31 de Maio de 2002 o Protocolo de Quioto. Nesta declaração de objectivos o nosso país foi, de entre todos os da UE, aquele ao qual coube a maior fatia de aumento das emissões de GEE. De facto, enquanto a UE no seu todo terá que realizar um esforço para reduzir as suas emissões, relativamente ao referencial de 1990, em 8%, Portugal tem permissão para aumentar as mesmas emissões em 27%. A justificação para tal concessão foi o

atraso evolutivo do país relativamente aos seus congéneres europeus, o que pressupõe uma fase de expansão industrial, e não só, para o período até 2008-2012.

São três os mecanismos definidos que visam assegurar o cumprimento, pelos Estados-membros, dos objectivos assumidos em equipa [Lopes, 2004]:

### 1) Comércio de Emissões

- Possibilidade de transacção de direitos de emissão, entre países com compromissos de redução assumidos, para cumprimento desses mesmos objectivos
- Indicação de que o comércio de emissões deve ser suplementar em relação às acções domésticas

### Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)

- Possibilidade de elevar o objectivo de 2008-2012, por via da redução de emissões conseguida através da concretização de projectos, certificados perante uma entidade institucional, em países não envolvidos em compromissos quantificados (não Anexo I à UNFCCC) [Lopes, 2004]
- Os projectos poderão ser conduzidos pelas Partes à Convenção ou por entidades públicas ou privadas

### Implementação Conjunta (IC)

- Mecanismo semelhante ao MDL mas entre países ou entidades públicas ou privadas de países do Anexo I à Convenção, com a diferença que se verifica não uma aquisição de direitos, mas uma transferência de quota.

A Directiva foi publicada em 2003 (2003/87/CE). Basicamente, os sectores abrangidos são semelhantes aos presentes na Directiva IPPC, com excepção da cerâmica que está representada por um número maior de empresas.

Num recente relatório da EEA onde aparece, pela primeira vez, o resultado do esforço de redução das emissões de gases com efeito de estufa, para a “nova” UE composta por 25 Estados-membro, podemos verificar que o nosso País continua no pelotão da frente no *ranking* dos países que mais afastados estão de cumprir com o seu compromisso de honra, juntamente com a Espanha, Itália, Irlanda, Áustria e Finlândia [EEA, 2005]. Este incumprimento, a verificar-se no final do prazo estipulado, manchará de forma vincada o “bom nome” e a credibilidade de Portugal, sendo mais um legado que os nossos responsáveis políticos actuais deixarão às gerações vindouras para resolver...

O PNALE - Programa Nacional de Alocação de Licenças de Emissão, regulamentado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 119/2004, de 31 de Julho, é o instrumento responsável pela atribuição de licenças de emissão em território nacional. Portugal é responsável por apenas 0,3% das emissões totais de GEE, enquanto a totalidade da EU representa 24,2% deste total. O esforço no cumprimento destes objectivos afigura-se, contudo, longe de dar os resultados pretendidos, conforme se apresenta no capítulo 4, devendo ser feita referência ao estabelecido como penalização caso ocorram situações de incumprimento. Assim, está prevista a aplicação de coimas e demais sanções, proporcionais ao nível de incumprimento, definidas da seguinte forma:

- 40 Euros/ton CO<sub>2</sub>, em 2005-2007;
- 100 Euros/ton CO<sub>2</sub>, em 2008-2012;
- o quantitativo de direitos de emissão em falta será deduzido ao contingente inicial do período seguinte;
- publicitação de eventuais não cumpridores.

Para que este mercado funcione a previsão dos valores a adoptar entre 10 e 30 euros por tonelada de CO<sub>2</sub> (cerca de 1,3 mil milhões ton CO<sub>2</sub>/ano (UE), a cerca de 20 euros a ton, perfaz um valor estimado inicial de 26 mil milhões de euros).

Se apenas 33% dos direitos de emissão forem transaccionados por ano, estaremos perante um novo mercado europeu capaz de movimentar 8,5 mil milhões de euros por ano em transacções [Barroso, 2003].

As previsões para Portugal são, para o período entre 2008 e 2012, um objectivo global de emissão de aproximadamente 80 Mton CO<sub>2</sub>/ano. Uma vez que a percentagem correspondente às instalações cobertas pelo mercado de emissões é de 40%, estaremos perante um mercado que engloba aproximadamente 32 Mton CO<sub>2</sub>/ano. Se o valor médio de cada tonelada de CO<sub>2</sub> for de 20 euros, o valor global inicial previsível do mercado é de cerca de 640 Milhões de euros/ano. No seguimento do exercício anterior, se apenas 1/3 dos direitos de emissão forem transaccionados estaremos perante um novo mercado que transaccionará um valor aproximado de 210 Milhões de euros por ano [Barroso, 2003].

O PNAC - Plano Nacional de combate às Alterações Climáticas [Instituto do Ambiente, 2002b] é o instrumento técnico-político que dá corpo, como o nome indica, à estratégia de combate às alterações climáticas, incorporando o conjunto de políticas e medidas e respectivos instrumentos para atingir o objectivo de redução das emissões de GEE, num determinado horizonte temporal. A sua primeira versão foi publicada em Dezembro de 2001 e os seus principais objectivos são:

- quantificar o esforço de redução para cumprimento dos compromissos assumidos;
- identificar as responsabilidades sectoriais em termos de emissões de GEE;
- apresentar o conjunto de políticas e medidas (inter)sectoriais para controlo e redução de GEE, e respectivos instrumentos, no curto, médio e longo prazo, explicitando a sua eficácia ambiental, o esforço orçamental necessário para a sua implementação e, sempre que possível, os seus impactos micro e macro-económicos;
- evidenciar os princípios e condições de política que promovam a sua implementação



- identificar a participação do país nos mecanismos de flexibilidade preconizados no Protocolo de Quioto;
- definir o seu sistema de monitorização e revisão.

Várias foram as acções sugeridas, bem como o potencial de redução das emissões de CO<sub>2</sub> (Mton CO<sub>2</sub>) que lhes está associado. Entre estas medidas destacam-se:

- produção de electricidade a partir de fontes de energia renováveis;
- substituição de combustíveis e de centrais;
- implementação de unidades de cogeração;
- criação de um programa de gestão da procura energética;
- aumento da eficiência do sector electroprodutor;
- redução e controlo das emissões nos sectores industriais de grande intensidade carbónica;
- redução de emissões nas PME nacionais

Todos estes esforços de redução são posturas reactivas (algumas delas, forçadas) aos vários cenários de futuros impactes ambientais resultantes da emissão de poluentes para a atmosfera, por acção antropogénica. Com efeito, as conclusões do Projecto SIAM (*Scenarios, Impacts and Adaptation Measures*) [URL 2: <http://www.iambiente.pt>, Janeiro 2005] relativas à avaliação dos impactes da mudança climática em Portugal são claras. Para o período 2000-2100, prevê-se um aumento da temperatura entre 4 e 7°C e um decréscimo da precipitação, com maior incidência nas zonas centro e sul, com alteração do padrão da distribuição da precipitação (decrécimo substancial na Primavera e aumento no Inverno). As principais vulnerabilidades ou mudanças esperadas no nosso país são:

- aumento dos problemas de planeamento e gestão dos recursos hídricos associados à redução das disponibilidades de água, ao aumento da variação sazonal do escoamento, ao aumento das necessidades de água

para o sector agrícola e ao agravamento dos problemas de cheias e de qualidade da água;

- a subida do nível médio do mar nas costas portuguesas, estimada entre 25 cm e 110 cm, o que põe em risco cerca de 67% das zonas costeiras;
- a diminuição da precipitação na Primavera e no Verão, o que fará aumentar as necessidades de água para irrigação e afectar as culturas de sequeiro, e por outro, o aumento das concentrações de CO<sub>2</sub> irá provavelmente estimular o crescimento das plantas;
- ao nível da saúde humana, onde poderão aumentar as mortes relacionadas com períodos prolongados de temperaturas elevadas, a um acréscimo das doenças transmitidas pela água, alimentos ou outros vectores (mosquitos, roedores);
- o aumento do risco de incêndios florestais, enquanto a ocorrência de Invernos mais quentes e de concentrações de CO<sub>2</sub> mais elevadas poderão conduzir a uma aumento da produtividade da floresta em certas zonas do país;
- o aumento da temperatura superficial do mar e as mudanças no regime dos ventos que deverão alterar a distribuição e a abundância dos organismos marinhos e do seu alimento na costa portuguesa.

Como se pode facilmente constatar, o desafio é bastante elevado. Resta-nos a nós provar que estamos à altura.

## Capítulo 3

### 3. Medição das emissões de poluentes em fontes fixas

A medição das emissões de poluentes atmosféricos é obrigatória por lei e pode ser realizada com recurso a métodos manuais, automáticos ou semi-automáticos [Santos, 2003]. O tipo de equipamentos, as referências normativas, as técnicas de análise aplicadas, as incertezas associadas e outras semelhanças e diferenças entre os vários métodos são o objecto da análise do presente capítulo.

#### 3.1. Laboratórios de caracterização de emissões atmosféricas

A oferta nacional de serviços de caracterização de emissões atmosféricas é hoje assegurada por cerca de dezena e meia de laboratórios acreditados e um número sensivelmente semelhante de laboratórios não acreditados. Dentro dos ensaios acreditados podemos distinguir níveis distintos de abrangência dessa mesma acreditação: ensaio completo (amostragem e análise) ou apenas amostragem ou análise [IPQ, 2004]. Numa análise aos certificados de acreditação dos 15 laboratórios acreditados existentes no início de 2005, constatou-se que a metodologia seguida para a determinação dos vários poluentes é diversa. Foi ainda encontrado um número significativo de incoerências e de concessões que são, no mínimo, questionáveis. Efectivamente, constatou-se que os laboratórios que recorrem exclusivamente a métodos de amostragem e análise manuais são cerca de um terço (5), ao passo que os restantes recorrem já a sistemas automáticos ou semi-automáticos de medição. Quanto às referências normativas pelas quais se encontram acreditados os ensaios prestados por todos estes laboratórios, verificou-se que a determinação do teor de humidade é realizada pelo método EPA 4, a determinação da emissão de metais pesados é realizada segundo o método EPA 29 e a calibração de analisadores automáticos de partículas (vulgo “opacímetros”) é realizada de acordo com a norma NP ISO

10155. E apenas nestes três ensaios se verifica a homogeneidade “teórica” de procedimentos. Quanto aos restantes cerca de 15 ensaios para os quais existem laboratórios acreditados, podemos verificar na Tabela 3.1 a heterogeneidade de metodologias adoptadas.

Tabela 3.1. Referências utilizadas por laboratórios nacionais [URL 3: <http://www.ipq.pt>, Janeiro 2005].

Ensaio	Referência	N.º Lab's
Amostragem	EPA 1	3
Amostragem (O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> )	NP ISSO 10396	4
Massa molecular	EPA 3	4
	EPA 3 A	1
Velocidade e caudal volumétrico	NP ISO 10780	3
	EPA 2	5
Determinação de H <sub>2</sub> O	EPA 4	8
Determinação de PTS	EPA 5	6
	EPA 17	3
	ISO 9096	9
Determinação de CO	NP ISO 10396	6
	ISO 12039 (c/ NP ISO 10396)	3
	EPA 10	1
Determinação de CO <sub>2</sub>	NP ISO 10396	6
	ISO 12039 (c/ NP ISO 10396)	3
	EPA 3 A	1
Determinação de O <sub>2</sub>	NP ISO 10396	6
	ISO 12039 (c/ NP ISO 10396)	3
Determinação de NO <sub>x</sub>	NP ISO 10396	6
	ISO 10849 (c/ NP ISO 10396)	3
	EPA 7E	1
	EPA 7	1
Determinação de SO <sub>2</sub>	NP ISO 10396	6
	ISO 7935 (c/ NP ISO 10396)	3
	EPA 8	3
	EPA 6C	1
	EPA 6	1
	prNP 4353	1
Determinação de H <sub>2</sub> S	NP 4340	2
	EPA 11	2
Determinação de COV/COT/HC	EPA 25A	6
	EN 13526	3
	EN 12619	1
	EPA 18	1
	P.O. PID	1
	NP ISO 10396	1
Determinação de F <sup>-</sup>	EPA 26A	4
	EPA 13B	4
	EPA 13A	2
Determinação de Cl <sup>-</sup>	EPA 26A	4
	EN 1911	4
Calibração analisadores PTS <i>in situ</i>	NP ISO 10155	4
Determinação de metais pesados	EPA 29	7
Determinação de Pb	EPA 12	1

Foram, nesta análise, identificadas as seguintes incoerências:

- 1) Existem laboratórios acreditados para a determinação de poluentes por normas aplicáveis apenas ao processo de amostragem (Ex: NP ISO 10396), enquanto que outros laboratórios complementam esta norma de amostragem com uma norma de definição das características mínimas de desempenho no que à análise diz respeito, para o mesmo poluente;
- 2) Existem laboratórios acreditados para a determinação de um poluente por normas que não contemplam a determinação desse poluente, nem sequer a sua amostragem (Ex: laboratórios acreditados para analisar hidrocarbonetos pela NP ISO 10396, norma exclusivamente de amostragem e que não inclui, até à data, os hidrocarbonetos no seu âmbito...);
- 3) Existem laboratórios que se encontram acreditados por métodos internos (sendo questionável a sua validação) e, de forma absurda, por projectos de norma datados de há 8 anos atrás (Ex: P.O. PID para COV e prNP4353:1997 para SO<sub>2</sub>). Convém salientar que, em última instância, um projecto de norma pode ser todo reformulado, corrigido ou abandonado, não fazendo qualquer sentido a acreditação por projectos de norma mas sim, impreterivelmente, por normas aprovadas e publicadas.

Na actualidade assiste-se a uma perigosa promiscuidade e deslealdade entre o sector público e o sector privado. Na área do ambiente, cerca de 75% dos laboratórios são privados. No entanto, vários são os incentivos e apoios adicionais de que os institutos públicos podem beneficiar, relativamente aos seus congéneres do sector privado, nomeadamente ao nível da aquisição de equipamentos e de instalações, benefícios fiscais, exclusividade ou facilidade de acesso a determinados instrumentos de apoio económico, entre outros. Este financiamento de alguns laboratórios com dinheiros públicos acentua os sintomas de desigualdade institucional e origina o caricato cenário de alguns laboratórios, nomeadamente os privados, financiarem as diferentes actividades dos seus concorrentes do sector público, através dos seus impostos. A “tradicional” alegação dos responsáveis por institutos, caracterizados por estatutos de

”entidades sem fins lucrativos”, quando questionados acerca deste facto é que o seu funcionamento é equiparado ao de uma empresa, logo, a consciência não pesa...

A fraca exigência de ensaios ou calibrações acreditadas é também um sério problema. Portugal é, segundo um recente inquérito promovido pela EUROLAB (Associação Europeia de Laboratórios), o país em que o peso dos ensaios ou calibrações acreditados por exigência regulamentar é menor. Esta permissividade legal leva a que seja relativamente fácil a qualquer operador instalar-se num mercado com muito poucas regras, não sentindo a obrigatoriedade de acreditar o seu laboratório de ensaios, podendo assim levar a cabo uma política de preços que pode pôr em causa a viabilidade de quem, por investir bastante mais na qualidade, não pode ser competitivo ao nível dos preços praticados nestas condições.

Existem ainda alguns factos que são reveladores da situação em que se encontra a regulação de toda a actividade destes operadores. Em primeiro lugar, o Laboratório de Referência do Instituto do Ambiente [URL 2: <http://www.iambiente.pt>, Janeiro 2006], aquele que deveria ser, tal como o seu próprio nome indica, a referência do sector ainda não se encontra acreditado para a caracterização de emissões atmosféricas. Em segundo lugar, o IPQ, actual IPAC, passou recentemente por uma fase de perda do seu reconhecimento a nível internacional como organismo nacional de acreditação, alegadamente devido à mudança de orgânica. Estes factos devem servir como ponto obrigatório de reflexão acerca do trilho e demais “atalhos” que têm sido seguidos e de qual o rumo efectivo a tomar para uma mais eficiente regulação deste sector de actividade, que se aponta como decisivamente imperativa.

### **3.2. Metodologias aplicáveis**

O Decreto-Lei n.º 78/2004, objecto de análise no capítulo anterior, vem estabelecer o regime de prevenção e controlo das emissões de poluentes para a atmosfera. Este diploma legal refere, no seu artigo 22º, que os métodos de

medição, recolha e análise das emissões de poluentes atmosféricos emitidos por fontes pontuais serão fixados em Portaria (ainda não publicada), sem prejuízo da aplicação de outras normas europeias (CEN) ou nacionais. Neste diploma legal estabelece-se ainda a obrigatoriedade destas emissões serem monitorizadas duas vezes em cada ano civil, com um intervalo mínimo de dois meses entre medições.

Se por um lado, na situação acima descrita, nos encontramos perante um “vazio legal” por falta de publicação de uma Portaria que define as metodologias a aplicar, já no Decreto-Lei n.º 242/2001, de 31 de Agosto, que tem por objecto a redução dos efeitos directos e indirectos das emissões de Compostos Orgânicos Voláteis (COV) para o ambiente, resultantes da aplicação de solventes orgânicos, se podem encontrar os métodos adequados para as determinações de COV, sendo que as Normas Europeias nele constantes já foram aprovadas e serão, num futuro muito próximo Normas Portuguesas [Santos, 2005a].

Paralelamente, o Decreto-Lei n.º 178/2003, de 5 de Agosto, que tem por objecto estabelecer limitações às emissões para a atmosfera de certos poluentes provenientes de grandes instalações de combustão, no seu Anexo VIII, “Métodos de medição de emissões”, refere também claramente que:

*“Quando não forem exigidas medições em contínuo, exigir-se-ão medições descontínuas de 6 em 6 meses, pelo menos. Como alternativa para avaliar a quantidade dos poluentes referidos presentes nas emissões, podem ser utilizados processos de medição adequados, que deverão ser verificados e aprovados pelo Instituto do Ambiente. Tais processos deverão utilizar as normas CEN pertinentes logo que estejam disponíveis. Caso não estejam disponíveis normas CEN, aplicar-se-ão normas ISO, normas nacionais ou normas internacionais que assegurem o fornecimento de dados de qualidade científica equivalente.”*

Convém salientar que o Documento de orientação para a implementação do EPER, de Novembro de 2000 (mais conhecido por Guia EPER da Direcção Geral do Ambiente da Comissão Europeia), complementar ao D.L. n.º 194/2000, de 21 de



Agosto, que tem por objecto a prevenção e o controlo integrados da poluição provenientes de certas actividades e o estabelecimento de medidas destinadas a evitar ou reduzir as emissões dessas actividades para o ar e outros meios, inclui no Apêndice 3, uma lista indicativa dos métodos de medição para o ar, descritos adiante neste texto. Por último, convém mencionar o ainda não publicado *draft* do documento CEN TC 264 WI 063 (19-1) “*Air Quality - Measurements of stationary source emissions - Application of the standard EN ISO/IEC 17025:2000 to periodic stack measurements*”, que recomenda claramente qual a hierarquia de normas e metodologias que poderão servir de directrizes a esta actividade num futuro muito próximo [Santos, 2005a]. Com efeito, as referências normativas produzidas pelos diversos organismos variam sobretudo ao nível da validação prática dos resultados obtidos e que conduziram à sua publicação. As normas CEN são unanimemente tidas como as mais “robustas”, uma vez que são sujeitas a um processo de validação prática [European Commission, 2003]. Contudo, outros referenciais mantêm a sua importância uma vez que ainda há poluentes para os quais não existe nenhuma norma CEN. Se a adopção de uma referência normativa não é resultado de obrigatoriedade legal (o recurso a normas CEN pode ser obrigatório em algumas Directivas europeias), então as normas existentes devem ser seleccionadas, testadas e aplicadas pela seguinte ordem preferencial:

- 1) CEN - *Committé Européen de Normalisation*;
- 2) ISO - *International Standardisation Organisation*.

Se a substância em questão não se encontrar abrangida por nenhuma referência proveniente dos organismos acima referidos, podem ser usados métodos presentes em metodologias puramente nacionais, entre elas, ASTM, AFNOR, BSI, DIN, USEPA ou VDI. O CEN encontra-se num período de acentuada actividade, tendo sido recentemente aprovadas as seguintes referências:

- EN 14789:2005 - O<sub>2</sub> - Automático - Paramagnetismo;
- EN 14790:2005 - H<sub>2</sub>O - Manual - Gravimetria;
- EN 14791:2005 - SO<sub>2</sub> - Manual - Cromatografia iónica ou titulação (Thorin);
- EN 14792:2005 - NO<sub>x</sub> - Automático - Quimiluminescência;

- CEN/TS 14793:2005 - Procedimentos de validação intralaboratorial de métodos alternativos;
- EN 14181:2004 - Garantia de qualidade de equipamentos automáticos.

Outros documentos que servirão de base para toda a actividade de medição de poluentes atmosféricos, actualmente em processo de elaboração na TC264 do CEN são:

- prEN 15259: “Air quality - Measurements of stationary source emissions - strategy, planning and reporting”;
- prEN 15267: “Stationary source emissions - Certification of automated measurement systems: - Performance specifications and test procedures”;
- “Air quality - Measurements of stationary source emissions - Guidelines for the elaboration of standardised methods”.

De acordo com estas normas, as técnicas de realização de amostragens pontuais para a determinação das emissões de poluentes para a atmosfera por fontes fixas podem ser divididas em técnicas com recurso a métodos manuais ou técnicas com recurso a métodos automáticos. Foi, para efeitos comparativos, feita ainda a classificação de algumas técnicas como semi-automáticas, uma vez que o controlo do isocinetismo na amostragem é automático, sendo a posterior análise do material amostrado realizada em laboratório.

A metodologia clássica emprega métodos manuais, cujo referencial normativo original se baseia nos métodos promulgados pela EPA - *Environmental Protection Agency* [URL 4: <http://www.epa.gov>, Janeiro 2006] dos EUA, sendo a base para as normas subsequentes aprovadas quer pela ISO - *International Standardisation Organisation* [URL 5: <http://www.iso.org>, Março 2006], quer pelo CEN - Comité Europeu de Normalização [URL 6: <http://www.cenorm.be>, Março 2006]. Estes são também, compreensivelmente, os métodos classificados como “de referência”, devendo a metodologia divergente ser testada e validada por comparação com estas técnicas.

No entanto, com o evoluir do conhecimento técnico, novos equipamentos automáticos, compactos e portáteis foram surgindo, tendo sido aprovados e validados em testes em que provaram a sua fiabilidade e reprodutibilidade dos resultados, existindo hoje diversas normas e métodos aplicáveis à caracterização das emissões com recurso a métodos automáticos. Neste capítulo apresenta-se um resumo das normas e métodos mais usados no nosso país para a determinação das concentrações e dos caudais mássicos de poluentes emitidos por chaminés industriais. É de destacar, no capítulo da Normalização, o trabalho realizado até à presente data pela Comissão Técnica de Normalização do Instituto do Ambiente, responsável pela transposição das normas europeias (CEN) e internacionais (ISO) mais adequadas para a determinação das emissões de poluentes para a atmosfera. Presentemente, são já várias as Normas Portuguesas (NP) aprovadas e publicadas, sendo a sua adopção facultativa para todos os laboratórios de medição [URL 3: <http://www.ipq.pt>, Março 2006].

Contudo, situações há em que os referenciais normativos não acompanham a evolução técnica, como é o caso da determinação de ácido sulfídrico. Actualmente, para a determinação do teor de H<sub>2</sub>S existe apenas uma metodologia reconhecida a nível nacional e internacional [Santos e Catarino, 2005; Catarino, 2005]. Esta referência data de 1978, é baseada no método 11 (manual) da EPA (destinado a ser aplicado apenas em refinarias de petróleo), tendo sido já transposta para Norma Portuguesa pela NP 4340:1998. Actualmente existem já no mercado diversos equipamentos automáticos de medição de H<sub>2</sub>S em fontes fixas. Contudo, os laboratórios que os utilizam vêem-se limitados na sua utilização, pois a determinação de H<sub>2</sub>S com recurso a métodos automáticos, apesar de teoricamente válida, não é reconhecida pelas entidades acreditadoras, dada a ausência de uma referência normativa que valide o recurso a SAM para a realização deste ensaio. Para colmatar esta lacuna e outras similares, devem os laboratórios interessados levar a cabo ensaios de comparação inter e intra-laboratorial, segundo a CEN/TS 14793:2005, de modo a validar as técnicas de medição empregues, submetendo posteriormente os resultados desses ensaios à apreciação de entidades normalizadoras para aprovação do novo método alternativo proposto.



