

IPV - ESTGV |



Instituto Politécnico de Viseu

Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu

Instituto Politécnico de Viseu

Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu



RESUMO

A qualidade do ar é uma área de bastante importância no mundo atual, devido ao facto de esta ter vindo ao longo de alguns anos a ser afetada pela emissão de poluentes atmosféricos maioritariamente a partir de fontes antropogénicas, mas também a partir de fontes naturais. Assim sendo, urge a consciencialização de que é fundamental existir uma monitorização, avaliação, gestão e controlo mais eficiente e rigoroso principalmente em centros urbanos poluídos. O referido anteriormente é deveras importante, não só pela manutenção do equilíbrio dos ecossistemas do planeta, mas também a nível da microescala, pelo facto da exposição do ser humano, tanto de curta como de longa duração, a determinados níveis de concentrações de determinados poluentes atmosféricos pode acarretar problemas à saúde com vários graus de gravidade, podendo ainda diminuir o tempo de duração de vida.

Neste sentido, a monitorização da qualidade do ar é realizada através de uma rede de Estações de Monitorização da Qualidade do Ar (EMQA), que utilizam para as suas medições os métodos de referência ou métodos equivalentes, sendo estas denominadas de medições fixas. No entanto, estes métodos cobrem uma limitada área, onde as EMQA situam-se em maior quantidade nas grandes cidades, deixando outras grandes áreas sem este tipo de monitorização. Aumentar a quantidade das EMQA de modo a aumentar a área de influência seria demasiado dispendioso e impraticável. Por isso, uma alternativa é a possibilidade de utilizar redes de monitorização complementar utilizando equipamentos constituídos por sensores de baixo custo, que constituem métodos de medições indicativas.

Neste trabalho é avaliado o desempenho em campo de uma estação portátil de monitorização da qualidade do ar constituída por sensores de baixo custo, a “SmartAirSense – MONITARSENSE”, com o objetivo futuro de validar a estação como um método de medição indicativa.

Para avaliação do desempenho da estação em estudo foram realizados ensaios de intercomparação com EMQA que utilizam métodos de referência, em vários locais distintos (no IPV e em Lisboa). Procederam-se a comparação dos resultados e o cálculo de estimativas de incertezas para posterior comparação com os Objetivos de Qualidade dos Dados definidos na legislação em vigor, para medições indicativas.

Relativamente aos resultados obtidos nos ensaios realizados para o O₃, de forma geral obtiveram-se valores de coeficientes de correlação elevados, entre as estações SmartAirSense e as estações de referência. Em relação ao NO₂, na a estação do IPV, obtiveram-se valores de correlações quase nulos ou residuais, já nas estações presentes em Lisboa os valores das correlações do NO₂ foram elevados. Em relação às PM₁₀ para a estação do IPV apenas se obteve um valor elevado de correlação na alternativa onde se excluiu os dados referentes a episódios

com influência de poeiras e partículas provenientes do Norte de África e nas estações presentes em Lisboa obtiveram-se valores de correlação relativamente elevados.

Relativamente as estimativas de incerteza de medição verificou-se que para a estação do IPV apenas se obteve valores de incerteza abaixo dos objetivos de qualidade dos dados ($O_3 = 30\%$; $NO_2 = 25\%$; $PM_{10} = 50\%$) nas PM_{10} considerando a alternativa do conjunto de dados excluindo os dados referentes a episódios com influência de poeiras e partículas provenientes do Norte de África (13,9%) e no O_3 (12,7%; 15,2%; 20,7%). Por outro lado, nas estações presentes em Lisboa, excetuando o resultado da estimativa de incerteza do NO_2 da estação de Benfica (34,2%) que ficou um pouco acima do objetivo de qualidade dos dados, todos os outros resultados de estimativa de incerteza, tanto do O_3 (26,9%; 21,9%), do NO_2 (13,1%; 10,3%; 19,2%) e das PM_{10} (21,0%; 27,7%; 21,5%; 22,7%), cumpriram os objetivos de qualidade dos dados.