### 3.3. Condições de monitorização

Vários são os cuidados a observar na localização da toma de amostragem para que a amostragem seja representativa, principalmente no caso de sistemas com mais do que uma fase (por exemplo sólidos ou líquidos no meio de gases). Deve-se garantir que a toma seja colocada suficientemente afastada de perturbações no escoamento (obstáculos ou exaustão), de preferência num troço vertical. Estas condições garantirão que o fluxo seja aproximadamente “imperturbado”, ou seja, livre de turbulência, devendo ser observadas as disposições normativas apresentadas na NP 2167:1992 (actualmente em processo de revisão). Caso tal não seja exequível, devem ser observadas as disposições da EN 13284-1 (futura Norma Portuguesa), ISO 9096 ou do método EPA 1.

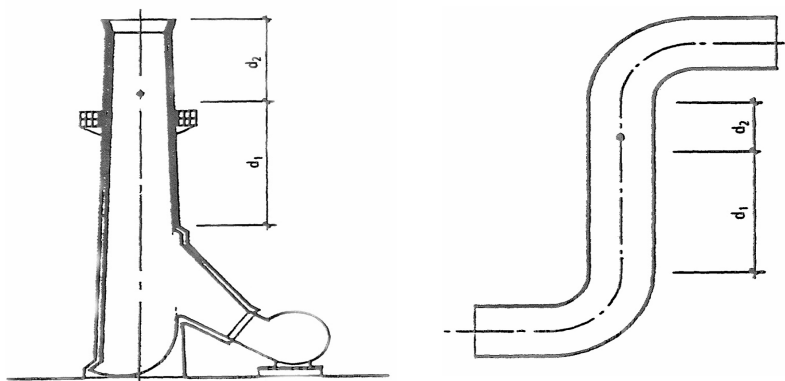


Figura 3.1. Distâncias ( $d_1$ ,  $d_2$ ) a considerar na selecção do local da toma de amostragem.

Geralmente os requisitos para a caracterização do escoamento são cumpridos em secções da conduta com, pelo menos, cinco diâmetros hidráulicos de conduta recta a montante do plano de amostragem ( $d_1$ ) e dois diâmetros hidráulicos a jusante ( $d_2$ ) (veja-se Figura 3.1). No caso do topo de uma chaminé devem ser adoptados cinco diâmetros hidráulicos para ‘ $d_2$ ’. Estas são as premissas da futura Norma Portuguesa e podem ser encontradas nas actuais normas de medição de partículas (ISO 9096 e EN 13284-1).

A actual NP 2167 obriga a que a toma esteja afastada, no mínimo, cerca de oito diâmetros hidráulicos da perturbação mais próxima a montante e dois diâmetros hidráulicos da perturbação imediatamente a jusante (podendo esta ser a saída da chaminé).

Mais permissiva é a colocação da toma de amostragem segundo o método EPA 1, podendo esta ser instalada a uma distância mínima de dois diâmetros hidráulicos da última perturbação imediatamente a montante e a meio diâmetro hidráulico da perturbação imediatamente a jusante.

Em 2005 entrou em vigor a norma UNE EN 1856-1: “Requisitos para chaminés metálicas. Parte 1: chaminés modulares”. Neste documento, de cariz obrigatório a partir de Abril de 2005, define-se chaminé como “sistema com conduta interior metálica, utilizado para conduzir os produtos da combustão a partir de qualquer aparelho até à atmosfera exterior e, portanto, inclui todos os demais termos de uso comum no mercado, tais como tubos de chaminés, condutores de fumos, tubagens de chaminés, sistemas de evacuação ou escape, condutas, etc...”. Esta definição exclui da alçada desta norma todas as chaminés não metálicas ou não pertencentes a sistemas de combustão. Todas as fontes abrangidas por esta norma passam a estar obrigadas a instalar chaminés modulares com marca CE, devendo o fabricante das mesmas realizar em laboratório os ensaios destinados à avaliação da conformidade do produto que se propõe vender. O símbolo da marca CE deve estar visível, junto com o número de identificação do organismo credenciado, o número da norma correspondente e a designação do produto [Fernandez, 2005]. A designação estabelece as características mais importantes da chaminé, como a temperatura de funcionamento, o nível de estanquicidade, a pressão admissível, a resistência aos condensados, à corrosão e ao fogo hollin, o tipo exacto de material e a distância mínima obrigatória a materiais combustíveis.

Todos estes requisitos de cariz construtivo devem ser sempre verificados antes da realização de qualquer tipo de amostragem para avaliação do risco inerente à mesma. Os resultados duma determinada amostragem e a sua qualidade estão sempre intimamente relacionados com o grau de segurança proporcionado aos técnicos que a executam. A *Source Testing Association*, associação britânica que

se tem destacado na promoção do conhecimento relacionado com este sector de actividade recomenda, no seu Guia para a Avaliação de Risco [Source Testing Association, 2005], que a avaliação periódica das condições das fontes fixas, sobretudo das suas plataformas de trabalho, deve ser da responsabilidade do operador que deverá manter um registo actualizado de todos os factos e incidências a assinalar. Os técnicos responsáveis pela realização das amostragens devem fazer uma avaliação de risco inicial após a recepção do Relatório de Inspeção da Plataforma, devendo recusar-se a executar o trabalho caso o operador não mantenha este registo actualizado. Por cá a situação é muitíssimo diferente, não se vislumbrando qualquer desenvolvimento no que a esta matéria diz respeito, num futuro próximo.



Figura 3.2. Exemplo de condições de amostragem inadequadas.

### 3.4. Metodologia recomendada para amostragens por métodos manuais

As técnicas ou métodos manuais caracterizam-se por serem consideradas absolutas, uma vez que não utilizam sistemas electrónicos (sujeitos a diversas interferências nestas situações) mas sim métodos de química analítica por via húmida. As amostragens são extractivas, ou seja, consistem em retirar uma amostra representativa dos gases na emissão contendo o poluente que se pretende analisar. Este poluente é concentrado num meio apropriado e transportado para o laboratório a fim de ser doseado por métodos instrumentais ou manuais. O doseamento consiste, na maioria dos casos, numa análise de poluentes em meio líquido e/ou na análise de compostos orgânicos por cromatografia de fase gasosa [Gomes, 2001].

Uma vez que estes métodos são extractivos devem ser garantidas as condições operatórias de modo a que se possa introduzir uma sonda no fluxo de gases.

O equipamento *standard* de amostragem é constituído pelos componentes cujas funções se descrevem abreviadamente em seguida [Gomes, 2001]:

- A velocidade dos gases na exaustão é obtida através da pressão diferencial que, por sua vez, é medida com um tubo de pitot tipo S ou tipo L ligado a um micromanómetro; a temperatura é usualmente medida por um termopar ou pt100;
- A massa molecular média de gás pode ser estimada usando um tradicional analisador de Orsat para medida dos teores em CO, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>;

Para a determinação das emissões de partículas podem ser seguidas duas metodologias de amostragem, com posterior determinação gravimétrica. Na metodologia “*out stack*”, a sonda de amostragem deve ter o exterior em aço resistente a altas temperaturas e o interior pode ser de aço, quartzo, vidro ou titânio, consoante os poluentes a amostrar. A sonda deve ser aquecida para evitar a condensação da amostra e estar ligada a um porta-filtros contendo o filtro que reterá a matéria particulada. Este porta-filtros também está no interior de uma caixa aquecida para evitar a condensação. Todo o interior do



bocal, sonda e porta-filtros deve ser lavado no final de cada amostragem e o resultado da lavagem deve ser incluído no resultado final. Na metodologia “*in stack*”, o porta-filtros encontra-se na extremidade da sonda que é introduzida na chaminé, não sendo necessário o aquecimento da sonda ou lavagem do interior para o ensaio de determinação de partículas. O aquecimento da sonda é necessário se for realizada a determinação do teor de humidade simultaneamente.

Tabela 3.2. Comparação entre as duas técnicas de localização do filtro na amostragem de partículas.

	Vantagens	Desvantagens
“ <i>In stack</i> ”	aquecimento desnecessário; lavagem desnecessária.	fácil colmatação na presença de teores elevados de humidade.
“ <i>Out stack</i> ”	ideal para humidades elevadas.	aquecimento obrigatório; lavagem obrigatória.

A amostra segue o seu percurso em direcção a um conjunto (trem) de borbulhadores contendo água ou uma solução absorvente imersa em banho de gelo para provocar a condensação da amostra. Esta unidade é ligada a um sistema de aspiração constituído por uma bomba de vácuo, válvulas de controlo de caudal, um vacuómetro, um contador de gás, termómetros para controlo da temperatura da amostra e um orifício calibrado.

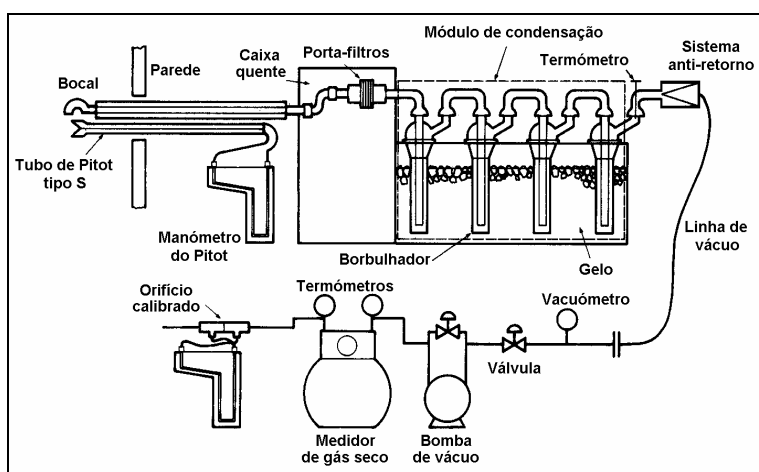


Figura 3.3. Trem para a amostragem de partículas segundo EPA 5 (“*out stack*”).

O sistema acima descrito destina-se a garantir a execução de amostragens isocinéticas, permitindo a representatividade na caracterização de fontes contendo mais do que uma fase. O isocinetismo é o coeficiente que traduz o equilíbrio entre a velocidade dos gases no escoamento e a velocidade de sucção da amostra. A representatividade da amostra é garantida, ou seja, a concentração de poluentes na amostra é idêntica à concentração de poluentes no escoamento, quando o valor do isocinetismo está compreendido entre 90 e 110 % (ou 95 e 115 % segundo ISO 9096 e EN 13284-1). Este tipo de amostragem relativamente complexo é necessário para escoamentos bifásicos e trifásicos, podendo no entanto ser utilizadas simplificações da técnica para sistemas monofásicos [Gomes, 2001].

Na Tabela 3.3 apresentam-se as Normas Portuguesas, Europeias ou ISO existentes para a realização de amostragens em fontes fixas por métodos manuais.

Tabela 3.3. Normas Portuguesas, Europeias ou ISO para amostragens por métodos manuais

a) baseada no método USEPA 11; b) baseada na ISO 7934.

Norma	Data	Poluentes	Técnica analítica
NP 4340 <sup>a)</sup>	1998	H <sub>2</sub> S	Volumetria
NP 4353 <sup>b)</sup>	1998	SO <sub>2</sub>	Titulometria
NP ISO 10155	1999	Calib. PTS contínuo	Gravimetria
NP ISO 10780	1999	Velocidade e caudal	Tubo pitot
EN ISO 1948	1996	Dioxinas e furanos	Fotometria
EN 13211	2001	Mercúrio total (Hg)	
EN 13284:1	2001	PTS (baixas concentrações)	Gravimetria
EN 13649	2001	Det. COV individuais	GC-FID
ISO 9096	1999	PTS	Gravimetria
ISO 11564	1998	NO <sub>x</sub>	Fotometria
EN 14385	2004	Metais: As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl e V	AAS/ICP-OES/ ICP-MS

### **3.5. Metodologia recomendada para amostragens por métodos automáticos e semi-automáticos**

A NP ISO 10396:1988 - “Emissões de fontes fixas - Amostragem para a determinação da concentração de gases por métodos automáticos” tornou-se um documento importante na área por estabelecer as premissas a que deve obedecer um equipamento automático destinado à amostragem de poluentes atmosféricos [Santos, 2005a].

Outras normas nesta área foram já transpostas para Normas Portuguesas, nomeadamente:

- NP ISO 10780:2000 - “Qualidade do ar - Emissões de fontes fixas - Medição da velocidade e do caudal volumétrico de correntes gasosas em condutas”;
- NP ISO 10155:2000 - “Emissões de fontes fixas - Monitorização automática da concentração mássica de partículas. Características de funcionamento, métodos de ensaio e especificações”;
- NP 4348:1997 - “Emissões de fontes fixas - Determinação da concentração em massa de dióxido de enxofre. Características de funcionamento de métodos de medição automáticos”
- NP 4340:1998 - “Qualidade do ar - Fontes fixas. Determinação do teor em sulfureto de hidrogénio”.

Outras referências normativas que serão, a curto prazo, Normas Portuguesas, são as que dizem respeito à determinação de Compostos Orgânicos Totais e Partículas Totais:

- EN 13526:2001 - “Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of total gaseous organic carbon in flue gases from solvent using processes - Continuous flame ionisation detector method”;
- EN 12619:1999 - “Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of total gaseous organic carbon at low concentrations in flue gases - Continuous flame ionisation detector method”

- EN 13284-1:2001 - “Stationary source emissions - Determination of low range mass concentration of dust - Part 1: Manual gravimetric method”

Neste último caso o método é manual. No entanto, uma vez que já existem no mercado amostradores isocinéticos automáticos, considerou-se pertinente enquadrá-lo nos métodos semi-automáticos de amostragem, uma vez que apenas a análise é manual (gravimétrica).

Com a transposição destas referências normativas para documentos nacionais restará a lacuna da transposição de normas que definam os critérios a seguir para a determinação automática do teor de humidade e para a análise (não só para a amostragem) de gases resultantes de processos de combustão. No entanto, se para a determinação da humidade é relativamente consensual o recurso ao método EPA 4 (manual), já no caso dos gases de combustão (com excepção do SO<sub>2</sub>) a metodologia (apesar de não estar transposta para Norma Portuguesa pois as respectivas normas CEN ainda se encontram em fase de preparação) deveria já ser a recomendada no “Guia EPER” e que consta da Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Referências normativas para a realização de amostragens utilizando SAM

Ensaio	Norma/Método	Referência Legal
Amostragem	NP ISO 10396:1988 - “Emissões de fontes fixas - Amostragem para a determinação da concentração de gases por métodos automáticos”	
Velocidade e Caudal Volumétrico	NP ISO 10780:2000 - “Qualidade do ar - Emissões de fontes fixas - Medição da velocidade e do caudal volumétrico de correntes gasosas em condutas”	
	ISO 14164:1999 - Stationary source emissions - Determination of the volume flowrate of gas streams in ducts - Automated method. International Standardisation Organisation.	
Compostos Orgânicos Voláteis	EN 12619:1999 - “ Fontes de emissão fixas - Determinação da concentração em massa de carbono orgânico gasoso total, para baixas concentrações nos gases de emissão - Método de ionização de chama contínua”	Guia EPER
	EN 13526:2001 - “Emissões de fontes fixas - Determinação em contínuo da concentração mássica de carbono orgânico total em altas concentrações nos efluentes gasosos pelo método de ionização de chama”	D.L. 242/2001 Guia EPER
	EPA 25 - “Determinação das emissões de compostos orgânicos totais não metânicos expressos em carbono”	D.L. 242/2001
	EPA 25-A - “Determinação da concentração de compostos orgânicos gasosos totais pelo método de ionização de chama”	
	EPA 25-B - “Determinação da concentração de compostos orgânicos gasosos totais, pelo método de infravermelhos não dispersivo.”	
	EPA 18 - “Medição das emissões de compostos orgânicos por cromatografia gasosa”	
EPA 21 - “Determinação de fugas de compostos orgânicos voláteis.”		
Partículas totais * (como base para o cálculo de PM10)	EN 13284-1:2001 - “Fontes de emissão fixas - Determinação da concentração em massa de partículas totais, para baixas concentrações (<20 mg/m <sup>3</sup> )”	Guia EPER
	ISO 9096:1992 - “Fontes de emissão fixas - Determinação da concentração e caudal mássico do material particulado existente na conduta - Método manual gravimétrico (>50 mg/m <sup>3</sup> )”	
	NP ISO 10155:2001 - “Emissões de fontes fixas - Monitorização automática da concentração mássica de partículas. Características de funcionamento, métodos de ensaio e especificações”	
Óxidos de Azoto	ISO 10849:1996 - “Fontes de emissão fixas - Determinação da concentração em massa de óxidos de azoto - Características de desempenho dos métodos de medição automáticos.”	Guia EPER
Óxidos de Enxofre	NP 4348:1997 - “Emissões de fontes fixas - Determinação da concentração em massa de dióxido de enxofre. Características de funcionamento de métodos de medição automáticos”.	
	ISO 7935:1992 - “Fontes de emissão fixas - Determinação da concentração em massa de óxidos de enxofre - características de desempenho dos métodos de medição automáticos.”	Guia EPER
Mercúrio (Hg)	EN 14884:2005 - “ Determinação de mercúrio total por AMS”	

### 3.5.1. Metodologias de medição em contínuo (“in situ”)

Sempre que o caudal mássico máximo permissível (presente na Portaria 286/93) de alguns poluentes for excedido há a necessidade de proceder à monitorização em contínuo através de analisadores “in situ” instalados nas chaminés. Estes equipamentos são geralmente automáticos e algumas das tecnologias usadas são aqui apresentadas, sendo a análise centrada sobretudo nos analisadores actualmente instalados em Portugal.

#### 3.5.1.1. Medição de velocidade

A Tabela 3.5. permite uma comparação entre as tecnologias usadas para a medição da velocidade por analisadores em contínuo [Stromberg, 2001].

Tabela 3.5. Comparação entre técnicas de medição de velocidade em fontes fixas.

No.:	Classificação	Tecnologia			
		Pressão diferencial (PITO-T)	VENTURI	Térmica (Fio ou Bolbo quente)	Ultrassónico
		1 2 3 4 5 6	1 2 3 4 5 6	1 2 3 4 5 6	1 2 3 4 5 6
A	Gases	●	●	●	●
A	Gás Limpo	●	●	●	●
A	Grande Concentração de partículas	●	●	●	●
A	Emissão de grande agressividade química	●	●	●	●
A	Alta sobrepressão (alguns Bar)	●	●	●	●
B	Limitação de temperatura	●	●	●	●
A	Re-números < 10000	●	●	●	●
B	Queda de pressão	●	●	●	●
B	Sensibilidade à contaminação	●	●	●	●
A	Perda de carga do fluxo	●	●	●	●
B	Manutenção	●	●	●	●
B	Componentes no meio	●	●	●	●
B	Problemas de aplicação" Ex-Proof"	●	●	●	●
B	Erros de medição	●	●	●	●
	Preço	●	●	●	●

“A” Corresponde a 1= Elevadamente adequado; 2= Razoavelmente adequado; 3= Adequado; 4= Possível; 5= Possível; 6= Inadequado; “B” Corresponde a 1= Sem predominância; 2= Predominância mínima; 3= Predominância condicional; 4= Predominância; 5= Predominância média; 6= Bastante predominância.

O tubo de Pitot (medidor da pressão diferencial) apresenta a vantagem da sua portabilidade associada à aplicabilidade em altas temperaturas. A sua principal desvantagem é a pouca precisão para velocidades baixas. Por sua vez, o medidor de Venturi apresenta como vantagem a inexistência de peças mecânicas em movimento, tendo como desvantagens o elevado custo de instalação, a perda de carga considerável devido ao estrangulamento do tubo, a elevada manutenção no caso de efluentes com grande quantidade de partículas e a falta de precisão para velocidades muito baixas.

Relativamente à sonda térmica, esta tem as seguintes vantagens: a sua pequena dimensão, o tempo de resposta reduzido e a boa precisão para altas velocidades. É de realçar, no entanto, pela negativa, a possibilidade de alteração do valor óhmico da resistência da medida devido a contaminação, a diminuição gradual da precisão e a fraca robustez.

#### 3.5.1.2. Medição de partículas

Na determinação das emissões de partículas várias técnicas podem ser usadas. Na Tabela 3.6 são indicadas algumas características destas técnicas.

Na determinação de partículas usando o princípio da transmissão, um feixe de luz é absorvido e reflectido pelas partículas no ar. Quanto maior for a concentração de poeiras no ar, menor será a intensidade da luz que chega ao receptor. Este princípio é adequado para medição de concentrações médias e altas

(> 50 mg.m<sup>-3</sup>); T < 80%.

Tabela 3.6. Comparação entre técnicas de medição de PTS em fontes fixas [Stromberg, 2001].

Critério de Comparação	Tecnologia																													
	Transmissão		Luz reflectida (Scatter Light)		Efeito Triboelétrico (DC)		Efeito Triboelétrico (AC)		Luz Piscante																					
Classificação	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6						
A Influência da Contaminação do Sistema Óptico	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
A Influência da velocidade da emissão	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
A Influência da Dimensão das Partículas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
A Influência da Humidade	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Influência da carga electrostática das partículas	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Teste Automático	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Fácil possibilidade de monitorização	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Concentração > 10000 mg/m <sup>3</sup>	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Concentração = 1000 mg/m <sup>3</sup>	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
R Concentração < 50 mg/m <sup>3</sup>	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Concentração < 30 mg/m <sup>3</sup>	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Concentração < 10 mg/m <sup>3</sup>	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Teste de linearidade	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
R Facilidade de Instalação	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Verificação do resultado de medição	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
B Instalação em zona "Ex-Proof"	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6

"A" Corresponde a: 1= Sem influência; 2= Muito pouca influência; 3= Pouca influência; 4= Influência média; 5= Grande influência; 6= Elevada influência  
 "B" Corresponde a: 1=Elevadamente adequado; 2= Razoavelmente adequado; 3=Adequado; 4=Possível; 5=Pode ser Possível; 6=Impossível

A Lei de “Lambert-Beer”, relativa à extinção descreve a relação entre a concentração de partículas “c” e a atenuação da luz “I”.

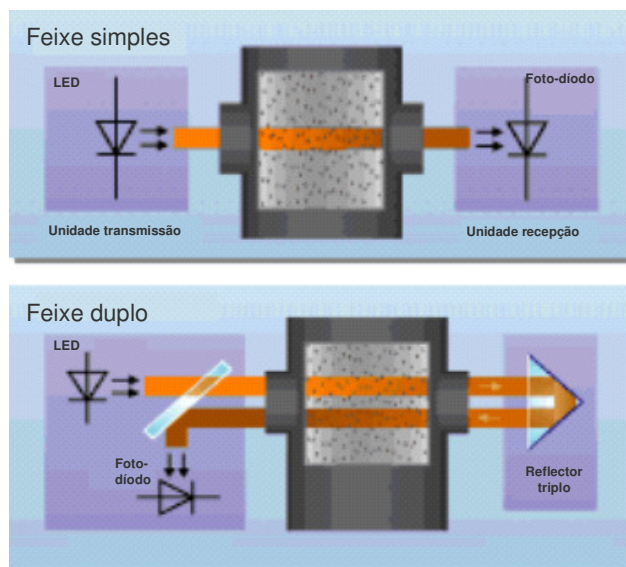


Figura 3.4. Medição de PTS pelo princípio de transmissão (feixes simples duplo) [Stromberg, 2001].



Os analisadores de partículas em contínuo são vulgarmente designados por opacímetros. A opacidade é dada pela equação 3.1.

$$O = 1 - T \quad (\text{eq. 3.1})$$

onde: O: opacidade, T: transmissão

Por sua vez, a transmissão fotométrica é o resultado da seguinte relação:

$$T = \frac{I}{I_0} \quad (\text{eq. 3.2})$$

onde: I: luz recebida e  $I_0$ : luz emitida.

A relação da transmissão com a extinção é:

$$T = 10^{-E} \quad (\text{eq. 3.3})$$

onde: E: extinção.

Logo, podemos afirmar que:

$$E = \log \frac{I}{I_0} = -\log T \quad (\text{eq. 3.4})$$

E sabemos que:

$$\ln T = 2.3 \cdot \log T \quad (\text{eq. 3.5})$$

Segundo a lei de Lambert-Beer, a intensidade da luz recebida é dada por:

$$I = I_0 \cdot e^{-k \cdot c \cdot L} \quad (\text{eq. 3.6})$$

onde:  $k$ : coeficiente de extinção,  $c$ : concentração de partículas e  $L$ : comprimento do feixe de luz.

Como a concentração de partículas pode ser obtida através da seguinte equação:

$$c = \frac{\ln T}{-k \cdot L} \quad (\text{eq. 3.7})$$

Das equações anteriores resulta a equação que define a concentração de partículas:

$$c = 2.3 \cdot \frac{E}{-k \cdot L} \quad (\text{eq. 3.8})$$

O valor de  $k$  é calculado com base nos resultados da medição gravimétrica.

No caso da tecnologia que recorre ao efeito tribo-eléctrico as partículas ao colidirem com o eléctrodo de medição, descarregam a sua energia eléctrica. A quantidade de energia transferida depende da massa das partículas.

A figura 3.4 ilustra o modo de funcionamento de um analisador baseado no efeito tribo-eléctrico.

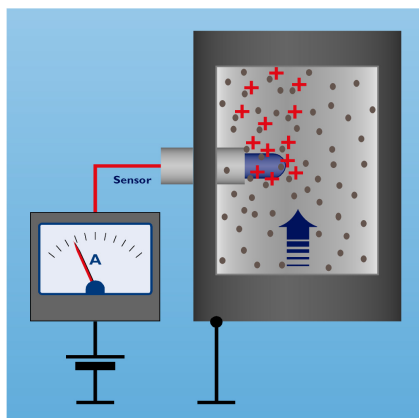


Figura 3.5. Medição de PTS tendo como base o efeito tribo-eléctrico [Stromberg, 2001].

As vantagens do princípio do efeito tribo-eléctrico são a fácil instalação (apenas 1 lado da conduta), a elevada sensibilidade ( $0.1 \text{ mg.m}^{-3}$ ), a leitura de valores absolutos dependentes directamente da massa das partículas e não da sua dimensão, a não utilização de sistemas de limpeza no caso de partículas secas (carga electrostática). As desvantagens deste princípio são a sua sensibilidade a poeiras aderentes e amontoadas, o perigo de curto-circuito, a inexistência de ciclos de controlo de zero e fim de escala automáticos (necessita de calibração frequente) e o facto de ser utilizável apenas com caudal constante (o tempo de descarga das partículas varia com a velocidade destas). Também a sonda tem de ser limpa após paragem de electrofiltros ou rupturas de filtros de mangas, que originem altas concentrações de partículas.

No princípio da luz oscilante, quando as partículas passam entre o emissor e o receptor, a absorção momentânea de luz pelas partículas causa uma visão de luz modulada por parte do receptor (luz piscante). A modulação do sinal incrementa e decresce numa relação directa com a concentração de partículas.

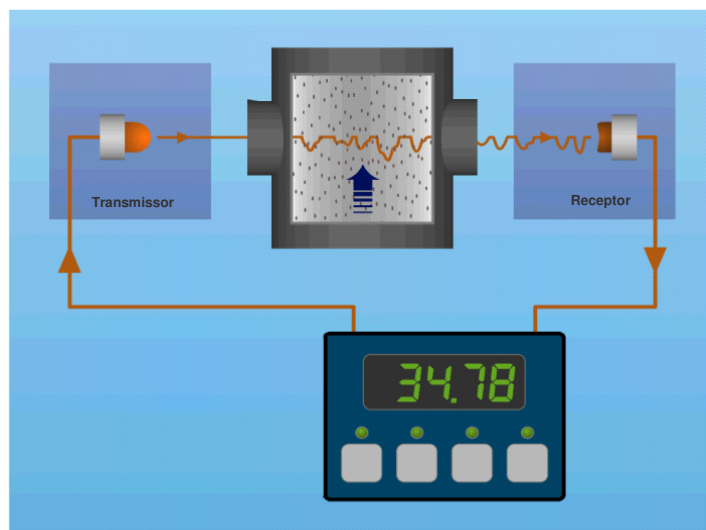


Figura 3.6. Medição de PTS pelo princípio da luz oscilante [Stromberg, 2001]

As vantagens do princípio de luz oscilante são o resultado independente das pequenas contaminações das superfícies ópticas e a capacidade de medir baixas concentrações com resolução suficiente. A principal desvantagem deste princípio reside na inexistência de ciclo de controlo de zero e fim de escala, sendo os testes de escala apenas possíveis manualmente, isolando o sistema do meio poluente (tubo de calibração).

Pelo princípio da luz reflectida, a medição directa da luz reflectida pelas partículas permite muito maior sensibilidade e precisão, comparativamente ao método da transmissão. Estes analisadores utilizam-se, especialmente, na medição de concentrações muito baixas ( $< 50 \text{ mg.m}^{-3}$ ) ou seja, nos casos em que a transmissão é elevada ( $T > 80\%$ ).

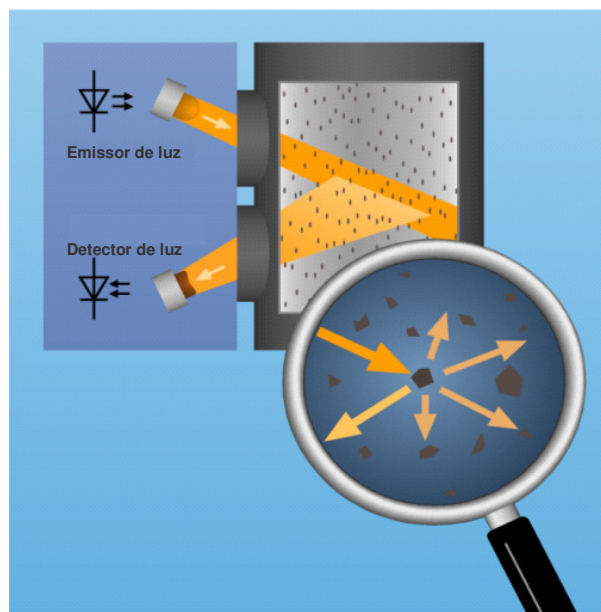


Figura 3.7. Medição de PTS pelo princípio da luz reflectida [Stromberg, 2001].

As principais vantagens do princípio da luz reflectida são a possibilidade de utilização de apenas uma toma na conduta, a ausência de inconvenientes motivados pelo desalinhamento óptico (visto que o sistema emissor e receptor é solidário) e a grande amplitude da gama de medição (desde microgramas até  $200 \text{ mg.m}^{-3}$ ).

Simplificadamente, o critério de selecção do princípio de medição assenta, usualmente, no seguinte princípio:

Se  $T < 80\%$  aconselhável a selecção de um analisador de princípio *transmissão*.

Se  $T > 80\%$  aconselhável a selecção de um analisador de princípio *luz reflectida*, (*Scatter Light*).

### 3.5.1.3. Medição de gases

Para a medição das emissões de gases, alguns Sistemas Automáticos de Medição em contínuo são apresentados em seguida. O oxigénio, pelas suas propriedades especiais, por estar presente em cálculos e em correcções de concentrações para efeitos de comparação com VLE, é apresentado separadamente. Os

princípios de medição usualmente aplicados para a determinação de oxigénio são:

- *Paramagnético (Extractivo)* - O Oxigénio é atraído por campos magnéticos, logo, é “*paramagnético*”, sendo esta a propriedade que permite a utilização da metodologia em causa. As suas principais vantagens são a estabilidade a longo prazo, elevada precisão e insensibilidade à influência cruzada de outros gases
- *Dióxido de Zircónio (“In-Situ” ou extractivo)* - A temperaturas elevadas o dióxido de Zircónio ( $ZrO_2$ ) torna-se condutor eléctrico, devido ao movimento dos iões de oxigénio ( $O_2$ ). Se a concentração de oxigénio for igual em ambos os lados, o potencial é zero. Quando há a passagem de moléculas de oxigénio num dos pólos gera-se uma diferença de potencial proporcional à concentração deste elemento, que depois é “traduzida” para concentração. As principais vantagens desta tecnologia são a excelente resistência mecânica contra vibrações e choques térmicos, a possibilidade de alargar os intervalos de calibração e a elevada durabilidade;
- *Electroquímico (Extractivo)* - O princípio electroquímico assume que a concentração de oxigénio presente é proporcional à corrente eléctrica gerada numa solução específica para o efeito, contida numa célula electroquímica. O sensor electroquímico é sensível a variações electrostáticas e à presença de alguns interferentes, devendo ser periodicamente calibrado tendo em conta estes factores. A sua durabilidade é também um aspecto limitativo.

Relativamente à medição dos restantes gases por sistemas automáticos “in situ”, as técnicas mais frequentes baseiam-se no princípio da fotometria.

Cada gás absorve a energia de um espectro electromagnético de um modo específico. O seu espectro de absorção é a sua impressão digital. Os espectros de absorção são utilizados para análise qualitativa e quantitativa. Na Tabela 3.7 apresenta-se um espectro de absorção em emissões gasosas.

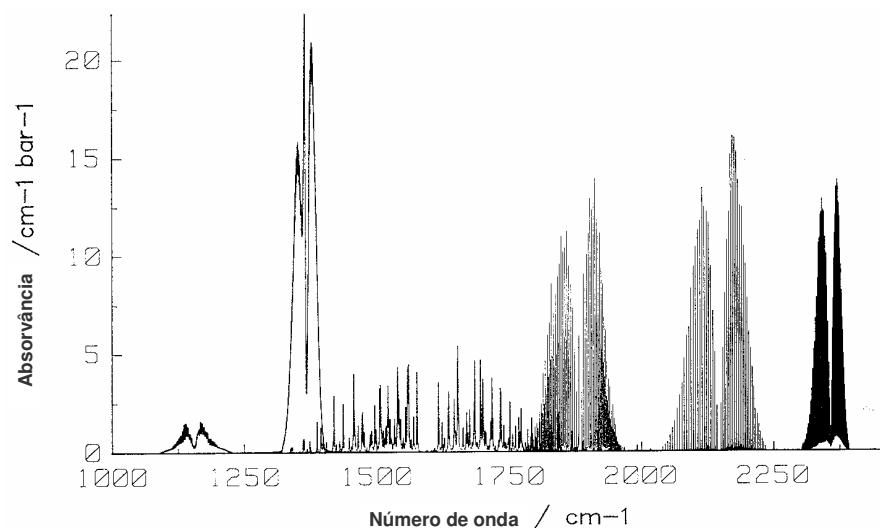


Figura 3.8. Espectro de absorção em emissões gasosas [Stromberg, 2001]

Na aplicação da tecnologia de infravermelhos pode-se recorrer a métodos de incremento da selectividade para um determinado componente, como por exemplo a técnica NDIR - Infravermelhos Não Dispersivos. Neste caso utiliza-se o próprio componente a medir, situado numa célula de controlo no receptor em conjunto com uma fonte emissora selectiva. Já a tecnologia de infravermelhos dispersivos consiste na separação da radiação em comprimentos de onda bem definidos, quer através de um prisma, quer por recurso a filtros de grelha ou de interferência (IFC).

A tecnologia de correlação gás-filtro (GFC - Gas Filter Correlation) assenta no princípio de que apenas alguns gases ( $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{SO}_2$ ) têm um espectro de absorção de estrutura fina. Esta estrutura fina permite elevada selectividade destes gases para utilização como filtros ópticos de absorção.

Na tecnologia de ultra-violetas (UV) a fracção de luz compreendida na gama do ultra-violeta (aprox. 0.2 a 0.4  $\mu\text{m}$ ) pode interferir com electrões a elevados níveis de energia dos átomos e moléculas de gases, sendo absorvida por estes (ver Figura 3.8).

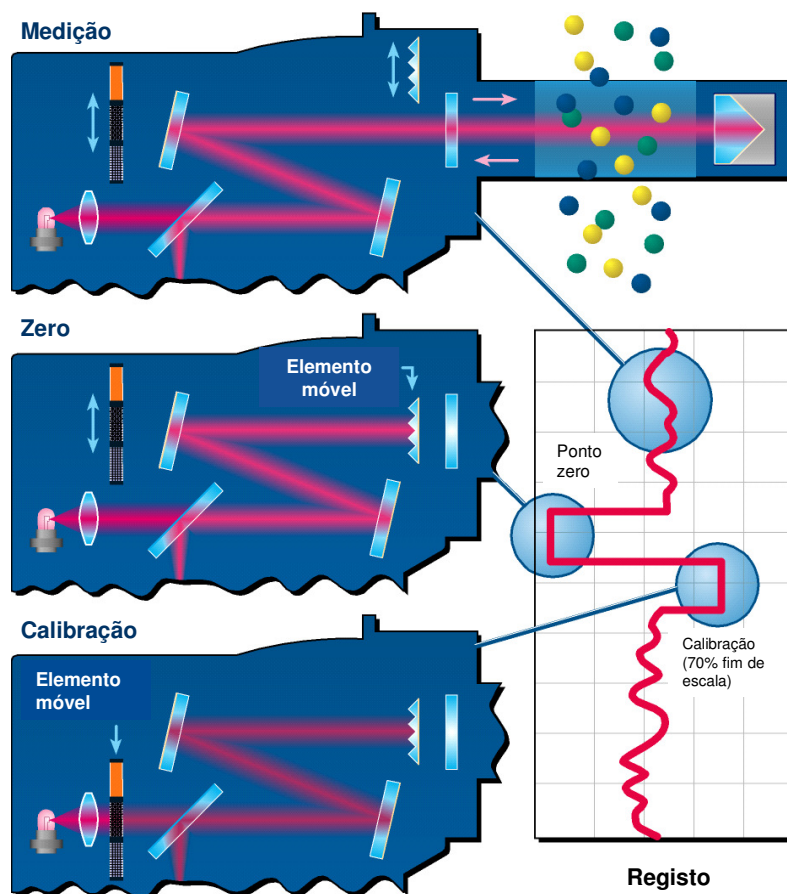


Figura 3.9. Sistema "In-Situ" de medição de NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> por espectrofotometria UV [Stromberg, 2001]

Como exemplo de componentes mensuráveis por UV temos: H<sub>2</sub>O (humidade absoluta), NH<sub>3</sub> (amónia), NO (monóxido de azoto), NO<sub>2</sub> (dióxido de azoto), SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre), SO<sub>3</sub> (trióxido de enxofre), H<sub>2</sub>S (ácido sulfídrico ou sulfureto de hidrogénio) ou O<sub>3</sub> (ozono).

### 3.6. Controlo de qualidade dos resultados obtidos

A metrologia é a ciência que estuda as medições. O VIM (Vocabulário Internacional de Metrologia) datado de 1996 estabelece as directrizes referentes ao vocabulário e terminologia empregue por todos os que efectuam medições. O cumprimento rigoroso de um plano de calibração de todos os dispositivos de medição e monitorização (DMM), associado a um eficaz plano de manutenção, são as principais garantias de um correcto funcionamento dos equipamentos

usados nas medições. Convém ter em atenção que os equipamentos destinados à realização de amostragens pontuais estão sujeitos às mais variadas condições, sendo transportados a grandes alturas, sofrendo choques e estando sujeitos a grandes amplitudes térmicas.

Um aspecto crucial a ter em atenção aquando da análise de qualquer valor de uma medição é a estimativa da incerteza que lhe está associada. De acordo com o referido nos métodos EPA, se forem seguidas escrupulosamente as indicações constantes nestas referências, a incerteza associada é de cerca de 10%. Algumas normas ISO aplicáveis a sistemas automáticos de medição indicam, recorrendo a tabelas, os valores de incerteza médios obtidos nos ensaios de validação que, normalmente, são tanto maiores quanto menor é o valor nominal medido. A apresentação da incerteza associada a qualquer resultado de uma medição é uma exigência da norma NP EN ISO/IEC 17025, sendo uma obrigatoriedade para todos os laboratórios de medição de emissões a partir do final de 2005.

Outro procedimento de controlo da qualidade é a realização de auditorias às entidades subcontratadas, preferencialmente acreditadas. Efectivamente, não basta que um laboratório seja acreditado para realizar uma determinação por uma técnica analítica específica, se o procedimento não for condizente com o exposto na referência (norma ou método) seguida. Deste modo, a realização destas auditorias é crucial para a fiabilidade dos resultados finais.

Os cuidados metrológicos para assegurar a manutenção das características mínimas de desempenho de Sistemas Automáticos de Medição in situ (ou CEMS) podem ser encontrados em diversas Normas Portuguesas e Internacionais [Santos, 2005b].

Para o caso dos medidores das emissões de partículas, a medição gravimétrica da concentração está relacionada com os valores apresentados pelos analisadores de partículas, apresentados em sinal analógico (mA). A calibração é executada com a fonte emissora em operação e em condições que permitam o incremento ou decréscimo dos níveis de concentração, de forma a permitir o cálculo da curva de regressão. A zona de medição deverá apresentar condições de escoamento laminar, de modo a que o perfil de velocidades seja constante e



que a medição gravimétrica seja representativa e isocinética. O equipamento de calibração não pode interferir com o analisador estacionário.

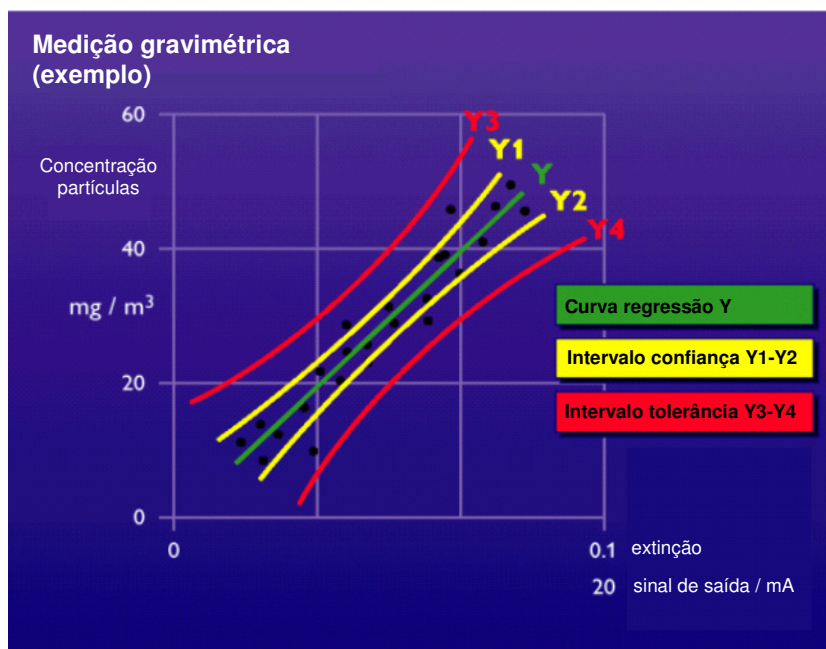


Figura 3.10. Curvas de calibração de analisadores “in situ” de PTS [Stromberg, 2001]

Para os analisadores de gases, os sistemas de medição extractivos possuem, normalmente, uma curva de calibração dada pelo fabricante, que deve periodicamente ser confirmada. Os sistemas não extractivos devem ser sempre calibrados “*in-situ*”.

Uma forma simples de realizar uma calibração é através do uso de gases padrão rastreáveis a padrões de referência internacionais. O procedimento mais simples consiste na calibração do zero e do valor nominal do gás de calibração, que deve ter o seu valor nominal a cerca de 70% a 80% do VLE aplicável ou da gama de trabalho habitual. Para mais informação deve ser executada a calibração em toda a gama de funcionamento do equipamento.

Uma forma mais complexa de realizar uma calibração envolve o recurso a medições comparativas. As medições comparativas são medições realizadas na mesma chaminé e no mesmo plano de amostragem, durante o mesmo período de tempo. Estas medições são mais caras e consomem mais tempo do que as calibrações recorrendo a gases padrão. No entanto, as medições comparativas

são preferíveis aquando da instalação de equipamentos de medição em contínuo, de acordo com o referencial ISO, e obrigatórias aquando da validação de métodos alternativos.

No caso de uso contínuo do equipamento (equipamentos fixos), este deve ser verificado a intervalos regulares (ex: semanalmente) e a totalidade da escala deve ser verificada anualmente ou após reparação.

No caso de uso intermitente e breve (equipamentos portáteis para medições pontuais), o equipamento deve ser calibrado antes de cada uso com gases de calibração.

A selecção do procedimento de amostragem que mais se adequa a uma determinada situação não deve ser efectuada de forma leviana. De facto, esta selecção deve ser levada a cabo tendo por base a incerteza máxima requerida para os resultados dessa medição. Posteriormente, deve ser escolhido o procedimento de amostragem que melhor respeite esta exigência, cumprindo assim na íntegra o disposto na norma EN ISO 14956.

Uma forma de aferir o rigor dos procedimentos e, conseqüentemente, dos resultados apresentados é a participação dos laboratórios em ensaios de comparação interlaboratorial (ECI). Estes ensaios são uma forma de partilha de informações e experiências, devendo ser aproveitados por todos os prestadores de serviços para melhorarem o seu desempenho técnico, constituindo oportunidades ideais para laboratórios não acreditados compararem as suas metodologias com as dos seus pares acreditados. No entanto, e porventura logicamente, a participação nos ensaios de comparação interlaboratorial tem sido apanágio, sobretudo, dos laboratórios acreditados.

O primeiro ECI na área das emissões realizou-se em 2004, organizado pela RELACRE [URL 7: <http://www.relacre.pt>, Janeiro 2005] e IPAC [URL 8: <http://www.ipac.pt>, Março 2006] , tendo sido medidas duas concentrações de CO em garrafas de misturas padrão. Em 2005 realizou-se um novo ECI, desta vez para a medição de O<sub>2</sub>. Uma vez que o ECI realizado em 2004 foi o primeiro, não pareceu estranho que certos laboratórios presentes, que se empenharam na realização do mesmo, tenham encarado a oportunidade mais como um exercício de marketing agressivo do que como uma verdadeira oportunidade de melhoria

colectiva. De futuro, sugere-se o cumprimento escrupuloso das regras de publicitação dos resultados dos ECI, bem como a realização de ensaios em condições mais aproximadas daquelas que se verificam na realidade, onde não se procede à determinação de apenas um parâmetro mas de uma multiplicidade de parâmetros que influenciam o valor final apresentado e que, não poucas vezes, se influenciam mutuamente.

## Capítulo 4

### **4. Panorama actual das emissões industriais de poluentes atmosféricos**

O ponto de partida para o estudo realizado no presente trabalho foi a compilação de dados disponíveis relativos às emissões atmosféricas industriais e de resultados de estudos anteriores que focassem, principalmente, a avaliação do cumprimento legal e da consequente eficiência da legislação em vigor. No presente capítulo é feita a análise de toda a informação compilada, de modo a permitir avaliar o resultado das medidas de gestão da qualidade do ar até ao presente, estabelecer um cenário actual representativo e, idealmente, traçar algumas projecções para o futuro a curto e médio prazo. Segundo as definições do conteúdo de um inventário de emissões de acordo com a metodologia CORINE AIR, este deve ser modular, flexível, progressivo, informatizado, descentralizado, coerente e transparente, devendo esta metodologia ser usada para a realização de qualquer inventário nacional [DGQA, 1990]. O resultado do trabalho desenvolvido em cada estado europeu deve ainda ser integrado numa compilação ao nível continental que possibilite a comparação efectiva entre as emissões de cada estado e uma definição concreta de políticas e medidas a adoptar em cada caso específico.

#### **4.1. Enquadramento geral**

Ao ratificar a Convenção das Nações Unidas sobre Alterações Climáticas em 31 de Maio de 1994, o nosso país assumiu a obrigação de enviar, anualmente, um inventário de emissões e sumidouros de gases com efeito de estufa não regulados pelo Protocolo de Montreal. Foi recentemente enviada a última versão

corrigida dos inventários anuais desde 1990 a 2002, sendo este documento alvo da presente análise. Os poluentes considerados neste inventário são os 6 poluentes incluídos no Anexo A do Protocolo de Quioto: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFC, PFC e HF<sub>6</sub>. São também apresentadas estimativas das emissões de CO, NO<sub>x</sub> e COVNM como responsáveis indirectos pelo aumento do efeito de estufa. É ainda feita referência às emissões de SO<sub>x</sub> e dos poluentes constantes da Convenção das Nações Unidas sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longo Alcance, NH<sub>3</sub> e partículas (PTS, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>1.0</sub>). A estrutura do inventário assenta na análise detalhada das emissões dos seguintes sectores: produção e transformação de energia, combustão industrial, doméstico, agricultura, pescas, sector comercial e institucional, transportes (rodoviário, ferroviário, marítimo e aéreo), sectores consumidores de solventes, produção e tratamento de resíduos, bem como emissões e sumidouros florestais. As fontes de informação foram, principalmente, balanços energéticos fornecidos pela DGGE, dados do INE e dados da monitorização em contínuo das grandes fontes fixas industriais [Ferreira *et al.*, 2004].