ABSTRACT

Air quality is an area of great importance in today's world, due to the fact that it has been affected by the emission of atmospheric pollutants over a few years, mainly from anthropogenic sources, but also from natural sources. Therefore, it is urgent to be aware that it is essential to have more efficient and rigorous monitoring, evaluation, management and control, especially in polluted urban centres, but not only that. The aforementioned is very important, not only for the maintenance of the balance of the planet's ecosystems, but also at the micro-scale level, due to the fact that human beings are exposed, both for short and long term, to certain levels of concentrations of certain atmospheric pollutants. It can lead to health problems with varying degrees of severity, and it can also shorten the life span.

In this sense, air quality monitoring is carried out through a network of Air Quality Monitoring Stations (EMQA), which use reference methods or equivalent methods for their measurements, these being called fixed measurements. However, these methods cover a limited area, where EMQAs are found in greater numbers in large cities, leaving other large areas without this type of monitoring. Increasing the number of EMQAs in order to increase the area of influence would be too costly and impractical. Therefore, an alternative is the possibility of using complementary monitoring networks using equipment consisting of low-cost sensors, which are indicative measurement methods.

In this work, the field performance of a portable air quality monitoring station made up of low-cost sensors, "SmartAirSense – MONITARSENSE", is evaluated in the field, with the future objective of validating the station as an indicative measurement method.

To evaluate the performance of the station under study, intercomparison tests were performed with EMQA using reference methods, in several different locations. The results were compared, and uncertainty estimates were calculated for later comparison with the Data Quality Objectives defined in the legislation in force, for indicative measurements.

Regarding the results obtained in the tests carried out for the O₃, in general, high values of correlation coefficients were obtained between the SmartAirSense stations and the reference stations. Regarding NO₂, for the IPV station, almost zero or residual correlation values were obtained, whereas in the stations present in Lisbon the values of NO₂ correlations were high. In relation to PM₁₀ for the IPV station, a high correlation value was only obtained in the alternative where data referring to episodes with the influence of dust and particles from North Africa were excluded and at stations present in Lisbon relatively high correlation values were obtained.

Regarding the estimates of measurement uncertainty, it was found that for the IPV station only uncertainty values were obtained below the data quality objectives (O₃ = 30%; NO₂ = 25%; PM₁₀ = 50%) in PM₁₀ considering the alternative from the dataset excluding data referring to

episodes with the influence of dust and particles from North Africa (13,9%) and O₃ (12,7%; 15,2%; 20,7%). On the other hand, at the stations present in Lisbon, except for the result of the estimation of uncertainty of the NO₂ of the station in Benfica (34,2%) which was slightly above the objective of data quality, all other results of uncertainty estimation, both from O₃ (26,9%; 21,9%), from NO₂ (13,1%; 10,3%; 19,2%) and from PM₁₀ (21,0%; 27,7%; 21,5 %; 22,7%) fulfilled the data quality objectives.

PALAVRAS CHAVE

Qualidade do Ar
Poluentes Atmosféricos
Monitorização Ambiental
Métodos Indicativos
Sensores de Baixo Custo

KEY WORDS

Air Quality
Atmospheric Pollutants
Environmental Monitoring
Indicative Methods
Low-cost Sensors

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Professor Doutor Paulo Gabriel Fernandes de Pinho por todo o apoio e esclarecimentos enriquecedores prestados ao longo do trabalho realizado.

À Monitar, por permitir a realização deste estágio e a todos os colegas de trabalho, que sempre estiveram dispostos a ajudar-me.

À minha família, namorado e amigos por todo o apoio prestado ao longo desta etapa.