De acordo com o assumido em Quioto, Portugal está obrigado a limitar as suas emissões a um valor superior, em 27%, às emissões registadas em 1990. Em 2002, as emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa encontravam-se já 24,3% acima da meta para 2010! Apesar do efeito positivo de algumas medidas no balanço global das emissões nacionais, como a introdução do gás natural (1998), o novo ciclo termoeléctrico combinado de gás natural (1999), a progressiva introdução da cogeração como mecanismo de redução de emissões e o aumento da qualidade dos combustíveis, as nossas emissões não param de aumentar. A figura seguinte ilustra a contribuição de cada um dos principais gases analisados, sendo o CO<sub>2</sub> responsável por 82,3%, o CH<sub>4</sub> por 10,2% e o N<sub>2</sub>O por 7,4%.

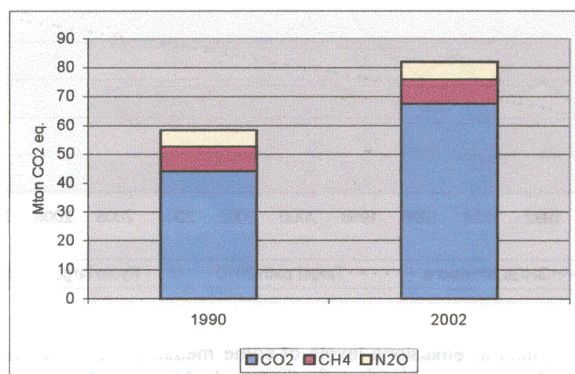


Figura 4.1. Emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa em Portugal para o período 1990-2002 [Ferreira *et al.*, 2004].

De todos estes poluentes, o CO<sub>2</sub> foi ainda o que registou o maior incremento desde 1990 (aumento de 52,9%) ao passo que o N<sub>2</sub>O aumentou apenas 5,4% e o CH<sub>4</sub> foi o único em que se registou uma diminuição ligeira nas emissões (-1,0%). Para esta evolução contribuiu certamente a clara associação do conceito de desenvolvimento económico a um aumento do poderio industrial, ao êxodo do interior rural para o litoral urbano mais cómodo e ao forte incremento do volume do parque automóvel nacional, por contraponto à estagnação da oferta de soluções de transporte colectivo verdadeiramente aliciantes e eficientes.

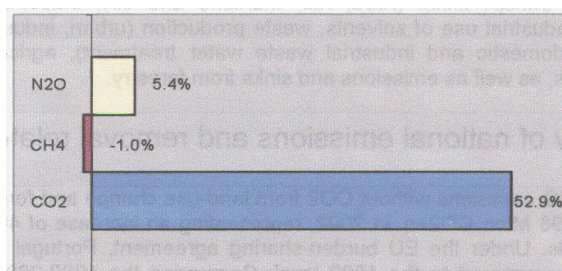


Figura 4.2. Evolução das emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa no período 1990-2002 [Ferreira *et al.*, 2004].

De acordo com a classificação das actividades consideradas (energia, processos industriais, uso de solventes, agricultura, uso do solo e produção e tratamento de resíduos), podemos constatar que as emissões de todos estes sectores aumentaram no período 1990-2002, com excepção do sector agrícola onde as emissões decresceram [Ferreira *et al.*, 2004]. O sector energético foi o principal responsável pela maior fracção de emissões (78% em 2002), tendo registado um

aumento de 55% no período 1990-2002. O sector dos transportes (apesar de não ser alvo de análise do presente trabalho) é, dentro do sector energético, o segundo sector com maior contributo (25% em 2002), logo atrás das indústrias de produção de energia (30,4% em 2002). Estes números reflectem a elevadíssima dependência do nosso país em relação aos combustíveis fósseis para a produção de energia, que continua a aumentar como resultado duma continuamente maior procura de energia [Ferreira *et al.*, 2004]. O sector dos transportes, largamente dominado pelo tráfego rodoviário, registou um aumento de cerca de 92% (!) nas suas emissões durante o intervalo de estudo, sobretudo devido ao grandioso investimento em infra-estruturas rodoviárias e ao crescimento natural da frota automóvel resultante do aumento do rendimento médio familiar neste período.

De salientar que a agricultura é o segundo maior responsável pelas emissões de poluentes responsáveis pelo efeito de estufa, tendo contudo sido notado um decréscimo destas emissões em cerca de 7,4% no período 1990-2002.

Em terceiro lugar aparecem os processos industriais (6,9%), sendo o último posto ocupado pelas actividades que usam solventes (apenas 0,4% do total da emissões).

Quanto às emissões dos poluentes indirectamente responsáveis pelo aumento do efeito de estufa e SO<sub>2</sub> podemos verificar que houve um aumento das emissões de NO<sub>x</sub> (12,6%) e COVM (12,5%), ao passo que as emissões de CO e de SO<sub>2</sub> diminuíram, respectivamente, 13,7% e 8,6%.

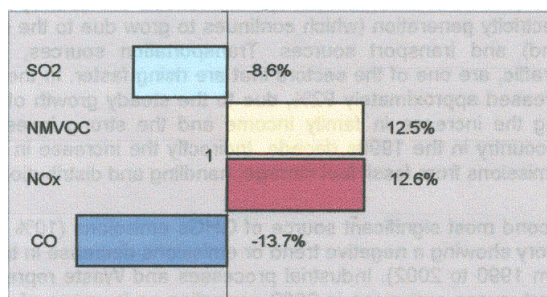


Figura 4.3. Evolução das emissões de gases responsáveis indirectos pelo efeito de estufa e SO<sub>2</sub> 1990-2002 [Ferreira *et al.*, 2004].

Também neste domínio o sector que contribui com maior peso para as emissões de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO e COVNM é o sector da energia, enquanto os processos industriais e as actividades que usam solventes são emissores significativos de COVNM [Ferreira *et al.*, 2004]. Dentro do sector energético são (mais uma vez) os transportes que se afiguram como principais emissores destes poluentes (43% para o CO, 39% para os NO<sub>x</sub> e 18% para os COVNM, valores em percentagem do total emitido). Apesar da tendência acelerada de crescimento das emissões provenientes do sector dos transportes, sobretudo rodoviários, desde o início da década de 90 podemos verificar que as emissões de NO<sub>x</sub> aumentaram 15% enquanto as emissões de CO e COVNM registaram reduções significativas de 18% e 28%, respectivamente. Estes decréscimos são explicados pela introdução de conversores catalíticos e pela adopção de medidas mais restritivas para as emissões de veículos a gasóleo. As emissões de SO<sub>x</sub> são provenientes, maioritariamente, do sector energético industrial (63% em 2002) e da combustão em várias unidades industriais (23% em 2002). No entanto, quer num quer noutra sector verificou-se um decréscimo nas emissões de SO<sub>x</sub> durante o período em análise (-7% para o sector energético e -16% para as fontes de combustão industriais), seguindo a tendência europeia anteriormente descrita por Larssen e Hagen (1996). A principal causa destas emissões é a mistura combustível, maioritariamente composta por fuel e carvão importados, usada pela maioria das centrais produtoras de energia em Portugal. A introdução do gás natural em 1998, também importado, e a sua progressiva importância crescente é um factor positivo a ter em atenção na actualidade e na projecção de estimativas futuras [Ferreira *et al.*, 2004].

Couto e Seabra (2002), no âmbito de um projecto de final de Licenciatura em Engenharia do Ambiente da Universidade de Aveiro, concluíram que o poluente mais emitido em Portugal por fontes fixas industriais é o CO<sub>2</sub>, apresentando valores de emissão com uma escala de grandeza muito superior à dos restantes poluentes (CO<sub>2</sub>: 27 Mt.ano<sup>-1</sup>; SO<sub>2</sub>: 351 kt.ano<sup>-1</sup>; NO<sub>x</sub>: 197 kt.ano<sup>-1</sup>; COT: 112 kt.ano<sup>-1</sup>). Da análise às fontes que efectuem a monitorização em contínuo das respectivas emissões, concluiu-se que o sector da produção de energia é o mais problemático para os parâmetros NO<sub>x</sub> (61% do total emitido) e SO<sub>2</sub> (83% do total



emitido). Um dos objectivos desse estudo seria alcançar uma ordem de grandeza das emissões (valores de concentração e caudais de emissão) representativa, o que pode não ter sucedido, de acordo com os autores, uma vez que deveriam ter sido consideradas a variabilidade temporal, as flutuações dos caudais de emissão e a falta de informação de larga escala sobre alguns processos produtivos, dados que, pela sua omissão, constituíram uma real limitação [Couto e Seabra, 2002]. De facto, se compararmos a estimativa das emissões industriais do estudo de Couto e Seabra (2002) com o de Ferreira *et al.* (2004), verifica-se uma discrepância de cerca de 60 % entre os 2 valores (respectivamente 27 Mt.ano<sup>-1</sup> e cerca de 45 M.ano<sup>-1</sup>). Estes e outros trabalhos têm a virtude de nos mostrar que a falta de sistematização actual no processamento da informação, que pode ter origem nas actuais campanhas de amostragem ou nos dados das monitorizações em contínuo, limita seriamente qualquer análise mais exaustiva que se pretenda realizar.

No que concerne às grandes instalações de combustão, o problema mais premente é a alta emissão de SO<sub>2</sub> nas centrais termoeléctricas. Ao tempo deste estudo estavam em fase de execução alguns investimentos em dessulfurização dos efluentes de algumas destas fontes, sendo urgente que, devido ao capital de investimento extremamente elevado que os exploradores destas centrais possuem, se façam investimentos em tecnologias integradas de controlo proporcional a este indicador económico [Couto e Seabra, 2002].

Uma particularidade dos estudos encontrados na pesquisa bibliográfica realizada para este trabalho consiste no facto da grande maioria ter sido efectuada sempre com recurso a métodos manuais de amostragem (métodos tidos como “de referência”) e serem da responsabilidade de institutos de investigação. No presente trabalho realizar-se-á uma comparação inovadora entre os resultados obtidos por métodos manuais e por métodos automáticos, de modo a avaliar se existem diferenças significativas entre eles.

Inicialmente, os estudos levados a cabo nesta área das emissões atmosféricas industriais, com recurso à realização de amostragens de partículas, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e H<sub>2</sub>S, usando um equipamento clássico e métodos de amostragem USEPA, foram

efectuados no final da década de 1980 [Bordado e Gomes, 1997; Gomes 1999]. Os primeiros estudos, realizados entre 1987 e 1989 pelo ISQ, conduziram a uma primeira determinação de factores de emissão, aplicáveis a fontes fixas da indústria da produção de pasta e papel, como forma de avaliar a necessidade de se realizarem investimentos em equipamentos de controlo das emissões para a atmosfera.

O primeiro ano em que foi realizado um inventário de emissões no nosso país foi 1987, ao passo que 1995 foi o ano em que se concluíram os investimentos em equipamentos de controlo de emissões no sector da pasta e papel. Na tabela A.1., em anexo, podem-se ver as diferenças significativas no que diz respeito aos factores de emissão calculados para este sector, considerando que a principal virtude do estudo realizado por Bordado e Gomes, (1997), foi a monitorização da evolução das emissões das diferentes unidades industriais consideradas, por contraponto com o procedimento habitual de simples adopção, para a realidade nacional, dos factores de emissão apresentados pela USEPA e pela EEA [Bordado e Gomes, 1997, 2002a, 2002b].

Podemos constatar com este e outros estudos que, com base no cruzamento entre os dados da produção e os dados das emissões, é possível estabelecer factores de emissão baseados em dados reais, respondendo assim às especificidades do tecido produtivo nacional, resultando como principal vantagem a criação de cenários de base mais fiáveis e adequados do que os que nos são actualmente fornecidos por Agências Internacionais.

Outro trabalho interessante é o que alerta para a necessidade de captação e condução das emissões difusas ou fugitivas de gases contendo enxofre, na indústria da pasta e papel, para uma maior eficiência no controlo deste tipo de emissões que afectam significativamente a qualidade de vida das populações envolventes [Bordado e Gomes, 1998 e 2003]. Foi constatado que, apesar do investimento aparentemente elevado, e considerando um período de depreciação de 10 anos, o custo de minimização das emissões de TRS (compostos de enxofre reduzido) apenas representa cerca de 1%, por ano, do custo da polpa no mercado internacional. Isto indica claramente que os custos para um

abatimento da presença destes compostos em efluentes não são dramáticos, podendo ser facilmente suportados por este sector industrial, resultando numa evidente redução dum aspecto ambiental significativo, sobretudo para as populações envolventes [Bordado e Gomes, 2003].

Outros estudos mais específicos e centrados num determinado sector produtivo, ou em algumas fases do processo, podem também ser encontrados e servir como complemento da análise que é proposta no presente estudo. Neste domínio podem ser referidos vários trabalhos focando o caso específico das emissões de ião fluoreto e ácido fluorídrico na indústria cerâmica [Frutuoso e Silva, 1999; Coelho, 2004]. Percebe-se que este é o principal problema de poluição atmosférica do sector, e que a libertação do flúor sob a forma de ião fluoreto ( $F^-$ ) está associada à temperatura de determinadas operações unitárias, como consequência da destruição das estruturas dos minerais durante as fases onde as temperaturas se elevam acima dos  $450^{\circ}C$ , nomeadamente durante a cozedura. Deste modo, a libertação de fluoretos ocorre entre  $450^{\circ}C$  e  $750^{\circ}C$  e aumenta bruscamente após os  $900^{\circ}C$ . É sabido que o ião fluoreto reage com o vapor de água formando o ácido fluorídrico (HF), poluente ao qual estão associados problemas de acidificação, sobretudo a nível local.

Para finalizar, importa destacar um determinado conjunto de poluentes de elevada toxicidade que tem sido, mais recentemente, alvo particular das atenções de quem opera neste sector - os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), entre os quais se encontram os famosos "dioxinas", "furanos", PAH's e PCB's. As atenções para estes poluentes foram despertadas por notícias de contaminações alimentares ocorridas na Bélgica e França nos finais da década de 1990, onde a pressão da opinião pública levou à adopção de medidas correctivas, aplicáveis sobretudo às unidades de incineração. As unidades de incineração de resíduos sólidos urbanos tinham, à data, uma contribuição estimada em cerca de 40% das emissões totais de dioxinas na União Europeia [Bordado e Gomes, 2000]. Contudo, também noutros sectores de actividade se dá a formação destes poluentes, nomeadamente em siderurgias e fontes com combustão de madeira ou resíduos lenhosos (ex: lareiras domésticas) [Bordado e Gomes, 2000].

Efectivamente, os processos de sinterização para condicionamento de metais ferrosos e a fundição secundária de alumínio e cobre estão associados a emissões relevantes de dioxinas e furanos [Düwel, 2003]. A comprová-lo, um estudo realizado por Gomes e Figueira (2003) sobre a emissão de dioxinas, dibenzofuranos, PAH e PCB no fabrico de aço em forno de arco eléctrico, conclui que parecem estar reunidas neste processo as condições básicas para a ocorrência de “síntese de novo” (sem precursores orgânicos), mecanismo que poderá ser amplificado a temperaturas superiores a 250°C e pela ocorrência de espécies metálicas que actuem como catalisadores.

Por cá, a polémica foi acesa com a hipótese de co-incineração de resíduos perigosos em algumas cimenteiras, o que motivou a realização de testes e a elaboração de um relatório por parte de uma Comissão Científica Independente, onde se conclui que a opção por este processo acarreta menores impactes ambientais do que a construção de incineradoras dedicadas [Formosinho *et al.*, 2000]. Os resultados das primeiras medições destes poluentes em solo nacional podem ser observados num estudo de Rodrigues e Coutinho (2003).

Estes poluentes podem ser formados em todos os processos térmicos onde o cloro está envolvido. De facto, o processo de formação destes poluentes pode consistir na reestruturação química de compostos clorados (por material combustível contaminado ou devido à presença de precursores) ou na formação em processo de “síntese de novo”. De uma forma geral, nos processos térmicos foram identificadas as seguintes condições facilitadoras na formação de PCDD's e PCDF's [Cabrita *et al.*, 2003]:

- presença nos compostos orgânicos do tipo fenol;
- existência de compostos clorados precursores;
- presença de catalisadores (ex: cobre);
- temperaturas do processo entre 200°C e 600°C;
- equipamento de controlo de poluição operando entre 200°C e 400°C.

Sabe-se que a gama de temperatura crítica para a formação destes poluentes varia entre 200°C e 500°C, com um máximo de formação nos 300°C. Dados experimentais apontam ainda para a existência de uma correlação entre a

formação de dioxinas e o teor em carbono das cinzas volantes [Cabrita *et al.*, 2003]. Consequentemente, para Düwel (2003), a redução das emissões de dioxinas e furanos dos processos de sinterização em siderurgias pode ser conseguida através da filtração das cinzas porque, geralmente, as dioxinas e furanos estão ligados a estas cinzas.

Estes poluentes, quando provenientes de fontes fixas, encontram-se sob alçada legislativa através do Decreto-Lei n.º 273/98, de 2 de Setembro, relativo à incineração de resíduos perigosos, devendo cumprir com um limite de emissão de 0,1 ng TEQ.Nm<sup>-3</sup> para um período de amostragem mínimo de seis a oito horas [Santos *et al.*, 2003].

Um estudo levado a cabo por Coutinho *et al.* (2001b), em que foi analisado o nível de concentração de dioxinas na atmosfera da região do Porto, concluiu que o valor registado antes da instalação de uma unidade de incineração de resíduos era relativamente elevado, correspondendo a uma área urbana com importantes fontes poluidoras. Outros estudos terão sido ou estarão a ser neste momento realizados mas, conforme referem Quab *et al.* (2004), deve-se destacar a urgência na compilação de dados e na elaboração de cenários concretos de abrangência Europeia acerca das emissões destes poluentes por siderurgias e incineradoras de resíduos hospitalares. Provavelmente, no futuro, as fontes não industriais serão maiores emissoras de dioxinas, sobretudo as lareiras domésticas. Os avanços técnicos neste domínio, bem como o esforço que for empregue na informação das populações acerca do risco de uso de combustíveis inapropriados no aquecimento doméstico serão determinantes para atingirmos resultados satisfatórios [Quab *et al.*, 2004].

Inicialmente, assistiu-se a uma tentativa de redução das emissões destes poluentes recorrendo a soluções de fim de linha, nomeadamente através de torres usando carvão activado. Corroborando esta abordagem, Alvim-Ferraz e Afonso (2003), nas conclusões do seu estudo respeitante à incineração de diferentes tipos de resíduos hospitalares, confirmam que devem ser instalados sistemas de tratamento destes efluentes para uma efectiva protecção da saúde humana. Actualmente, diversos incineradores de resíduos sólidos urbanos encontram-se já equipados com sistemas de termografia para monitorizar as

condições de combustão junto às grelhas, com o objectivo de obter as condições óptimas de combustão [Bordado e Gomes, 2000]. Os gases emitidos são actualmente também sujeitos a arrefecimentos bruscos até cerca de 70°C e conduzidos através de sistemas de lavagem, de forma a remover metais pesados, compostos de enxofre, gases ácidos e aerossóis, antes de serem conduzidos a torres com sistemas de adsorção [Santos *et al.*, 2003]. Encontra-se também em estudo a possibilidade de redução dos níveis de emissão por adição de substâncias químicas que possam actuar como inibidores de formação [Gomes e Figueira, 2003]. Durante o arrefecimento do efluente gasoso pode ainda ocorrer a reformação de dioxinas, que pode ser evitada através de dois processos: arrefecimento rápido do efluente gasoso para uma temperatura inferior a 300°C ou reaquecimento do efluente gasoso para uma temperatura superior a 1000°C [Cabrita *et al.*, 2003].

A elevada importância dum efectivo controlo das emissões destes poluentes deve-se à sua ubiquidade ambiental, resistência à degradação e carácter lipofílico. Devido a estas características, acumulam-se ao longo da cadeia alimentar (nos tecidos gordos), fazendo aumentar os perigos potenciais para a saúde humana e animal [Reis *et al.*, 2003]. Entre os humanos, são os fetos e os lactentes os mais sensíveis aos efeitos adversos da exposição humana a POP's, devendo a contaminação do sangue e leite maternos ser considerada uma actual questão importante de Saúde Pública. De facto, o efeito cancerígeno (mais temido pelas populações) é suplantado, devido à exposição transplacentária, pela possibilidade de alterações morfológicas e funcionais, quase sempre irreversíveis, dos indivíduos expostos. Por fim, importa alertar para a necessidade de realizar, com carácter de rotina, a biomonitorização de dioxinas no leite materno de modo a fornecer, em contínuo, a base fundamentada para a definição de futuras estratégias de intervenção [Reis *et al.*, 2003].

## **4.2. Metodologia**

Com vista à realização do presente estudo foram contactadas, entre Novembro de 2003 e Janeiro de 2004, todas as CCDR's (ex-DRAOT's), o Instituto do Ambiente, assim como os Institutos públicos e empresas privadas que têm como actividade a caracterização de emissões atmosféricas. Das entidades que responderam ao repto, a maioria não possui informação organizada e poucos foram os que disponibilizaram os dados solicitados, nomeadamente:

- Instituto do Ambiente (IA);
- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) -Centro;
- Instituto de Soldadura e Qualidade (ISQ);
- Instituto de Ambiente e Desenvolvimento (IDAD);
- Sondar - Amostragens e Tecnologias do Ar, Lda;
- Enarpur - Estudos Atmosféricos e Energia, Lda.

Por falta de informação consistente, foi abandonada a ideia de realizar uma base de dados com a informação recolhida junto das CCDR's, uma vez que apenas a CCDR-Centro se mostrou possuidora de informação organizada em suporte electrónico, enquanto a CCDR-Norte manifestou estar a construir a sua base de dados. As restantes confessaram-se omissas no que diz respeito a esta organização dos resultados recebidos.

O intuito da criação desta base de dados foi a compilação do maior conjunto possível de resultados das amostragens pontuais, de modo a que essa informação pudesse ser analisada com o máximo detalhe. Convém realçar que esta análise foi feita exclusivamente com recurso a informação recolhida junto dos prestadores de serviços, sejam eles empresas ou institutos.

Os dados fornecidos pelos laboratórios que se dedicam à realização de amostragens pontuais com vista ao autocontrolo das emissões de unidades industriais representam, em conjunto, mais de três mil fontes, perfazendo um total de 11462 ensaios. Logo à partida, este conjunto de informação poderia permitir a realização de comparações nunca efectuadas até à data, alicerçadas na alta representatividade da amostra, quer por cobrir a quase totalidade do nosso território quer por reunir valores obtidos através do recurso a

metodologias distintas, como era, à partida, desejado. No entanto, a heterogeneidade das bases de dados recebidas exigiu um investimento temporal elevado na homogeneização de toda esta informação, não tendo sido, contudo, possível colmatar algumas lacunas que são difíceis de suprir em tempo útil para tão extenso conjunto de dados.

Como forma de avaliar a representatividade da amostra, o universo que serviu de objecto da presente análise foi o que se apresenta na Tabela seguinte.

Tabela 4.1. Inventário dos dados recolhidos

Tipo de dados	Entidade	N.º fontes	Intervalo abrangido	Tipo
Medições pontuais	Sondar	1608	1998 - 2001	Automático
	Enarpur	527	2002 - 2004	Automático
	IDAD	1003	1995 - 2003	Manual
	ISQ	≈ 350	1984 - 2003	Manual
Medições em contínuo	IA	≈ 90	1996 - 2004	Automático
Inventário anual nacional	IA	---	1990 - 2002	Estimativa

Relativamente à dispersão geográfica dos dados de medições pontuais analisados, e uma vez que estes são o resultado da actividade diária dos laboratórios, ela contempla a quase totalidade do território nacional continental com particular incidência natural nas zonas mais industrializadas, como pode ser observado na Figura 4.4.



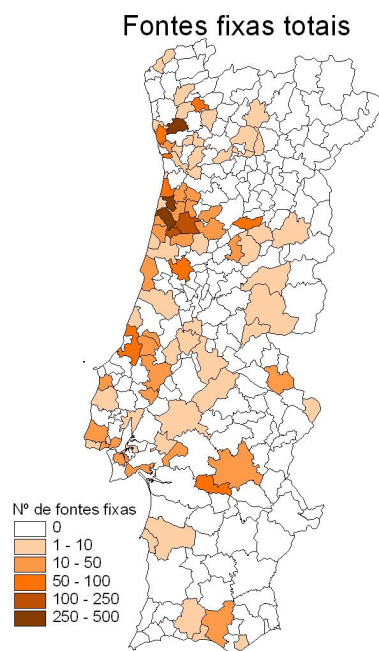


Figura 4.4. Distribuição geográfica dos dados recolhidos.

Podemos constatar que os valores estudados provêm, sobretudo, da região Centro e da faixa litoral. As unidades industriais analisadas são, sobretudo, PME, havendo contudo resultados pertencentes a campanhas de amostragens em fontes onde estão instalados medidores em contínuo e que reportam os seus resultados ao IA. O peso destas últimas é, contudo, desprezável

Em seguida apresentam-se três Figuras ilustrativas da distribuição parcial de cada um dos laboratórios envolvidos neste estudo, no que diz respeito aos sectores de actividade abrangidos, com excepção do ISQ, que apenas cedeu resultados da região de Lisboa e em quantidade reduzida.

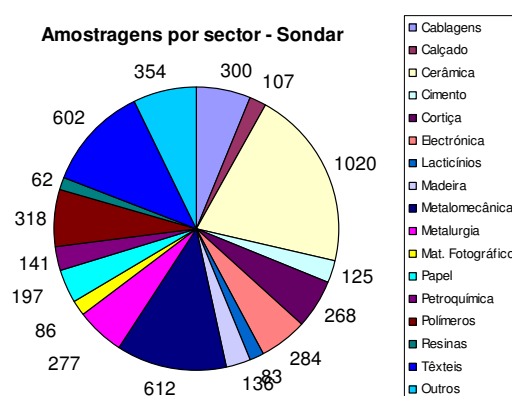


Figura 4.5. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos da Sondar.

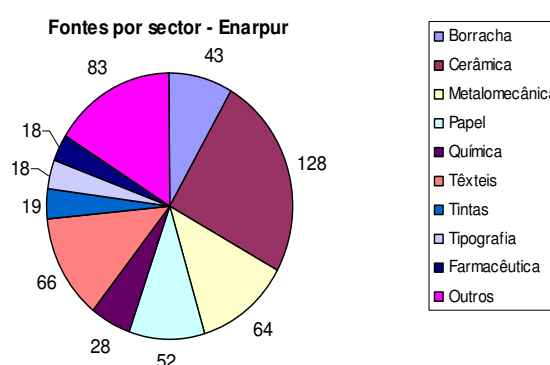


Figura 4.6. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos da Enarpur.

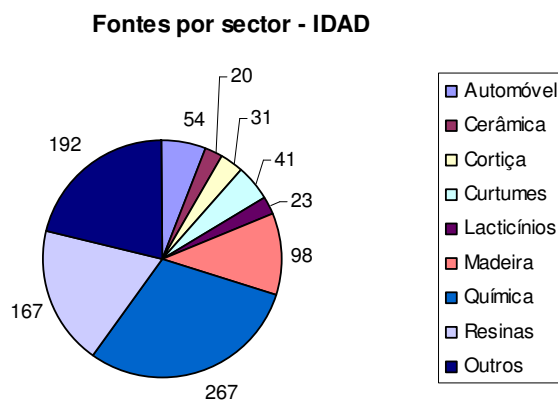


Figura 4.7. Distribuição, por sector de actividade, dos dados recolhidos do IDAD.

Os sectores de actividade descritos são cerca de 80, sendo mais representadas as indústrias cerâmica, têxtil, metalomecânica (especialmente cablagens), química, de polímeros e da cortiça. O conjunto de ensaios objecto da presente análise é o que se discrimina na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Número de ensaios compilados por laboratório, poluente e ano.

Laboratório	Poluente	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Total
Enarpur (2046)	PTS									19	255	141	415
	CO									85	280	162	527
	SO <sub>2</sub>									33	87	56	176
	NO <sub>x</sub>									35	165	114	314
	H <sub>2</sub> S									7	16	6	29
	F <sup>-</sup>									8	42	18	68
	Cl <sup>-</sup>										3	5	8
	COT									64	204	129	397
Metais									6	59	47	112	
Sondar (5786)	PTS					322	418	568	300				1608
	CO												
	SO <sub>2</sub>					193	245	248	113				799
	NO <sub>x</sub>					247	298	357	209				1111
	H <sub>2</sub> S						10	19	16				45
	F <sup>-</sup>					47	57	64	41				209
	Cl <sup>-</sup>					6	14	27	7				54
	COT					158	246	410	290				1104
Metais					64	134	410	248				856	
IDAD (3463)	PTS	2	31	26	145	102	117	122	110	84	49	5	793
	CO		2	5	64	3	48	64	66	65	47	4	368
	SO <sub>2</sub>	3	18	22	84	64	65	57	84	46	27		470
	NO <sub>x</sub>	3	15	23	79	72	72	67	104	80	50	4	569
	H <sub>2</sub> S		3	2	8	1	3	4	2	1	1		25
	F <sup>-</sup>		1	2	3	4	5	7	7	5	5		39
	Cl <sup>-</sup>		3	3	3	5	8	17	16	12	14		81
	COT		4	6	66	79	93	98	72	72	46	5	541
	Metais		5	18	81	36	86	83	106	113	49		577
ISQ (167)	PTS								8	10	35		53
	CO								8	10	35		53
	SO <sub>2</sub>								3	5	4		12
	NO <sub>x</sub>								2	5	4		11
	H <sub>2</sub> S												
	F <sup>-</sup>								3		1		4
	Cl <sup>-</sup>								3		1		4
	COT												
	Metais								1	2	27		30
TOTAL		8	82	107	533	1403	1919	2622	1819	767	1506	696	11462

A heterogeneidade dos diferentes formatos e conteúdos das várias bases de dados obrigou a uma uniformização da informação recolhida. Efectivamente, uma vez que é a mais recente, a base de dados da Enarpur reúne toda a informação necessária para caracterizar as diferentes fontes, ao passo que as bases de dados da Sondar, IDAD e ISQ possuem algumas falhas, impeditivas da realização de análises mais exaustivas e completas.

A base de dados da Sondar apenas contém a informação dos caudais mássicos emitidos para o ano de 2001 e não são apresentados nem os diâmetros das chaminés nem as velocidades para os outros anos, o que impede o cálculo dos restantes caudais. A base de dados do IDAD, para além de não apresentar os diâmetros das fontes analisadas obrigou ao cálculo dos caudais mássicos emitidos de cada poluente e das concentrações corrigidas. É importante referir que, por falta de VLE na base de dados do IDAD, as comparações que permitiram a avaliação do cumprimento legal através dos resultados das concentrações emitidas foram realizadas assumindo que o VLE é, em todos os casos, o de aplicação geral. Ora, como sabemos que tal não corresponde à realidade e, regra geral, nos casos em que se estabeleceu um VLE de aplicação sectorial este é inferior ao VLE de aplicação geral, podemos concluir que o número de excedências para o IDAD será sempre igual ou superior ao referido no presente estudo. Quanto à base de dados cedida pelo ISQ dela constavam os dados que permitiram o estabelecimento dos factores de emissão para a indústria da pasta e papel, cujos resultados se apresentam na Tabela A.1. Estes dados representam um intervalo temporal largo que vai desde 1988 a 2004 e cingem-se ao sector da pasta e papel. Os restantes dados recebidos são os que constam da Tabela 4.2. Uma vez que estes valores representam cerca de 10% dos dados presentes no ISQ para o período em questão e uma vez que o intervalo espacial representado é a zona de Lisboa, apenas foram usadas algumas informações, nomeadamente teores de O<sub>2</sub> medidos, velocidades e caudais registados.

Em primeiro lugar, começou-se por analisar as características construtivas do universo de fontes considerado, como ponto de partida para a avaliação do cumprimento das obrigatoriedades definidas, desde 1992, para este propósito,

pela norma portuguesa NP 2167. Foram analisados os tipos de secção (circular ou rectangular) bem como o cumprimento das recomendações relativas à localização da toma de amostragem para garantir as condições de escoamento que possam permitir amostragens isocinéticas.

Em seguida foi feito um estudo das dimensões médias de alguns tipos de fontes, nomeadamente as que mais frequentemente foram alvo de amostragem pontual, para que se possa ter uma ideia mais concreta dos diâmetros médios para certas fontes e avaliar o cumprimento no que diz respeito ao número de tomas de amostragem a instalar. Segundo a NP 2167:1992, no caso de uma chaminé apresentar um diâmetro interno entre 35 cm e 3 m (parede da chaminé do lado da toma incluída), terão de ser instaladas 2 tomas de amostragem, desfasadas 90°, para o varrimento de 2 septos do mesmo plano de amostragem. Chaminés com diâmetros internos inferiores a 35 cm podem ter só uma toma enquanto chaminés com dimensões superiores a 3 metros devem ser providas de 4 tomas para a correcta realização de amostragens verdadeiramente representativas.

Foi possível avaliar ainda quais os tipos de fontes cuja diferença entre o teor de oxigénio medido e o teor de oxigénio de referência definido por lei é, regra geral, maior ou menor, podendo este ser um indicador de uma possível desadequação do valor definido por lei em 1993 e a realidade nacional. Foram analisados os dados fornecidos por IDAD e Enarpur, perfazendo um total de 1076 fontes.

Seguidamente procedeu-se à análise do cumprimento de várias exigências legais (Portaria 286/93 e Decreto-Lei n.º 78/2004), nomeadamente o grau de cumprimento dos VLE, das novas velocidades mínimas de saída dos gases e dos novos limiares mássicos mínimos estabelecidos.

Este conjunto de dados e a sua assumida representatividade em relação ao tecido industrial nacional conduziram a uma análise das taxas de incidência de incumprimento legal para os diferentes poluentes apresentados acima. A análise seguiu uma metodologia anteriormente descrita por outros autores (Coutinho et al., 2000; Gomes, 2004a, 2005) e consistiu na criação de um indicador de excedência obtido através da razão entre a concentração medida corrigida do

poluente em questão e o seu VLE. Foi ainda feita uma análise discriminando as metodologias de amostragem e análise aplicadas.

Provavelmente com base na concordância entre algumas das conclusões de estudos prévios enunciadas atrás [Borrego *et al.*, 2000; Couto e Seabra, 2002; Gomes, 2004a, 2004b, 2005], foi criada a figura legal do limiar mássico mínimo (LMM), valor abaixo do qual as diferentes fontes ficam isentas de cumprir qualquer VLE. Para analisar o impacto da entrada em vigor deste novo mecanismo legal de gestão da qualidade do ar, foi realizada a comparação entre os caudais mássicos horários dos diferentes poluentes e os valores recentemente definidos como Limiares Mássicos Mínimos.

A monitorização em contínuo das emissões industriais está prevista para as fontes que excedam os caudais mássicos presentes na Portaria 286/93, de 12 de Março. Os responsáveis pela exploração das unidades industriais onde estas excedências se verificarem estão obrigados a enviar os dados da monitorização ao IA, com periodicidade trimestral. Esta rotina iniciou-se no ano de 1996 abrangendo, inicialmente, 9 unidades industriais. Actualmente existem cerca de 30 unidades industriais abrangidas por este procedimento, totalizando cerca de 90 fontes sujeitas a monitorização, em contínuo, de pelo menos um poluente. Os poluentes mais monitorizados são as partículas, CO, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>, podendo ainda ser encontradas fontes onde se procede à análise de COT, H<sub>2</sub>S, HCl, HF e/ou NH<sub>3</sub>. Os operadores devem respeitar o disposto no Despacho n.º 79/95, nomeadamente no que diz respeito às regras de cálculo dos valores finais e formato de comunicação desses mesmos valores ao IA.

Mais recentemente foi introduzida a obrigação de monitorizar em contínuo as emissões de SO<sub>2</sub> provenientes de fontes de combustão de coque de petróleo (Portaria 1387/2003, de 22 de Dezembro), não sendo, contudo, este universo de dados alvo da análise do presente trabalho.

Neste estudo dos resultados da monitorização em contínuo, a primeira abordagem teve em conta a evolução das emissões dos vários poluentes, para cada tipo de fonte específico. Foram consideradas as fontes pertencentes a sectores de actividade representados por 3 ou mais unidades na base de dados facultada pelo Instituto do Ambiente. Numa segunda fase tenta-se realizar a

comparação entre os resultados médios das medições em contínuo e os resultados das amostragens pontuais levadas a cabo por laboratórios independentes, para avaliar da representatividade destes últimos.

## 4.3. Resultados e discussão

### 4.3.1. Condições de monitorização

Os resultados da primeira análise aos aspectos construtivos, realizada apenas com os dados fornecidos pela Enarpur e que contemplam 525 fontes amostradas, são descritos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Grau de cumprimento das normas para colocação da toma de amostragem.

Norma colocação da toma de amostragem	N.º fontes	Incidência (%)
NP 2167:1992	124	23,6
EN 13284-1:2001	96	18,3
EPA 1	199	37,9

As restantes 106 fontes (20,2% do total), que não constam da tabela 4.3., encontram-se em incumprimento. Destas 106 fontes, 51 (9,7%) não cumprem o disposto quanto ao formato da sua secção, visto serem rectangulares e não cilíndricas, ao passo que 55 (10,5%) se encontram em incumprimento porque a toma está colocada numa perturbação ou muito próximo desta, apesar da secção ser cilíndrica. Logo à partida, a hipótese de se encontrar uma chaminé em incumprimento no que diz respeito à sua secção ou colocação da toma de amostragem é de 1 em cada 5. No caso das chaminés rectangulares, a realização de amostragens isocinéticas e representativas encontra-se prevista nas normas para a determinação de partículas, sendo no entanto exigido um número de tomas de amostragem que frequentemente não se verifica na realidade.

Os resultados do estudo sobre as dimensões médias de alguns tipos de chaminé encontram-se na tabela seguinte, sendo o resultado da análise da base de dados da Enarpur, totalizando 527 fontes.

Tabela 4.4. Diâmetro interno médio de alguns tipos de fonte.

Tipo de fonte	N.º amostragens	Diâmetro médio (cm)	Dmin (cm) / Dmax (cm)
Râmola	9	64	50/80
Secador	23	42	25/65
Forno	93	62	20/150
Atomizador	8	113	60/150
Cogeração	16	64	40/130
Caldeira	85	62	20/160
Queimadores	25	26	20/30

Como se pode constatar, apenas as chaminés de queimadores podem, em todos os casos analisados, possuir apenas uma toma de amostragem. Para os restantes exemplos, o valor do diâmetro médio obtido obriga à instalação de 2 tomas de amostragem, ao passo que nenhuma das fontes analisadas carecia da instalação de 4 tomas. Apesar destas evidências de que a esmagadora maioria das fontes deveria possuir 2 tomas e que as amostragens deveriam ser executadas nas duas tomas, reconhece-se como prática corrente, que urge corrigir, a realização de amostragens usando apenas uma toma, assumindo assim a uniformidade das características do escoamento com base numa sensibilidade que não pode ser efectivamente comprovada.

Uma das novas exigências legais diz respeito à velocidade de saída mínima do efluente gasoso. Com base nos dados fornecidos por Enarpur, IDAD e ISQ, resultado das amostragens realizadas em 1502 fontes, chegou-se aos seguintes resultados :

Tabela 4.5. Grau de cumprimento da velocidade mínima de saída dos gases



Caudal efectivo (Nm <sup>3</sup> /h)	N.º fontes		%
<5000 Vel.> 4 m/s	Cumprimento	391	58,1
	Incumprimento	282	41,9
>5000 Vel.> 6m/s	Cumprimento	667	80,5
	Incumprimento	162	19,5

O resultado do presente estudo revela semelhanças com o verificado por Crujeira *et al* (2004), que numa análise a fontes de combustão de PME constatou que, independentemente do tipo de combustível utilizado, quase 70% das instalações se encontrava a emitir com velocidade de descarga inferior à velocidade mínima agora definida por lei. Efectivamente, de acordo com o Decreto-Lei n.º 78/2004, fontes com caudal volumétrico efectivo superior a 5000m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> têm de apresentar uma velocidade superior a 6 m.s<sup>-1</sup>, ao passo que as fontes com caudais inferiores devem ter uma velocidade mínima de 4 m.s<sup>-1</sup>.

Como podemos verificar pelos resultados obtidos, o incumprimento aumenta de forma quase inversamente proporcional ao caudal efectivo registado. Uma vez que o universo de fontes tidas em consideração no presente estudo é significativamente superior (quase vinte vezes) ao conjunto de fontes analisado por Crujeira *et al.* (2004), acrescido do facto de se ter procedido à análise de outras fontes que não de combustão (normalmente sem ventilação forçada) ou só de PME, afigura-se aceitável o valor obtido por estes autores. De facto, será de esperar um valor inferior a 58% de cumprimento, sendo o valor de 30% [Crujeira *et al.*, 2004] perfeitamente aceitável, dado o universo da amostra então analisada.

#### 4.3.2. Medições pontuais

As medições pontuais foram inicialmente analisadas de modo a poder ser definido um teor volúmico de oxigénio médio associado aos diversos tipos de fontes constantes da nossa amostra. Os resultados constam da Tabela 4.6.

Tabela 4.6. Teores de oxigénio médios registados para alguns tipos de fonte e factores de correcção.

Tipo de fonte	O <sub>2</sub> medido médio (%)	O <sub>2</sub> referência (%)	Diferença média	Factor correcção
Râmola	20,8	8	16,1	65
Secador	19,4	8*	11,4	8,1
Central betuminoso	18,4	8	10,4	5,0
Atomizador	17,9	8*	9,9	4,2
Forno cerâmico	17,6	8*	9,6	3,8
Cogeração	10,8	8 (15 p/ NOx)	2,8 (-4,2 p/ NOx)	1,3
Caldeira a biomassa	16,0	8	8,0	2,6
Caldeira a madeira	12,0	8	4,0	1,4
Caldeira a propano	9,3	8	1,3	1,1
<b>Caldeira a nafta</b>	7,6	8	-0,4	<b>1,0</b>
Caldeira a gásóleo	7,2	8	-0,8	0,9
Caldeira a gás natural	5,1	8	-2,9	0,8

\*: Alterado recentemente de acordo com “Circular Apicer nº25-JS/2004” - correcções para 18% excepto F (8%).

A evolução exponencial do factor de correcção a aplicar às concentrações de poluentes, em função do teor de oxigénio medido, de acordo com o teor de oxigénio de referência de aplicação geral, pode ser observada na figura seguinte.

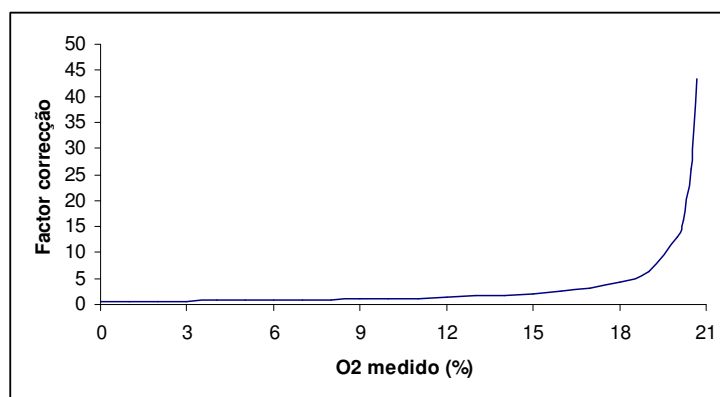


Figura 4.8. Factor de correcção em função do oxigénio medido

De uma forma natural constatou-se a adequabilidade máxima da legislação actualmente em vigor a caldeiras que usam nafta como combustível. Esta terá sido, provavelmente, a fonte fixa tida como “modelo” para a definição dos VLE em 1993 e de ter sido estabelecido 8% como o teor de oxigénio de referência de aplicação geral, conforme consta da Portaria 286/93. No entanto, com a introdução do gás natural, muitas são já as caldeiras que funcionam com teores volúmicos de oxigénio inferiores ao definido para a aplicação geral. Por outro lado, muitas são as fontes que, ao verem os resultados efectivos das suas emissões serem multiplicados pelo factor de correcção proveniente da aplicação do teor de oxigénio de referência, sofrem um incremento significativo desses mesmos valores, caindo por esta razão em situações penalizadoras de incumprimento legal. Neste capítulo destacam-se as râmolas e as centrais de betuminoso. Também as caldeiras a biomassa, recurso actualmente entendido como “renovável”, são penalizadas pela aplicação deste princípio.

Por último deve ser mencionado o aspecto mais estranho de todos. A correcção para teores de oxigénio de referência diferentes, dentro da mesma fonte, consoante o poluente em estudo, como se verifica no caso dos óxidos de azoto em cogerações ou dos compostos inorgânicos fluorados emitidos na indústria cerâmica. Se fisicamente é absurda esta consideração, do ponto de vista legal é explicada pela permissividade de que alguns VLE ficariam revestidos caso as correcções fossem todas para o mesmo teor de oxigénio de referência. No caso concreto da indústria cerâmica, o VLE de  $50 \text{ mg.Nm}^{-3}$  para os compostos inorgânicos fluorados seria, alegadamente, permissivo. No entanto com uma inversão do factor de correcção obtido pode-se chegar facilmente a um novo VLE para este poluente, partindo do pressuposto que o que actualmente se encontra em vigor está correctamente definido para um teor de oxigénio de referência de 8%. Efectivamente, no caso dos  $\text{F}^-$ , se o valor de  $50 \text{ mg.Nm}^{-3}$  era ajustado para 8%, então  $50/4,5=11 \text{ mg.Nm}^{-3}$ , parece um valor tão ajustado como o original, mas agora para 18%. Se estes valores serão os VLE mais adequados à realidade nacional, essa é outra questão que não é alvo de análise no presente estudo.

Os resultados da análise do cumprimento dos VLE encontram-se em anexo, na Tabela A.2, e podem ser observados, de modo resumido, na Figura 4.9.

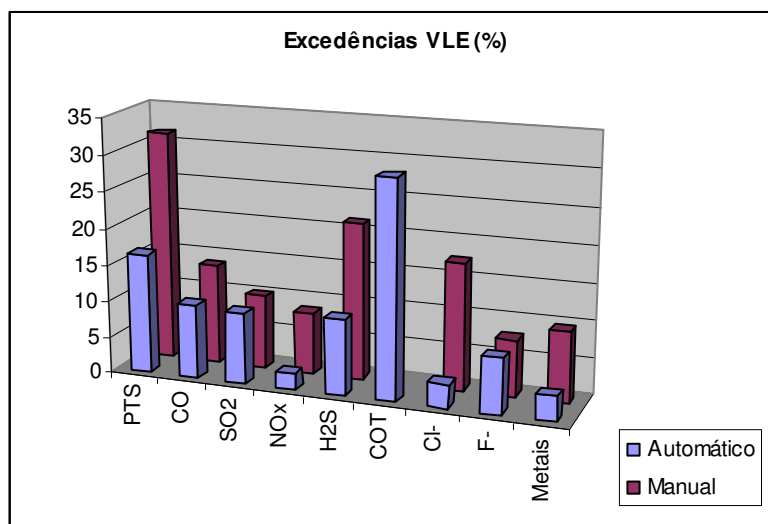


Figura 4.9. Grau de cumprimento VLE.

Da análise efectuada pode-se concluir que, apesar dos valores observados aquando do uso de métodos manuais de amostragem serem sempre mais elevados, não existem diferenças significativas entre os resultados obtidos pelas diferentes metodologias, para os seguintes poluentes: CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, F<sup>-</sup> e Metais. Quanto aos COV, uma vez que a determinação das emissões destes poluentes é realizada de modo semelhante pelos laboratórios envolvidos neste estudo, a análise comparativa não foi efectuada. Para os poluentes PTS, H<sub>2</sub>S e Cl<sup>-</sup> as diferenças registadas nos resultados dos diferentes métodos podem ser consideradas significativas podendo essas diferenças encontrar algum fundamento na utilização, na fase inicial da realização de amostragens em Portugal, apenas de equipamentos manuais. De facto, nesta fase inicial, as emissões da maioria dos poluentes eram superiores às registadas actualmente, podendo esta ser apontada como razão principal das diferenças verificadas. Para os poluentes H<sub>2</sub>S e Cl<sup>-</sup> acresce o facto de serem poluentes típicos de alguns sectores de actividade logo, os resultados obtidos são condicionados pela

presença mais significativa destas indústrias nas bases de dados obtidas por recurso a métodos manuais.