ÍNDICE GERAL

ÍNDICE GERAL.....	xiv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xvii
ÍNDICE DE TABELAS.....	xx
ABREVIATURAS E SIGLAS	xxiii
NOTAÇÃO	xxv
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Contextualização do tema	1
1.2 Enquadramento do estágio e Objetivos	3
2. A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR	5
2.1 Os Poluentes Atmosféricos	5
2.1.1 Óxidos de Azoto (NO _x).....	6
2.1.2 Ozono (O ₃)	7
2.1.3 Matéria Particulada (PM).....	9
2.2 Enquadramento Legislativo.....	11
2.3 A Monitorização da Qualidade do Ar	13
3. SENSORES DE BAIXO CUSTO.....	17
3.1 Tipos e Tecnologias de operação	17
3.1.1 Sensores Resistivos	17
3.1.2 Sensores Eletroquímicos	18
3.1.3 Sensores Óticos	18
3.2 Vantagens e Aplicabilidade.....	20
3.3 Limitações e dificuldades	22
4. CASO DE ESTUDO	24
4.1 Introdução / Enquadramento	24
4.2 Metodologia.....	25
4.2.1 Ensaios	25
4.2.2 Locais e períodos de medição	26

4.2.3	Critérios de Tratamento e agregação dos dados	29
4.2.4	Metodologia de avaliação dos resultados	30
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1	Ensaio realizado no IPV	34
5.2	Ensaio realizado em Lisboa	43
6.	CONCLUSÃO.....	53
	Referências	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo do déficit de dados de qualidade do ar recolhidos nas Estações de Monitorização da Agência Portuguesa do Ambiente, para o dia 13 de novembro de 2020.....	15
Figura 2 - Exemplo de uma célula eletroquímica (adaptado de Mead, 2013).....	18
Figura 3 - Gráfico dos pares utilizados no 1º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O ₃	36
Figura 4 - Gráfico dos pares utilizados no 2º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O ₃	37
Figura 5 - Gráfico dos pares utilizados no 3º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O ₃	37
Figura 6 - Gráfico dos pares utilizados no 4º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O ₃	38
Figura 7 - Gráfico dos pares utilizados no 1º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO ₂	38
Figura 8 - Gráfico dos pares utilizados no 3º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO ₂	39
Figura 9 - Gráfico dos pares utilizados no 4º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO ₂	39
Figura 10 - Gráfico dos pares utilizados no conjunto de dados total para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para a estação do IPV, para as PM ₁₀	40
Figura 11 - Gráfico dos pares utilizados no conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África total para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para a estação do IPV, para as PM ₁₀	40
Figura 12 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para o O ₃	45
Figura 13 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para o O ₃	45

Figura 14 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para o NO ₂	46
Figura 15 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para o NO ₂	46
Figura 16 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação da Avenida da Liberdade, para o NO ₂	47
Figura 17 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Benfica, para o NO ₂	47
Figura 18 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para as PM ₁₀	48
Figura 19 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para as PM ₁₀	48
Figura 20 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação da Avenida da Liberdade, para as PM ₁₀	49
Figura 21 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Benfica, para as PM ₁₀	49