Na análise das excedências registadas nas emissões de PTS foram identificadas as principais fontes responsáveis pela emissão deste poluente. Assim, destacam-se neste campo as caldeiras a biomassa (cerca de 50%), e a nafta (cerca de 30%). Outras fontes com papel importante na emissão de PTS são as centrais de betuminoso, secadores de madeira, cogerações a diesel, incineradores, fornos e atomizadores cerâmicos e exaustões de processos libertadores de partículas. A Figura 4.10. representa os resultados para os dois métodos distintos, sendo visível o maior número de excedências obtidos com recurso a métodos manuais de amostragem, bem como a maior intensidade dessas excedências.

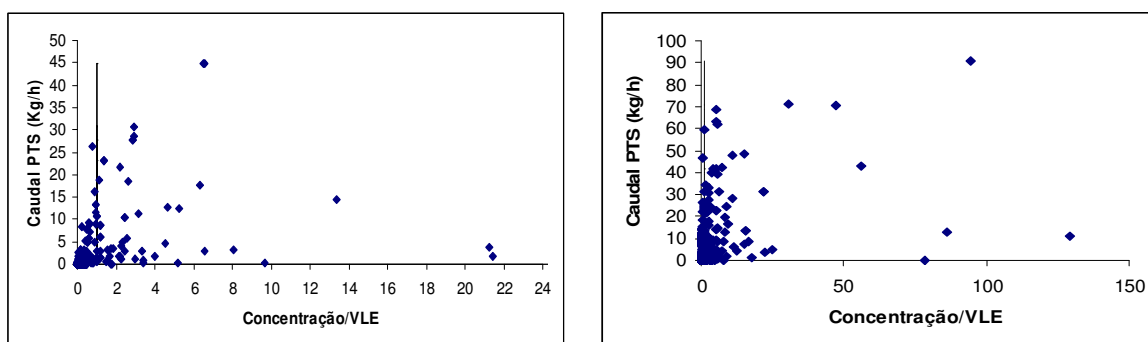


Figura 4.10. Cumprimento legal de PTS por método semi-automático (a) e manual (b).

Relativamente às emissões de CO, as emissões deste composto estão, como previsto, associadas a fontes de combustão e à eficiência ou grau de optimização destas combustões. Foram registadas excedências, sobretudo, em caldeiras (65%) (a biomassa (52%) ou com outro combustível (13%)) e, em menor número, em fornos cerâmicos - independentemente do combustível usado: coque, carvão, propano ou gás natural - e secadores de madeira (ambos com 9%). Também em caldeiras a gás natural e em queimadores a propano foram registadas excedências devido a deficientes condições de combustão das fontes analisadas.

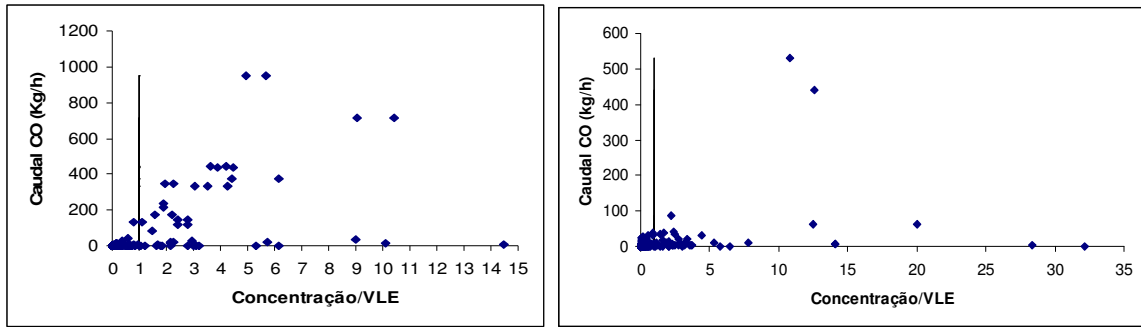


Figura 4.11. Cumprimento legal de CO por método automático (a) e manual (b).

Na análise das emissões de  $\text{SO}_2$  foi possível constatar a associação entre as emissões deste poluente e a queima de combustíveis fósseis com enxofre. Destacam-se claramente as caldeiras a nafta (80%), podendo ser ainda encontradas excedências em menor escala noutras caldeiras (onde não é especificado o combustível utilizado, podendo inclusive ser nafta), em cogerações a diesel, centrais de betuminoso e incineradores de resíduos. Pode-se entender a diferença de resultados entre os métodos manual e automático, dado que as amostragens pontuais eram inicialmente efectuadas recorrendo a métodos manuais, numa altura em que as emissões de  $\text{SO}_2$  eram mais elevadas do que na actualidade.

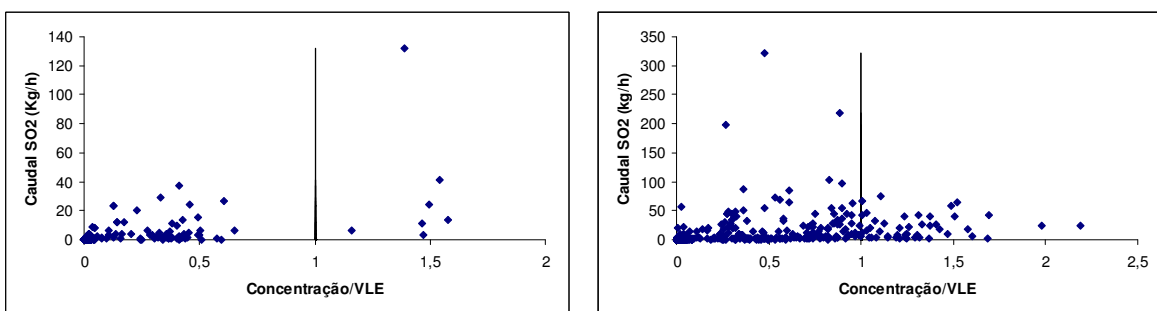


Figura 4.12. Cumprimento legal de  $\text{SO}_2$  por método automático (a) e manual (b).

As excedências verificadas para os  $\text{NO}_x$  são também semelhantes entre ambas as metodologias tendo-se verificado que a predominância vai para as cogerações

(65%), aparecendo também algumas caldeiras, fornos e secadores de madeira com valores elevados de emissão deste poluente.

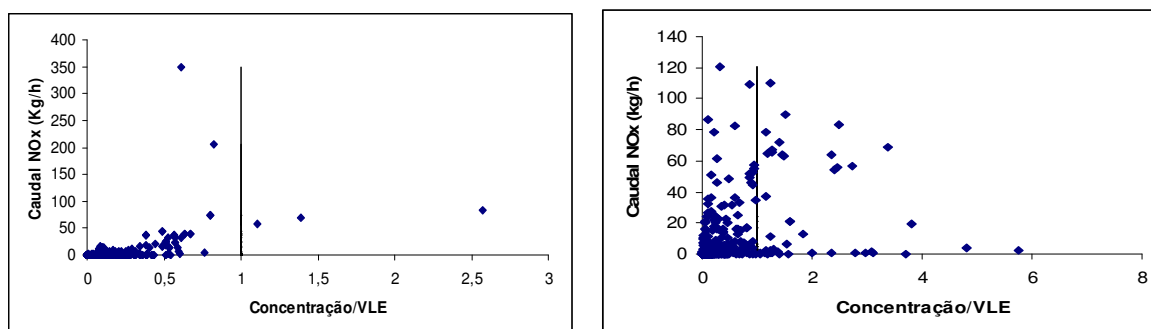


Figura 4.13. Cumprimento legal de NO<sub>x</sub> por método automático (a) e manual (b).

A análise das emissões de COT foi realizada em conjunto, tendo aproximadamente 60% das fontes em incumprimento sido identificadas como exaustões de cabines de pintura. Outras fontes com peso importante são as fontes de queima de gás natural e gás propano, nomeadamente caldeiras, fornos, atomizadores cerâmicos e cogerações. Secadores de madeira e alguns incineradores de resíduos apresentam também valores consideráveis. Fontes da indústria química como reactores e conversores catalíticos foram classificadas como importantes no contexto das emissões de COT industriais, bem como as máquinas de impressão tipográfica, os secadores na indústria da madeira ou as extrusões na indústria de transformação de borracha. A Figura 4.14. indicia, contudo, a inexistência de correlação entre o caudal mássico emitido e a concentração de COT.

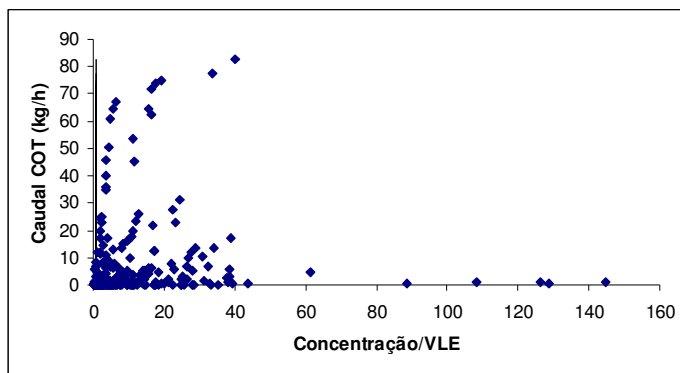


Figura 4.14. Cumprimento legal de COT por método automático.

Na análise das emissões de compostos inorgânicos clorados,  $Cl^-$ , a diferença nos resultados pelos dois métodos advém do universo amostrado. Efectivamente, o conjunto de amostragens cedido por um dos laboratórios contém um número significativo de amostragens em fontes da indústria química e contém uma grande percentagem das excedências totais verificadas. As emissões deste poluente estão associadas habitualmente a este sector, como se pôde constatar através da elevada percentagem de excedências (73%) registada nas emissões de fontes da indústria química, principalmente em fornos de síntese. A restante percentagem (27%) foi registada em incineradores de resíduos, alguns dos quais em hospitais. Face ao exposto, optou-se por apresentar apenas a figura ilustrativa do cumprimento legal para este poluente (Figura 4.19), apenas decorrente dos resultados obtidos recorrendo a métodos manuais, devido à sua elevada representatividade.

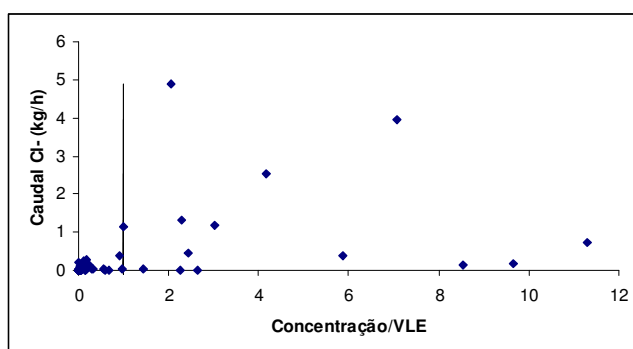




Figura 4.15. Cumprimento legal de Cl<sup>-</sup> por método manual.

Os compostos inorgânicos fluorados são poluentes associados maioritariamente à indústria cerâmica. Com efeito, quase todas as fontes que apresentam excedências para este poluente são pertencentes a esta indústria. Cerca de 83% das fontes em incumprimento são fornos e cerca de 13% são atomizadores, o que vem acrescentar um dado novo ao enunciado por Frutuoso e Silva (1999). Outra fonte identificada como emissora excessiva deste poluente foi a instalação de incineração de resíduos.

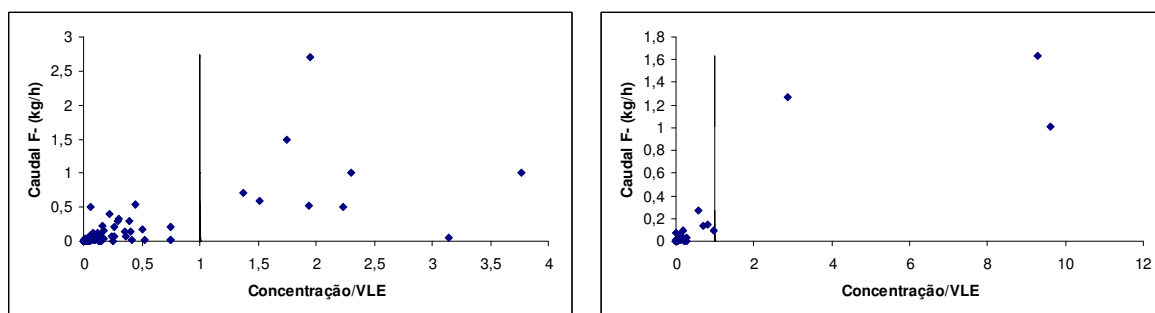


Figura 4.16. Cumprimento legal de F<sup>-</sup> por método semi-automático (a) e manual (b).

O caso do H<sub>2</sub>S é o de outro poluente principalmente associado a um sector de actividade, neste caso, a indústria produtora de pasta e de papel. Efectivamente, de todas as excedências verificadas, 60% são de fontes deste sector industrial, nomeadamente caldeiras de recuperação e fornos de cal. Relevantes quanto a excedências são também os reactores químicos do sector da produção de resinas (cerca de 30%).

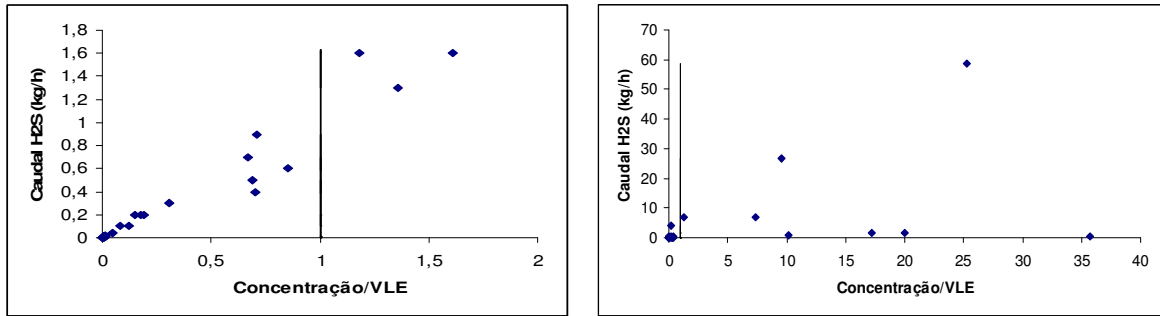


Figura 4.17. Cumprimento legal de H<sub>2</sub>S por método automático (a) e manual (b).

Uma vez que são vários os metais analisados, optou-se por fazer uma análise das emissões dos metais cujo VLE se encontra na Portaria 286/93: As (arsénio), Cd (cádmio), Cr (crómio), Cu (cobre), Hg (mercúrio), Ni (níquel) e Pb (chumbo). Para além destes sete elementos, as bases de dados continham resultados de análises a Al, Ag, Fe, Sn, Tl e Zn. O resultado encontra-se na Tabela A.3. Verificou-se que de todos os dados analisados, ao longo destes quase 10 anos apenas um dos metais com VLE definido não apresentou qualquer excedência: As (arsénio). Verificou-se ainda que os metais mais analisados são o chumbo (326 ensaios), o cobre (275 ensaios), o cádmio (233) e o crómio (222 ensaios), enquanto os menos analisados são o arsénio (111 ensaios) e o mercúrio (113 ensaios). Do levantamento efectuado às fontes responsáveis pelas excedências, verificou-se que o níquel foi o metal com maior registo de excedências estando estas altas emissões associadas, regra geral, a fontes de combustão como cogerações, incineradores e caldeiras. As excedências de chumbo e cádmio foram detectadas sobretudo em fornos cerâmicos mas também em incineradores de resíduos e, pontualmente, em cabines de pintura. A única excedência para o mercúrio registou-se num incinerador, ao passo que as excedências de crómio foram registadas em caldeiras, cogerações e incineradores.

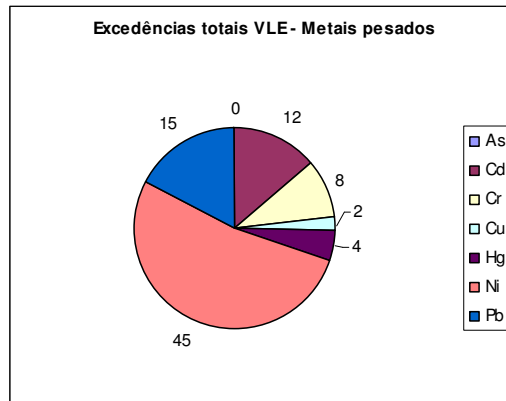


Figura 4.18. Excedências totais metais pesados (1995-2004).

Em termos gerais, constata-se que a indústria mantém um elevado número de fontes fixas em funcionamento que não cumpre a Portaria n.º 286/93, de 12 de Março. Para todos os poluentes foram encontrados casos em que são excedidos os VLE, sendo a situação mais crítica para as partículas e para os compostos orgânicos, à semelhança do observado por Coutinho *et al.* (2000). No entanto, uma vez que a amostra analisada é significativamente maior, alguns dos valores de excedências chegam a ser mais de 30 vezes superiores ao VLE para as partículas e mais de 140 vezes superiores ao VLE para COV. Tal como referem Coutinho *et al.* (2000) também se verificou, pela análise da presente amostra, que as fontes que mais contribuem para o não cumprimento da Portaria 286/93 em relação às partículas são as caldeiras, sobretudo a biomassa, enquanto as fontes que mais contribuem para as excedências nos COV são chaminés de processo industrial, sobretudo exaustões de cabines de pintura.

Comparando os resultados obtidos no presente estudo com os de Couto e Seabra (2002), que realizaram uma análise às emissões de COT, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e partículas, baseada em 693 fontes amostradas entre 1998 e 2002 pelo Instituto de Ambiente e Desenvolvimento, podem-se assinalar alguns aspectos em comum.

Estes autores também verificaram o incumprimento legal dos valores das concentrações de COT e partículas em várias amostras, à semelhança do presente estudo, onde também estes 2 poluentes são os que apresentam maior taxa de excedências do seu VLE. Os sectores industriais mais críticos

identificados por Couto e Seabra (2002) foram o Têxtil, o da Madeira e o dos Produtos Metálicos, estando o incremento da emissão de compostos orgânicos normalmente associado ao uso de gás natural como combustível.

Nesse mesmo estudo verificou-se ainda que, de modo idêntico ao observado no presente trabalho, algumas das maiores fontes emissoras se encontravam em cumprimento, ou seja, não ultrapassavam o VLE apesar de possuírem caudais mássicos elevados. Concluíram então os autores ser positiva a criação do conceito legal de Limiar Mássico Mínimo, abaixo do qual cada fonte pode emitir qualquer valor de concentração. À mesma conclusão tinham já chegado Borrego *et al.* (2000). Foi, contudo, admitida a ressalva de uma fonte se encontrar perto de receptores sensíveis, nomeadamente populações, e nesse caso ser necessário estabelecer uma articulação com todo o tipo de dados topográficos e meteorológicos específicos de cada local em questão.

Noutra análise recente ao grau de cumprimento das exigências legais por parte da indústria nacional, levado a cabo pelo ISQ e abrangendo as emissões de partículas, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e COV de cerca de 400 fontes fixas industriais num período temporal compreendido entre 1998 (ano em que as amostragens pontuais se tornaram “rotineiras”) e 2000, constatou-se que para as partículas e COV, as fontes em incumprimento eram as que apresentavam altos caudais de emissão, independentemente do ramo industrial analisado [Gomes, 2004a], ao contrário do verificado no presente estudo onde essa relação não é clara, com excepção do observado para o H<sub>2</sub>S por métodos automáticos e para os compostos orgânicos fluorados por métodos manuais. No estudo do ISQ foram realizadas amostragens usando métodos manuais de referência. Para os casos do SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> as percentagens de cumprimento legal foram da ordem dos 100% independentemente dos caudais de emissão presentes na amostra analisada, conforme se pode constatar na Tabela 4.7.

Tabela 4.7. Análise da conformidade legal das emissões de fontes fixas em Portugal [Gomes, 2004a].

Poluente	N.º fontes	% cumprimento VLE (PME)	% cumprimento VLE (grandes unidades)	% cumprimento VLE (total)
PTS	390	68	80	80
SO <sub>2</sub>	167	98	99	98
NO <sub>x</sub>	240	98	100	99
COV	253	78	60	61

Na comparação entre os resultados do presente trabalho e os do estudo realizado por Gomes (2004a) nota-se uma clara semelhança entre as percentagens de cumprimento dos VLE (em PME) para PTS e os resultados obtidos na análise dos métodos manuais, bem como para o cumprimento do VLE para COV (em PME) e os valores globais registados no presente trabalho para este poluente. As maiores diferenças registam-se para os NO<sub>x</sub> e o SO<sub>2</sub>, sendo contudo os valores da mesma ordem de grandeza (entre 90% e 100% de cumprimento do VLE).

Da análise destes valores, afigurou-se lógico para o autor que a legislação actualmente em vigor para PTS e COV não é efectiva e deve ser revista excluindo, possivelmente, a sua aplicação a fontes de importância menor no panorama global das emissões industriais destes poluentes. Também os novos VLE devem ser mais reduzidos, reflectindo assim as oportunidades geradas pela aplicação das melhores tecnologias disponíveis. A revisão da legislação deve trazer ainda a novidade de comportar a mais recente informação acerca do efeito toxicológico dos poluentes, bem como os níveis característicos expectáveis de emissões industriais onde se encontram já aplicadas as MTD (Melhores Tecnologias Disponíveis). Numa análise mais optimista, o autor daquele estudo verificou que ocorreram importantes progressos desde a primeira legislação em 1990, recomendando, contudo, um esforço adicional para que o

actual sistema de auto-controlo, monitorização e comunicação de resultados se torne aplicável à totalidade das fontes industriais, por contraponto ao actual cenário em que apenas segmentos específicos do nosso sector industrial são contemplados [Gomes, 2004a].

Noutro estudo da autoria de Crujeira *et al.* (2004), tendo como base 86 campanhas efectuadas entre 1999 e 2003, pelo INETI, recorrendo a métodos de amostragem manuais e automáticos, em fontes de combustão de PME industriais, verificou-se o cumprimento geral das obrigações legais a que estão sujeitas as emissões destas fontes, para os poluentes CO e NO<sub>x</sub>. As emissões de SO<sub>2</sub> acima do VLE (38%), estavam sempre associadas ao uso de nafta e fuel, tal como foi verificado no presente trabalho.

Altas emissões de partículas foram observadas quando o combustível era nafta (45%) e biomassa (80%); contudo, estas emissões podem ser atribuídas às deficientes condições de operação das fontes em questão, que originam uma combustão ineficiente com consequentes perdas de energia. A optimização destas condições, segundo os autores, resultaria em melhores desempenhos que conduzirão a poupanças de energia e a uma expectável redução das emissões de partículas e monóxido de carbono. Este procedimento iria, muito provavelmente, resultar na passagem para um estado de cumprimento dos VLE fixados em legislação. No entanto, tal tarefa não parece facilmente atingível no caso da queima de biomassa, uma vez que o teor de oxigénio médio, de acordo com a Tabela 4.6, implica que os valores medidos, já elevados, sejam multiplicados por três.

Considerando o cenário meramente hipotético de os novos VLE virem a ser os mesmos a que estão sujeitas as Grandes Instalações de Combustão (GIC's), as taxas de incumprimento legal para os VLE aplicáveis aumentam consideravelmente, passando de 39% para 90% para partículas, de 38% para 90% no caso do SO<sub>2</sub> e de 0% para 63% no caso dos NO<sub>x</sub>, em unidades que usam nafta.

Na futura legislação, caso os VLE sejam mais “apertados”, devem ser equacionadas medidas relacionadas com a substituição de combustíveis e com a instalação ou substituição de equipamentos de controlo da poluição atmosférica,

de forma a poder haver um cumprimento efectivo dos novos valores limite [Crujeira *et al.*, 2004].

O resultado da análise do cumprimento dos novos Limiares Mássicos Mínimos apresenta-se seguidamente (e na Tabela A.4, em anexo), sendo as percentagens referentes ao número de fontes cujo caudal excede o LMM, logo, futuramente sujeitas a cumprimento de VLE.

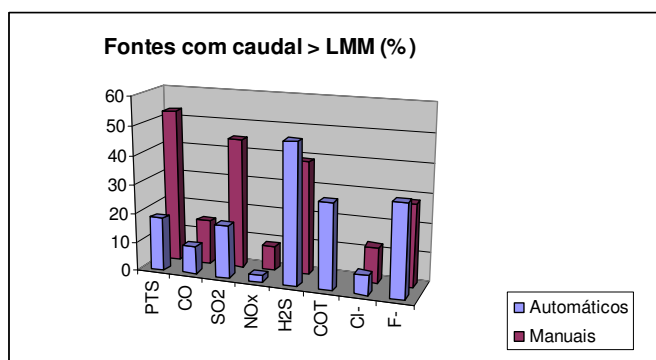


Figura 4.19. Análise da percentagem de fontes analisadas e futuramente sujeitas a VLE.

Como podemos observar, as principais diferenças neste capítulo entre as duas metodologias analisadas foram registadas para os poluentes PTS e SO<sub>2</sub> tendo, em ambos os casos, sido verificado um maior cumprimento do LMM por parte de fontes onde a amostragem foi realizada segundo métodos manuais. Contudo, este valor pode estar “mascarado” pela forma como a análise foi efectuada. De facto, ao analisarmos resultados de um período de 10 anos estamos a introduzir um erro que consiste em analisarmos fontes que podem já não existir ou cujas emissões podem ter sofrido alterações consideráveis. Com base nos dados analisados pode-se afirmar, com alguma certeza, que estes dados (PTS e SO<sub>2</sub>) são empolados pelo facto destas emissões terem sido significativamente mais elevadas no início da década de 1990, quando os métodos eram exclusivamente manuais. Para os restantes poluentes os valores verificados foram semelhantes.

Em resposta à proposta de Portaria reguladora dos vários Limiares Mássicos Mínimos, um grupo de Laboratórios que prestam serviços de caracterização de

emissões atmosféricas compilou, no início de 2005, um conjunto significativo de informação ao nível do histórico nacional dos caudais mássicos desses mesmos poluentes, tendo as conclusões sido claramente reveladoras para os próprios autores. Segundo o grupo de laboratórios que esteve envolvido na compilação de dados de amostragens, os valores propostos para servirem como Limiar Mássico Mínimo, não o foram com base nos pressupostos mais correctos. Um resumo dos resultados obtidos para dar resposta a esta situação pontual pode ser apreciado na Tabela A.5, em anexo.

Efectivamente, com os actuais LMM recentemente definidos por lei, entre 80% e 90% das fontes fixas nacionais consideradas não ficariam sujeitas a qualquer VLE que restringisse as concentrações dos diferentes poluentes emitidos. Se adicionarmos a estes dados uma das conclusões do estudo de Machado *et al.* (2003), que refere que, na avaliação do desempenho e do impacte ambiental da exploração de geradores de vapor e termofluído, o incumprimento dos valores limite ocorre, fundamentalmente, para baixos caudais de gases, então o cenário impõe que se tomem medidas imediatas de vigilância.

Aparentemente, o que sucedeu foi uma transposição “cega” dos Limiares Mássicos Mínimos constantes doutras legislações europeias, nomeadamente a alemã. Contudo, para este efeito de fixação de LMM, a legislação alemã define a sua aplicação não apenas a cada fonte mas sim a cada unidade industrial como um todo, tendo sido esta a principal “falha” de interpretação na transposição ou adopção desta medida.

Se é verdade que os diferentes conjuntos de dados analisados por cada um dos laboratórios que se dedicam à prestação destes serviços podem apresentar características bastante diferentes entre si, não devem ser ignorados os valores percentuais correspondentes a um elevadíssimo número de fontes que passariam a não necessitar de cumprir qualquer VLE. Com efeito, com excepção dos resultados reportados por um dos laboratórios envolvidos (que são anormalmente baixos), todos os outros apresentam um valor mínimo global de 73%, ou seja, 3 em cada 4 fontes ficariam isentas de VLE, no caso mais optimista da óptica da protecção do ambiente e saúde pública.



É importante ainda referir que todos os dados apresentados o foram sem qualquer menção à incerteza estimada. Assim sendo, o valor intrínseco dos resultados é menor pois não está balizado o seu intervalo de confiança, o que permitiria enquadrar e relativizar melhor todos os dados apresentados e respectivas conclusões. Este é um aspecto em que é urgente trabalhar, seguindo as disposições do *“Guide to the expression of uncertainty in measurement”*, quer ao nível das medições pontuais, quer ao nível das medições em contínuo, quer, inclusivamente, ao nível dos valores presentes em inventários de emissão que o nosso País envia periodicamente para as autoridades europeias competentes como, aliás, já foi diagnosticado. Também a selecção dos procedimentos a usar aquando da realização duma medição deve obedecer ao disposto na norma EN ISO 14956:2002 - *“Evaluation of the suitability of a measurement procedure by comparison with a required measurement uncertainty”*.

#### **4.3.3. Medições em contínuo**

Os resultados da monitorização em contínuo, levada a cabo em várias fontes industriais também foram alvo de análise.

Em primeiro lugar convém salientar vários aspectos negativos que foram detectados na base de dados gentilmente cedida pelo Instituto do Ambiente. O primeiro aspecto negativo é a ausência de alguns anos de resultados, para determinadas fontes, por ausência do respectivo ficheiro ou por o mesmo se encontrar codificado. Em segundo lugar, o facto de vários operadores comunicarem os seus resultados em formatos diferentes daquele que o IA disponibiliza para o efeito (em suporte Excel), incrementando sobremaneira o tempo necessário à análise estatística de quem tenha de realizar algum estudo sobre o assunto. Em terceiro lugar surgem-nos, algo surpreendentemente, trimestres em que as folhas de Excel se repetem mas com dados diferentes, o que levanta algumas dúvidas. A quarta falha ocorreu aquando da tentativa de

análise dos dados do sector da produção de energia e do sector do tratamento de resíduos. No primeiro caso, a codificação das fontes e a não descrição do tipo de fonte impossibilitou qualquer análise válida. No caso das fontes do sector de tratamento de resíduos o problema deu-se pela ausência dos VLE associado a cada poluente e pelo formato em que a informação é apresentada. Por último, e num patamar de análise mais técnica, a lacuna ao nível dos caudais mássicos médios ou dados que permitam inferi-los, assim como a total ausência de informação técnica e metrológica do analisador responsável pela obtenção dos dados, nomeadamente ao nível da informação básica da marca, modelo e data da última calibração (e da seguinte), são, ambas, preocupantes. A primeira porque indicia uma ausência de interesse das entidades reguladoras pela quantidade de poluentes efectivamente emitidos por estas fontes. Sabe-se que é mais do que o caudal mássico definido como máximo na Portaria 286/93, e isso é suficiente. A segunda porque retira qualquer credibilidade ao conjunto de dados que o Instituto do Ambiente possui. É fácil demais, para qualquer entidade que tem a seu cargo a monitorização em contínuo, proceder à manipulação destes resultados.

Quanto aos resultados propriamente ditos, analisou-se o período decorrido entre 1996 e Junho de 2004, num total de 547 fontes. Estas fontes apresentam uma média de 10 dados médios mensais por ano, perfazendo um total aproximado de 5500 valores médios mensais. Se notarmos que existe um elevado número de fontes que efectuam a monitorização de apenas um poluente (regra geral, partículas), mas que outras há que monitorizam até oito poluentes, estima-se o total de dados médios mensais analisados em cerca de 20.000.

Verificou-se, neste conjunto de dados, uma prevalência de três sectores de actividade: produção de cimento, produção de energia e produção de pasta e papel. Das 34 unidades industriais que actualmente reportam os seus dados ao IA, 21 pertencem aos três sectores já enunciados. As restantes pertencem aos sectores químico, fabrico de vidro, têxtil e de valorização energética de resíduos.

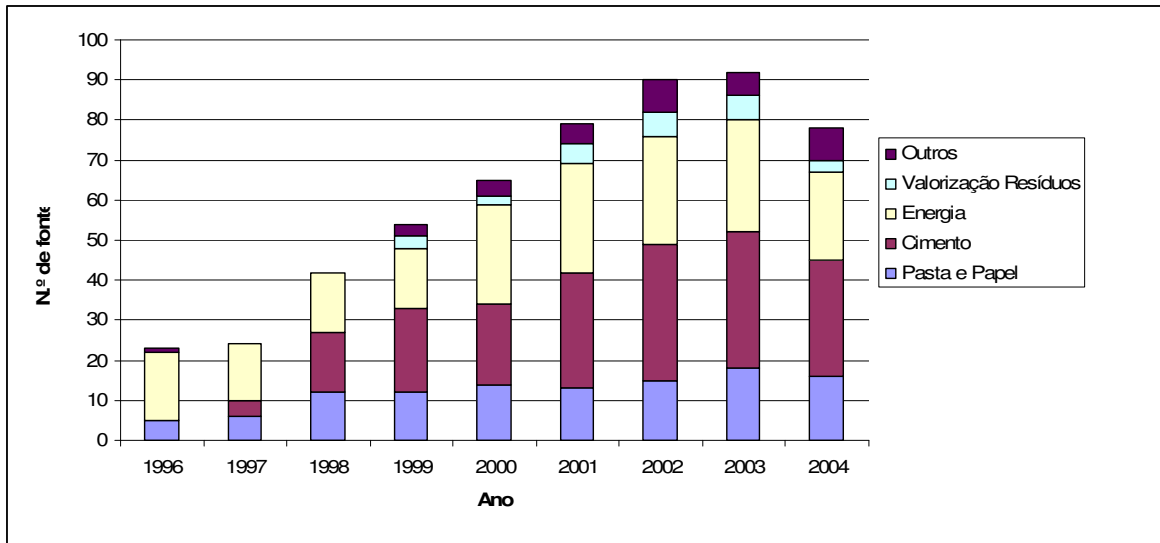


Figura 4.20. Evolução anual do número de fontes fixas sujeitas a monitorização em contínuo e respectivos sectores de actividade.

O sector da produção de pasta e papel tem as suas fontes características aqui presentes: caldeira auxiliar ou a biomassa, caldeira de recuperação e forno de cal.

Quanto ao sector da produção de cimento, as fontes presentes são os fornos, os moinhos de carvão e cimento e os arrefecedores.

Todas as fontes anteriormente descritas procedem, regra geral, à monitorização de partículas, as caldeiras e fornos à monitorização de CO, NO<sub>x</sub> e, por vezes, SO<sub>2</sub>. O H<sub>2</sub>S é monitorizado nas caldeiras de recuperação e nos fornos de cal, fontes da indústria da pasta e papel.

As fontes em que se verificou a monitorização de um número mais elevado de poluentes foram as do sector da valorização energética de resíduos, onde se procede à medição de PTS, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, TOC, HCl, HF e NH<sub>3</sub>.

Registou-se que em todas as fontes e para todos os poluentes o valor médio mensal nunca excede o VLE, salvo raras e longínquas excepções, nomeadamente de partículas nas caldeiras a biomassa, caldeiras de recuperação, arrefecedores e moinhos de cimento. Já os valores máximos mensais são quase sempre superiores ao VLE, chegando a ser uma ou duas ordens de grandeza superiores. No entanto, no sector da produção de energia, registam-se excedências de SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> em maior número do que o que se verifica nos outros sectores industriais.

Na segunda abordagem a estes dados tentou-se realizar uma comparação entre os resultados das medições em contínuo e os resultados das amostragens pontuais. Tal análise não foi possível, uma vez que os dados recolhidos junto dos laboratórios não apresentavam a consistência temporal ou sectorial que nos permitisse estabelecer relações fiáveis. De facto, para além do desfasamento temporal dos dados dos laboratórios (e sua relativa escassez) também a especificidade acabou por representar um problema, actuando cada um dos laboratórios em sectores de actividade relativamente específicos. É de destacar a possibilidade que se abrirá à realização de comparações similares à pretendida quando as CCDR's conseguirem dispor de informação organizada e em suportes informáticos idênticos, de modo a poder haver uma ideia mais concreta acerca da representatividade das amostragens pontuais, conforme era à partida para este estudo, desejado.

## Capítulo 5

### 5. Conclusões

O presente estudo destinou-se a traçar um panorama relativo às emissões atmosféricas industriais em Portugal, tendo-se revelado bastante profícuo na identificação de vários aspectos positivos, bem como de outros que devem ser alvo de correcção num futuro próximo.

Como primeira conclusão do presente trabalho pôde-se constatar que a falta de informação organizada e disponível se revelou impeditiva da realização de mais e melhores análises. Este deverá ser claramente um dos aspectos a corrigir futuramente, sobretudo ao nível das CCDR, de entre as quais apenas a do Centro dispunha de informação organizada em suporte informático em pleno ano de 2004, onze anos após a realização das primeiras amostragens com vista ao autocontrolo das emissões industriais.

Outra conclusão de cariz geral a retirar de todos os aspectos analisados é a de que há muito trabalho ainda a realizar na área das emissões atmosféricas industriais em Portugal continental, como se compreenderá seguidamente.

Com efeito, podemos verificar que existe, passados cerca de catorze anos da publicação da Norma Portuguesa NP 2167:1992, um atraso significativo na sua revisão (prevista para cinco anos após a publicação) e, porventura mais revelador, o facto de apenas uma em cada quatro fontes analisadas (25%) respeitar o disposto nacional acerca da localização da toma de amostragem, requisito importante para a correcta realização de amostragens representativas.

Podemos ainda observar o facto paradoxal de não ser possível a uma chaminé possuir secção rectangular (de acordo com o D.L. 78/2004 e NP 2167) mas todas as normas de amostragem de partículas contemplarem essa possibilidade. A realidade da nossa amostra aponta para que uma em cada cinco fontes fixas se encontra actualmente em incumprimento legal. É certo que se conseguem hoje,

devido aos amostradores isocinéticos automáticos, amostragens tidas como representativas quando a toma se encontra mais próxima de perturbações. No entanto, parece-nos óbvio que o respeito pelas indicações de cariz construtivo a cumprir pelos responsáveis pela instalação de chaminés industriais tem ficado claramente abaixo das expectativas do legislador. O cumprimento estrito das exigências neste domínio, assim como no domínio das condições de segurança que têm de ser garantidas aos técnicos de amostragem, devem passar definitivamente a ser encarados como factores dos quais depende a qualidade dos resultados de qualquer amostragem.

Os resultados respeitantes às dimensões médias de certas fontes que são frequentemente alvo de análise revelam que, apesar da variação entre valores que vão de 20 cm a 1,5 m, fontes como caldeiras, cogerações ou fornos apresentam um diâmetro interno médio de cerca de 60 cm. Já outras fontes, como é o caso dos atomizadores, apresentam chaminés de maiores dimensões. As fontes com diâmetro mais reduzido dizem respeito a queimadores. As dimensões médias apontam para que as diferentes fontes (com excepção dos queimadores) possuam duas tomas de amostragem, exigência que apenas uma reduzida percentagem das fontes respeita na realidade.

Observando os resultados do estudo do cumprimento das velocidades mínimas de exaustão, pode-se constatar que, apesar dos resultados satisfatórios de cumprimento deste aspecto, as fontes com caudais mais elevados apresentam uma taxa de cumprimento legal superior à da apresentada pelas fontes com menor caudal. As fontes que envolvem combustão, principais responsáveis pela emissão de partículas, CO, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> são as que apresentam menor taxa de cumprimento deste novo requisito legal, facto que pode ser resolvido se forem efectuadas alterações às dimensões das fontes em incumprimento ou, quando possível, se forem instalados sistemas de extracção forçada dos efluentes gasosos.

Da análise das diferenças entre o teor de oxigénio de referência e o teor de oxigénio medido (médio) constatou-se que existem fontes fixas que apresentam um regime de funcionamento caracterizado por um teor de oxigénio diferente

daquele para o qual são efectuadas as correcções legais. As caldeiras a nafta foram as fontes que apresentaram um regime de funcionamento onde o teor de oxigénio medido mais se aproxima de 8 % (v/v). Pôde-se concluir ainda que através da queima de gás natural se conseguem teores de O<sub>2</sub> mais reduzidos, logo, combustões mais eficientes, enquanto o recurso a madeira ou biomassa origina queimas com teores de oxigénio normalmente superiores a 8 %. Com base neste facto parece pertinente que, na revisão dos actuais VLE, sejam incluídas premissas relativas ao combustível utilizado, quer através da fixação de VLE específicos para cada combustível, quer através da definição de teores de oxigénio de referência previamente validados através de experiência prática.

Outro caso que se afigura de difícil compreensão é o de fontes onde se fazem correcções para dois teores de oxigénio de referência distintos, dependendo do poluente em questão, como fornos cerâmicos ou cogerações, uma vez que a mistura gasosa é tida como homogénea e perfeitamente misturada. Este será outro facto a rever aquando da definição dos novos VLE. Como exemplo, observou-se que as fontes típicas da indústria cerâmica (fornos, secadores e atomizadores) possuem regimes de funcionamento onde o teor de O<sub>2</sub> médio ronda os 18 %. Assim, apesar de ser realmente mais correcta a definição de um novo teor de O<sub>2</sub> de referência para este sector, mais aproximado da realidade, também a redefinição dos VLE, para evitar as actuais correcções para teores diferentes consoante o poluente, se afigura imperativa.

Numa análise aos laboratórios acreditados para a caracterização de emissões, verificou-se que a grande maioria recorre actualmente ao uso de métodos ou sistemas automáticos de medição, apesar de ser possível encontrar laboratórios que utilizam métodos exclusivamente manuais na determinação das emissões de poluentes para a atmosfera.

Com o argumento recorrente de que a área das emissões gasosas é uma área de trabalho recente em Portugal, tem-se verificado que algumas concessões de acreditação a laboratórios que se dedicam a esta actividade têm padecido de **incorreções graves**. Este aspecto negativo resulta, em primeira instância, do desconhecimento das metodologias aconselhadas por parte de alguns

responsáveis laboratoriais e, em última instância, da inadequada formação e falta de experiência de alguns auditores do antigo Instituto Português da Qualidade (actual IPAC). É urgente reconquistar a quota de credibilidade perdida por esta instituição e seus auditores, algo a que a recém formada Comissão Técnica RELACRE/IPAC “Emissões Gasosas” tenta ajudar a dar resposta cabal. A recente perda da acreditação da entidade acreditadora nacional (recuperada ao fim de cerca de um ano) e a falta de acreditação do Laboratório de Referência do Instituto do Ambiente para a caracterização de emissões atmosféricas são indicadores da desatenção que alguns aspectos fundamentais para a evolução e credibilização deste sector têm sofrido num passado recente.

Outra área onde parece importante actuar é na certificação dos técnicos que realizam amostragens, que poderá eventualmente vir a ser coordenada pela RELACRE e que pode conferir uma maior competência, segurança, auto-estima e credibilidade a quem tem que, diariamente, realizar campanhas de amostragem nos locais mais diversos e sob as mais variadas condições.

Apesar da indicação dos métodos de medição ser da responsabilidade do Instituto do Ambiente, diversos são os diplomas legais que, desde o ano 2000 e colmatando a ausência de recomendações desta entidade, definem a correcta metodologia a usar. Reconhecida pelo seu carácter pioneiro na abordagem das questões relativas à determinação de poluentes (nomeadamente através dos seus métodos promulgados), a *Environmental Protection Agency* dos EUA tem vindo a servir de base à criação de novas referências normativas testadas e validadas. No entanto, é clara a tendência que se observa de criação de uma “bolsa” de normas e métodos de ensaio para uso em território nacional. Estes métodos e normas nacionais, CEN ou ISO (com o progressivo abandono dos métodos promulgados da EPA) devem ser sempre verificadas, aprovadas e recomendadas pelo Instituto do Ambiente.

Quanto ao trabalho de normalização a nível nacional, o Decreto-Lei n.º 140/2004, de 8 de Junho, define o IPQ, no quadro do Sistema Português da Qualidade, como Organismo Nacional de Normalização, a quem compete estabelecer o Plano de Normalização. As normas NP são voluntárias, salvo se



existir um diploma legal que as torne de cumprimento obrigatório. De realçar que são consideradas normas portuguesas, para além das que possuem designação NP, as normas EN, EN ISO, EN ISO/IEC e ETS, integradas no acervo normativo nacional por via de adopção.

Todo e qualquer laboratório que use métodos que não sejam os de referência ou os recomendados pelo IA (recomendação actualmente inexistente) tem, obrigatoriamente, que proceder à validação prática da metodologia empregue.

É igualmente importante que o Instituto do Ambiente, mais concretamente através do seu Laboratório de Referência, tenha alguma capacidade de controlo sobre os laboratórios que usam SAM, nomeadamente através da realização das operações anuais de calibração, que se devem tornar obrigatórias para quem pretende prestar o serviço de caracterização de emissões atmosféricas.

A reflexão feita ao longo deste trabalho acerca da evolução do panorama legislativo nacional, mostra ser claramente positivo o facto de se ter actualizado a referência legal que rege a actividade dos operadores na área da poluição atmosférica. Esta revisão periódica deverá ser considerada condição necessária para a manutenção da vitalidade e adequabilidade dos diplomas que regem este sector. Contudo, é estranho o facto de ainda existirem vazios legais, o que levanta a hipótese de se poder vir a esperar novamente alguns anos pela saída de algumas das Portarias regulamentadoras essenciais. Afigura-se urgente a publicação destas Portarias para uma melhor clareza na forma de actuar e uma maior justiça e equidade na fiscalização.

Um outro aspecto manifestamente positivo desta revisão legal é a primeira referência ao recurso a laboratórios acreditados para a realização dos ensaios. No entanto, a pouca exigência manifestada na obrigatoriedade em realizar os ensaios apenas uma vez em cada três anos com recurso a entidades acreditadas pode ter o efeito perverso de vir a ser encarado como um convite ao desinvestimento na qualidade, viabilizando a multiplicação de laboratórios que, para praticarem preços mais baixos, reduzem os custos com a qualidade nas operações de manutenção e metrologia, entre outras, indispensáveis à fiabilidade dos resultados apresentados. Uma sugestão para colmatar esta falha

será, no futuro, proceder-se à extensão da obrigatoriedade das medições de auto-controlo serem efectuadas sempre por recurso a laboratórios acreditados. Deverá ainda ser estipulado um período máximo de aproximadamente dois anos para que um laboratório novo esteja no mercado em fase de acreditação. Passado este período, a entidade reguladora da actividade (preferencialmente o IA), comunicaria às CCDR a inaptidão de tal laboratório para proceder à caracterização de emissões, só podendo este facto ser alterado através de auditoria do IPAC.

Outra questão premente que suscita discussão é o facto de qualquer cidadão ou entidade, de qualquer sector e com qualquer tipo de habilitações ou ausência delas, poder emitir relatórios de caracterização de emissões. Competirá, neste caso, às autoridades receptoras dos relatórios de caracterização de emissões (actualmente, as CCDR) o estabelecimento de algumas regras adicionais que visem credibilizar os operadores do sector e promover um aumento significativo do rigor no trabalho e na comunicação entre as partes.

Quanto à análise do cumprimento legal das concentrações de poluentes emitidas, podemos observar que os diferentes métodos de amostragem apresentam resultados semelhantes para os diferentes poluentes analisados, com excepção dos compostos inorgânicos clorados ( $Cl^-$ ), do ácido sulfídrico ( $H_2S$ ) e das partículas totais em suspensão (PTS). Se no caso do  $Cl^-$  e do  $H_2S$  estas diferenças podem ser justificadas pelo baixo número de ensaios e sua especificidade sectorial, já no caso das PTS o resultado pode estar associado às maiores emissões registadas no início da década de 1990 (cuja tendência natural é de diminuição), quando os equipamentos de amostragem ainda eram exclusivamente manuais. Afigura-se extraordinariamente pertinente a realização de ECI's para estes poluentes de modo a avaliar os procedimentos e diferenças principais nos modos de operação dos laboratórios que usam métodos distintos.

Em relação aos metais pesados totais, pode-se concluir que as fontes com mais peso nas emissões destes poluentes são as fontes relativas a processos de combustão, como unidades de incineração de resíduos ou caldeiras, onde as emissões de níquel são mais acentuadas, ao passo que os fornos cerâmicos são os

principais responsáveis pela emissão de chumbo (aquando da cozedura de material vidrado). Os restantes elementos estão associados a fontes de queima de combustíveis derivados do petróleo ou a actividades do sector metalúrgico ou metalomecânico.