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Objetivos de Qualidade dos dados para a avaliação no ar ambiente dos poluentes dióxido de enxofre, dióxido de azoto, óxidos de azoto, monóxido de carbono, partículas (PM ₁₀ e PM _{2,5}) e ozono definidos no RJAGQA.....	14
Tabela 2 - Sensores com maior sensibilidade de acordo com o tipo de poluente (Aleixandre & Gerboles, 2012).....	19
Tabela 3 - Exemplos de Marcas que comercializam sensores de baixo custo.....	19
Tabela 4 - Aplicações possíveis destes novos equipamentos (U. S. Environmental Protection Agency, 2014).....	20
Tabela 5 - Exemplos de projetos de monitorização de qualidade do ar de baixo-custo aplicados em cidades.....	22
Tabela 6 - Ensaio realizado pela EMQA do IPV.....	25
Tabela 7 – Ensaio realizado pelas estações SmartAirSense MONITARSENSE.	25
Tabela 8 – Dados Estatísticos do O ₃ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019.....	26
Tabela 9 - Dados Estatísticos do NO ₂ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019. ...	26
Tabela 10 - Dados Estatísticos das PM ₁₀ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019.	27
Tabela 11 - Dados Estatísticos do O ₃ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.....	27
Tabela 12 - Dados Estatísticos do NO ₂ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.	28
Tabela 13 - Dados Estatísticos do PM ₁₀ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.	28
Tabela 14 - Locais, períodos e parâmetros avaliados das campanhas de monitorização.....	28
Tabela 15 - Critérios de validação para a recolha de dados e cálculo de parâmetros estatísticos para o ozono, definidos no RJAGQA.	29
Tabela 16 - Critérios para agregação de dados e para o cálculo dos parâmetros estatísticos para dióxido de azoto definidos no RJAGQA.	29
Tabela 17 - Critérios para agregação de dados e para o cálculo dos parâmetros estatísticos para as PM ₁₀ , definidos no RJAGQA.	29
Tabela 18 – Períodos de análise dos dados e número de pares obtidos para cada período.....	34
Tabela 19 - Período de dados excluídos.....	35
Tabela 20 – Coeficientes de correlação do ozono e dióxido de azoto para os diferentes períodos em análise.....	35
Tabela 21 – Coeficientes de correlação das PM ₁₀ para os diferentes períodos em análise.....	35
Tabela 22 - Resultados da avaliação do ozono na Estação do IPV.....	40
Tabela 23 - Resultados da avaliação do NO ₂ na Estação do IPV.	41
Tabela 24 - Resultados da avaliação das PM ₁₀ na Estação do IPV.....	42
Tabela 25 - Estimativas de incerteza aplicando alternativas de cálculo de correção.....	43

Tabela 26 – Coeficientes de correlação dos diferentes poluentes para os diferentes períodos em análise.	44
Tabela 27 - Resultados da avaliação do ozono nas Estações de Lisboa.....	49
Tabela 28 - Resultados da avaliação do Dióxido de Azoto nas Estações de Lisboa.....	50
Tabela 29 - Resultados da avaliação das PM ₁₀ nas Estações de Lisboa.....	51
Tabela 30 - Estimativas de incerteza aplicando alternativas de cálculo de correção.	51

ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Agência Portuguesa do Ambiente
AEA	Agência Europeia do Ambiente
AMS	Sistemas Automatizados de Medição
IPV	Instituto Politécnico de Viseu
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
DA	Diâmetro Aerodinâmico
EMQA	Estação de Monitorização da Qualidade do Ar
nm	nanómetro
OMS	Organização Mundial de Saúde
PM	Matéria Particulada
ppb	partes por bilião
ppm	partes por milhão
RNMQA	Rede Nacional de Monitorização da Qualidade do Ar
UV	Ultravioleta

NOTAÇÃO

CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
HO ₂ •	Radical Hidroperoxilo
HNO ₃	Ácido Nítrico
N ₂	Azoto Molecular
NO	Óxido de Azoto
NO ₂	Dióxido de Azoto
NO _x	Óxidos de Azoto
NH ₃	Amoníaco
NH ₄ NO ₃	Nitrato de Amónia
O ₂	Oxigénio Molecular
O ₃	Ozono
OH•	Radical Hidroxilo
PM _{2.5}	Matéria Particulada inferior a 2,5 µm
PM ₁₀	Matéria Particulada inferior a 10 µm
RO ₂ •	Radical Peroxilo
SO ₂	Dióxido de Enxofre

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização do tema

O ser humano e o ambiente são expostos diariamente a uma mistura complexa de poluentes atmosféricos que podem causar graves danos na saúde humana e impactos nos ecossistemas. Estes poluentes são emitidos de diversas fontes e sujeitos a processos atmosféricos que podem originar outros poluentes.

De acordo com estimativas realizadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS), em 2016, cerca de 4,2 milhões de mortes prematuras em cada ano são causadas em resultado da exposição a poluição do ar ambiente e 3,8 milhões de mortes prematuras são causadas em resultado da exposição a poluição de ar interior. Além disso, cerca de 91% da população mundial vive em locais onde são ultrapassados