Sectores de actividade com maior dificuldade em cumprir com os VLE, como foi descrito atrás, são todos aqueles que possuem fontes de combustão para fornecimento de energia, uma vez que a estas fontes estão quase sempre associadas excedências de algum poluente. Se o combustível for biomassa, carvão ou fuel, as excedências poderão ser de PTS, CO ou SO<sub>2</sub>; se o combustível for gás natural ou propano as excedências poderão ser de COT. Estas são as fontes tidas como mais “problemáticas” pois estão presentes na quase totalidade dos sectores produtivos nacionais, sobretudo no sector electroprodutor. No entanto, existem sectores críticos (por exemplo, a produção de emulsões de asfalto) no que diz respeito ao cumprimento dos VLE estabelecidos, uma vez que, como já foi evidenciado, os factores de correcção incrementam sobremaneira os resultados obtidos. Sectores aos quais estão associadas excedências de poluentes típicos são o da produção de pasta e papel (H<sub>2</sub>S), o sector cerâmico (F<sup>-</sup>) e vários sectores industriais onde há aplicação de solventes (COT), nomeadamente no fabrico e aplicação de tintas.

A análise dos dados recolhidos em campanhas de amostragem compreendeu ainda a avaliação do cumprimento dos valores definidos como novos Limiares Mássicos Mínimos (LMM), pelos diferentes laboratórios. Analisando as diferenças entre os dois métodos, identificam-se como principais pontos de reflexão o caso das partículas (PTS) e do dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>). Também nestes dois casos, pode ser estabelecido um paralelismo entre os valores inicialmente mais elevados, que se registavam no início da década de 1990 (e cuja tendência tem sido para vir a decrescer) e os métodos de amostragem de então que se caracterizavam por serem exclusivamente manuais. Os valores obtidos pelo laboratório que usa métodos manuais são, regra geral, mais elevados, apresentando contudo a mesma ordem de grandeza.

Apesar da unanimidade de diferentes autores [Coutinho *et al.*, 2000; Couto e Seabra, 2002; Gomes, 2004] na criação desta nova figura legal do Limiar Mássico Mínimo no âmbito da gestão da qualidade do ar, as justificações apresentadas por esses autores apresentam, aparentemente, algumas inconsistências. Com efeito, socorrendo-nos da justificação mais lógica apresentada, para nenhum dos poluentes analisados neste estudo se verificou uma relação linear (ou quase linear) entre a concentração medida e o caudal desse poluente emitido, com a excepção do H<sub>2</sub>S e dos fluoretos com os quais tal parece acontecer. Isto porque para todos eles temos valores elevados de concentração quando os caudais emitidos se mantêm reduzidos. Por outro lado, as conclusões do estudo de Machado *et al.* (2003) indicam que a caudais mais reduzidos estão normalmente associadas concentrações mais elevadas. Então, falhado o pressuposto de que esta relação linear existe, não se afigura correcto isentar do cumprimento dos VLE qualquer fonte ou poluente, tanto mais que as implicações desta isenção, a nível local e do seu impacto nas comunidades envolventes, são completamente imprevisíveis. Não é sensato subverter o “princípio da precaução” com base no que se desconhece (neste caso, a contribuição das pequenas fontes emissoras para o total nacional das emissões) para pôr em prática acções cujo resultado é também uma incógnita. É importante ter em conta que o tecido produtivo nacional é “velho”, constituído maioritariamente por PME e que muitas delas estão situadas em zonas residenciais, por vezes contíguas a habitações. Para já, pode-se antever um esforço por parte dos “responsáveis” industriais para que as suas fontes estejam isentas de qualquer VLE logo, imunes a possíveis coimas. Para tal, bastará dividir as suas emissões por um número de fontes tal que todas elas se encontrem abaixo dos LMM, fazendo com que por esses telhados industriais se note um aumento do número de chaminés, prática diametralmente oposta àquela que, pedagogicamente, deveria ser incentivada pelos mecanismos legais criados. Este problema poderia ser rapidamente evitado se fossem alterados os LMM definidos para cada fonte ou se os mesmos passassem a ser aplicáveis ao total das fontes de cada unidade industrial. Se nenhuma acção correctiva for desencadeada, apesar da tendência natural de países desenvolvidos ser a de unir fontes de emissão de velocidades elevadas para

garantir uma melhor dispersão dos poluentes emitidos e, se necessário, controlar as emissões com instalação de sistemas de fim de linha, não será difícil imaginar o nosso país, em clara contra-corrente, a registar um decréscimo das velocidades médias de saída dos efluentes e a fazer aumentar o número de chaminés que estarão isentas da realização de qualquer análise periódica. Isto sempre que se verifique que as emissões de um dado poluente são, “de modo consistente”, inferiores ao VLE.

Este aparente despertar para os problemas alusivos exclusivamente às grandes fontes emissoras, por parte de quem aparentemente desconhece que essas fontes já se encontram sob alçada legal desde 1993 revela, para além de um desconhecimento da actual realidade industrial nacional, uma política do tipo “*small is beautiful*”, onde se alarga o princípio actualmente aplicável apenas a “pequenas” fontes emissoras como cigarros ou veículos de aplicação de asfalto, até à escala da “pequena” chaminé industrial que por emitir em pequenas quantidades mas em altas concentrações, passa a ser considerada inofensiva. Nada mais enganoso. Esta aparente “mania das grandezas” do legislador parece estar destinada a um insucesso meteórico, visto ser diametralmente oposta aos interesses de quem é norteado pela efectiva melhoria do estado do ambiente e do futuro da nossa existência. Contudo, dois dados importantes estão em falta para sustentar de forma inequívoca esta afirmação. O primeiro é a ausência de uma clara definição da percentagem de contribuição de pequenas fontes poluidoras para o total das emissões nacionais, estudo que se afigura urgente para clarificar as diversas correntes de opinião que dominam este sector. O segundo é a urgência na descentralização do conhecimento, devendo o Estado passar a proceder à audição das diversas partes que operam no sector da poluição atmosférica industrial, nomeadamente aquelas que têm por missão a fiscalização e a recolha dos resultados das medições periódicas, algo que deveria ter ocorrido num período anterior à aprovação da Portaria 80/2006 e cuja ausência deve servir de lição para que, no futuro, não se volte a ignorar os contributos válidos que quem opera neste sector pode oferecer. Todos sairão a ganhar, e não apenas alguns...

Devido à heterogeneidade da informação recolhida e à limitação temporal não foi possível estabelecer uma comparação quantitativa entre as emissões industriais estimadas e as emissões efectivamente medidas, sendo este um desafio aliciante que se mantém em aberto para estudos futuros.

Para o futuro, com o ganho de importância de telemetria e das novas tecnologias de medição e da comunicação, associado à natural crescente salvaguarda dos interesses dos cidadãos, nomeadamente ao nível do acesso à informação, podemos com alguma segurança afirmar que dentro de pouco tempo o nosso País abandonará este cenário medieval no que diz respeito ao acesso aos resultados das emissões por parte de todos os interessados. Esta transparência na comunicação levará, certamente, a uma mais fácil compreensão dos caminhos a seguir, enquanto hoje se vai, tranquilamente, ignorando os sinais de mudança obrigatória que são cada vez mais frequentes.

Um exemplo concreto desta mudança de hábitos que se avizinha ser-nos-á dada pela opinião pública que, quando perceber que a contribuição das chaminés industriais é ínfima quando comparada com a dos transportes e que, por exemplo, os combustíveis usados hoje não estarão disponíveis dentro de poucas décadas (ou mesmo que ainda estejam, já devem existir outros melhores !!), passará a exigir não a diminuição do preço de venda ao público dos combustíveis e dos veículos, como actualmente acontece, mas um acesso facilitado a meios de transporte colectivos confortáveis, fiáveis, acessíveis e menos poluentes bem como um território onde estes circulem de modo ordenado e integrado tendo por base a definição original de desenvolvimento sustentável. De igual modo se assistirá, muito provavelmente, a um aumento gradual da exigência das populações relativamente ao conhecimento do que diariamente respiram e ao conhecimento dos responsáveis por eventuais anomalias, responsabilizando de uma forma naturalmente mais acrescida quem, sob o pretexto do tão propagandeado desenvolvimento económico, envenena as águas, esteriliza os solos ou serve de precursor a malformações observáveis apenas em gerações futuras. A passagem à prática do exposto no princípio 10 da Declaração do Rio, de 1992, onde está consagrada a ampla disponibilização ao público, por parte

dos Estados, de informação acerca de materiais e actividades perigosas na sua comunidade, demora a ser uma realidade.

Face ao anteriormente exposto conclui-se que é extremamente urgente educar. Educar para que a actual "confusão" que se verificou estar instalada vá sendo gradualmente extinta. Os desafios que temos pela frente são demasiado importantes e urgentes para que fiquemos a aguardar que outros venham corrigir o que se foi fazendo mal. É necessário ter a humildade necessária para assumir os erros dum passado recente para que, com base nessas falhas, se possam traçar caminhos onde o fenómeno da poluição atmosférica e o papel de cada um (laboratórios, indústrias, CCDR's, IA, IPQ/IPAC, Estado e indivíduos) seja compreendido e assumido com a devida responsabilidade e orgulho, sem quaisquer receios de se voltar, novamente, a errar. Só tendo esta auto-retratação como ponto de partida se poderão lançar as bases sólidas para a construção de um futuro que se deseja, a todos os níveis, melhor do que o presente.

## 6. Referências

ALVIM-FERRAZ M. C. M. e AFONSO S. A. V (2003): Incineration of different types of medical wastes: emissions factors for gaseous emissions, *Atmospheric Environment* 37, 5415-5422.

BARROSO J. E. (2002): O Protocolo de Quioto e a proposta de Directiva sobre o comércio de emissões, Mestrado em Poluição Atmosférica, Universidade de Aveiro.

BORDADO J. e GOMES J. (2000): Tendências recentes na União Europeia relativamente às emissões de dioxinas para a atmosfera, *Tecnologias do Ambiente*, n.º 35, pp 20-21.

BORDADO J. C. M. e GOMES J. F. P. (1997): Pollutant atmospheric Emissions from Portuguese Kraft pulp mills, *The Science of Total Environment* 208 (1-2), 139-143.

BORDADO J. C. M. e GOMES J. F. P. (1998): Characterisation of non-condensable sulphur containing gases from Kraft pulp mills, *Chemosphere* 37 (7), 1235-1240.

BORDADO J. C. M. e GOMES J. F. P. (2002a): Atmospheric emissions of kraft pulp mills, *Chemical Engineering and Processing* 41 (8), 667-671.

BORDADO J. C. M. e GOMES J. F. P. (2002b): Diagnostic study of critical circuits of kraft pulp production process considering the environmental aspects, *Journal of the Air and Waste Management Association* 52, 174-185.



BORDADO J. C. M. e GOMES J. F. P. (2003): Emission and odour control in Kraft pulp mills, *Journal of Cleaner Production* 11 (7), 797-801.

BORREGO C., COUTINHO M., BARROS N., MARTINS J. M., LOPES M., MESQUITA A. P., FERREIRA J. e RODRIGUES R. (2000): Documentos base sobre a estratégia de prevenção da poluição atmosférica - relatório final, IDAD.

BOUBEL R. W., FOX D. L., TURNER D. B. e STERN A. C. (1994): *Fundamentals of Air Pollution - Third Edition*, Academic Press, 574 pp.

CABRITA I., GULYURTLU I., PINTO F., BOAVIDA D., COSTA P., RACHA L. (2003): Formação e destruição de dioxinas em processos de combustão e co-combustão, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

CATARINO P. (2005): Emissões gasosas - Procedimento para a determinação de H<sub>2</sub>S por sistemas automáticos de medição em fontes fixas, Escola Superior Agrária de Coimbra, Instituto Politécnico de Coimbra, 130 pp.

COELHO R. (2004): Redução das emissões de flúor na indústria cerâmica, 8ª Conferência Nacional sobre Qualidade do Ambiente, Lisboa.

COUTINHO M., VALINHAS M. J., RODRIGUES R., GOMES P. e BORREGO C (2000): Comparação de uma série de medições de poluentes atmosféricos com a legislação nacional, 6ª Conferência Nacional sobre Qualidade do Ambiente, 589-595.

COUTINHO M., RODRIGUES R., FERREIRA J: e BORREGO C. (2001a): Comparison of European national legislations efficiency on the reduction of air pollutant emissions, International Conference on Emissions Monitoring, Arnhem 2001

COUTINHO M., FERREIRA J., GOMES P., MATA P. e BORREGO C. (2001b): Atmospheric baseline levels of PCDD and PCDF in the region of Oporto, *Chemosphere* 43, 497-500.

COUTO J. e SEABRA T. (2002): Análise de emissões de CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e partículas em indústrias do panorama nacional, Relatório da Disciplina de Projecto em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro.

CRUJEIRA T., SALEMA D., SARGAÇO C., CABRITA I., BOAVIDA D. e GULYURTLU I. (2004): Monitorização de emissões gasosas em sistemas de combustão de pequenas e médias empresas (PME's), 8ª Conferência Nacional sobre Qualidade do Ambiente, Lisboa.

CRUJEIRA T., SALEMA D., SARGAÇO C., CABRITA I., BOAVIDA D. e GULYURTLU I. (2004): Experiences in stack gas emissions from small-scale facilities in Portugal, Proceedings of ENERGEX 2004, pp 140-144.

DAVIS W. T. (2000): Air Pollution Engineering Manual - Second Edition, Wiley-Interscience, Air & Waste Management Association, 886 pp.

DGQA - Direcção Geral da Qualidade do Ambiente (1990): Inventário das emissões de poluentes atmosféricos - uma metodologia.

Decisão da Comissão 2000/479/EC sobre a implementação do EPER (2000), Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L 192/36.

Directiva 96/61/EC do Conselho (1996), respeitando a Prevenção e Controlo Integrados de Poluição, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 257, pp 26-40.

Directiva 2001/80/EC, do Parlamento Europeu e do Conselho (2001), respeitando a limitação das emissões de certos poluentes para a atmosfera provenientes de grandes instalações de combustão (GIC), Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L 309, p.1

DÜWEL U. (2003): Dioxinas e furanos: formação e degradação em processos térmicos, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

EN 14181:2004 - Stationary source emissions - Quality assurance of automated measuring systems. CEN.

EN 13211:2001 - Air quality- Stationary source emissions - Manual method of determination of the concentration of total mercury. CEN.

EN 14385:2004 - Stationary source emissions - Determination of the total emissions of As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl and V. CEN.

EN 13284-1:2001 - Stationary source emissions - Determination of low range mass concentration of dust - Part 1: Manual gravimetric method. CEN.

EN 14789:2005 - Stationary source emissions - Determination of volume concentration of oxygen (O<sub>2</sub>) - Reference method - Paramagnetism. CEN.

EN 14790:2005 - Stationary source emissions - Determination of the water vapour in ducts. CEN.

EN 14791:2005 - Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of sulphur dioxide - Reference method. CEN.

EN 14792:2005 - Stationary source emissions - Determination of mass concentration of nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) - Reference method: chemiluminescence. CEN.

EN ISO 14956:2002 - Air quality - Evaluation of the suitability of a measurement procedure by comparison with a required measurement uncertainty

EN/TS 14793:2004 - Stationary source emissions - Interlaboratory validation procedure for an alternative method compared to a reference method. CEN

ENV 13005:1999 - Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM).

EUROPEAN COMMISSION (2003): Reference Document on The General Principles of Monitoring (2003), IPPC Bureau.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2004): Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990-2002.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2005): Annual European Community Greenhouse Gas Inventory 1990-2003 and Inventory Report 2005 - Submission to the UNFCCC Secretariat - Revised Final Version.

FERNANDEZ M. (2005): Marca CE obrigatória para as chaminés modulares com conduta interior metálica, O Instalador, Maio 2005, 40-43.

FERREIRA V. G., PEREIRA T. P., TORRES P. e SEABRA T. (2004): Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2002, Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, Instituto do Ambiente, 405 pp.

FORMOSINHO S. J., PIO C. A., BARROS J. H., CAVALHEIRO J. R. (2000): Parecer relativo ao tratamento de resíduos industriais perigosos.

FRUTUOSO A. A. e SILVA M. S. (1999): A poluição atmosférica na indústria cerâmica: caso específico dos fluoretos, *Kéramica* 235, 98-100.

GOMES J. F. P. (1999): Diagnóstico de circuitos críticos do processo de produção de pasta e papel na óptica da incidência ambiental, Dissertação apresentada ao Instituto Superior Técnico para obtenção do grau do Doutor em Engenharia Química, 311 pp.

GOMES J. (2001): Poluição Atmosférica - Um manual universitário, Publindústria, 176 pp.

GOMES J. F. P. (2004a): Air quality regulation policy in Portugal, *European Environment* Vol. 14 (1), 40-49.

GOMES J. (2004b): A nova legislação nacional sobre emissões gasosas, *Indústria e Ambiente* 34, 27-29.

GOMES J. F. P. (2005): Evaluation of the compliance with national legislation on emissions in Portugal, *Journal Air and Waste Management Association* 55, 497-501.

GOMES J. e FIGUEIRA S. (2003): Estudos sobre a emissão de dioxinas, dibenzofuranos, PAH's e PCB's no fabrico de aço em forno de arco eléctrico, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

INSTITUTO DO AMBIENTE (2002a): Programa para os Tectos de Emissão Nacional - Estudos de Base - cenário de cumprimento

INSTITUTO DO AMBIENTE (2002b): Relatório síntese: Cenários e Esforços de Redução - PNAC (2002), Instituto do Ambiente.

INSTITUTO DO AMBIENTE (2005): Relatório do Estado do Ambiente em Portugal 2003.

INSTITUTO PORTUGUÊS DA QUALIDADE (2004): Guia para a acreditação de Laboratórios NP EN ISO/IEC 17025.

INSTITUTO PORTUGUÊS DA QUALIDADE (1996): VIM - Vocabulário Internacional de Metrologia. Termos fundamentais e gerais (2.<sup>a</sup> Edição).

ISO 12039:2001 - Stationary source emissions - Determination of carbon monoxide, carbon dioxide and oxygen - Performance characteristics and calibration of automated measuring systems. International Standardisation Organisation.

ISO 10849:1996 - Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of nitrogen oxides - Performance characteristics of automated measuring systems. International Standardisation Organisation.

ISO 7935:1992 - Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of sulphur dioxide - Performance characteristics of automated measuring methods. International Standardisation Organisation.

ISO 9096:1999 - Stationary source emissions - Determination of concentration and mass flow rate of particulate material in gas-carrying ducts - Manual gravimetric method. International Standardisation Organisation.

ISO 11564:1998 - Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of nitrogen oxides - Naphtylethylenediamine photometric method. International Standardisation Organisation.

ISO 14164:1999 - Stationary source emissions - Determination of the volume flowrate of gas streams in ducts - Automated method. International Standardisation Organisation.

LARSEN S. e HAGEN L. O. (1996): Air quality in Europe, 1993 - A pilot report, European Environment Agency.

LOPES M. A. N. (2004): Alterações climáticas: avaliação económica no apoio à decisão política, Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau do Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, 217 pp.

MACHADO A. R., GOMES J. F. e DUARTE N. P. (2003): Avaliação do desempenho e impacte ambiental da exploração de geradores de vapor e termofluído, Comunicação apresentada no ENERTEC, Estoril 2003.

MITCHELL D., WOODFIELD M. (2004): EU Emission Inventories and Emission Trading - The role of monitoring, AEA Technology Environment, Presented at Netcen.

MOUVIER G. (1995): A Poluição Atmosférica, Biblioteca Básica de Ciência e Cultura - Instituto Piaget, 143 pp.

NF EN 1911:1998 - Qualité de l'air - Émissions de sources fixes - Méthode manuelle de dosage du HCl. AFNOR.

NP 2167:1992 - Qualidade do ar - Secção de amostragem e plataforma para chaminés ou condutas circulares de eixo vertical. Instituto Português da Qualidade.

NP ISO 10780:2000 - Qualidade do ar - Emissões de fontes fixas - medição da velocidade e do caudal volumétrico de correntes gasosas em condutas. Instituto Português da Qualidade.

NP ISO 10396:1998 - Emissões de fontes fixas - Amostragem para a determinação da concentração de gases por métodos automáticos. Instituto Português da Qualidade.

NP ISO 10155:2000 - Emissões de fontes fixas - Monitorização automática da concentração mássica de partículas - Características de funcionamento, métodos de ensaio e especificações. Instituto Português da Qualidade.

NP 4348:1997 - Emissões de fontes fixas - Determinação da concentração em massa de dióxido de enxofre . Características de funcionamento de métodos de medição automáticos. Instituto Português da Qualidade.

NP EN ISO/IEC 17025:2000 - Requisitos gerais de competência para laboratórios de ensaio e calibração. Instituto Português da Qualidade.

prEN 13284-2:2003 - Stationary source emissions - determination of low range mass concentration of dust - Part II: Automated Measuring Systems. CEN.

QUAB U., FERMANN M. e BRÖKER G (2004): The European Dioxin Air Emission Inventory Project - Final Results, *Chemosphere* 54, 1319-1327.

REIS M. F., MIGUEL J. M. P., SAMPAIO C., MONIZ M. J. (2003): Estratégias de saúde pública relativas à exposição a dioxinas, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

Resolução do Conselho de Ministros n.º 119/2004, de 31 de Julho - Programa Nacional para as Alterações Climáticas, Diário da República, I Série - B, n.º 179.



RODRIGUES R. e COUTINHO M. (2003): Caracterização das emissões atmosféricas de PCDD/PCDF em Portugal: 1999-2002, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

SANTOS F. (2003): Caracterização de emissões atmosféricas, *Ambiente Magazine*, n.º 35, pp 37-38.

SANTOS F.(2005a): Metodologia recomendada para a determinação das emissões de poluentes atmosféricos utilizando sistemas automáticos de medição, *Tecnologias do Ambiente*, n.º 63, pp. 36-38.

SANTOS F. (2005b): Calibração de sistemas automáticos de medição de gases de combustão, *Tecnologias do Ambiente*, n.º 65, pp. 18-20.

SANTOS F. e CATARINO P. (2005) Determinação das emissões de ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S) em fontes fixas industriais, *Tecnologias do Ambiente*, n.º 68, pp. 18-21.

SANTOS J., MATOS J. e CARDOSO F. (2003): Experiência nacional com aplicação da norma EN 1948-1 (1996) na determinação de PCDDs/PCDFs em emissões gasosas provenientes de unidades de incineração, Livro de resumos do 1.º Encontro Nacional sobre Dioxinas e Compostos Similares na Saúde e no Ambiente: Uma abordagem intersectorial, Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa.

SOURCE TESTING ASSOCIATION (2005): Risk Assessment Guide: Industrial emission monitoring, Source Testing Association, 48 pp.

STROMBERG M. (2001): Analysers and process instrumentation - SICK/MAHIAK, Dust Measurement Seminar.

US-EPA Federal Register - Part II- 40 CFR Part 60, 61 and 63 - Amendments for testing and monitoring provisions - Final Rule (2000). US Environmental Protection Agency.

URL1: <http://www.dre.pt>

URL2: <http://www.iambiente.pt>

URL3: <http://www.ipq.pt>

URL4: <http://www.epa.gov>

URL5: <http://www.iso.org>

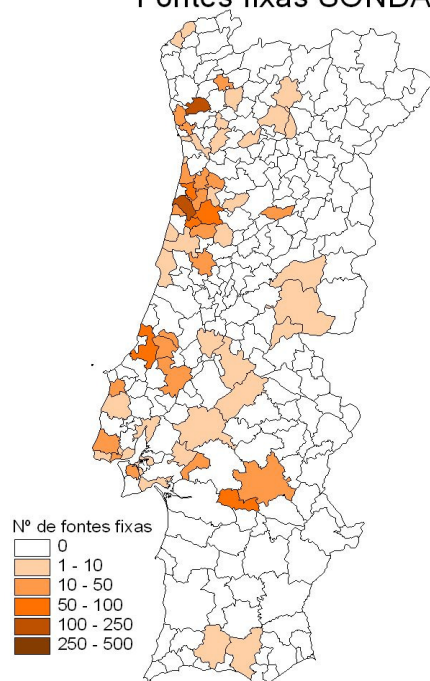
URL6: <http://www.cenorm.be>

URL7: <http://www.relacre.pt>

URL8: <http://www.ipac.pt>

## **Anexos**

## Fontes fixas SONDAR



ERROR: undefined  
OFFENDING COMMAND: f`~

STACK: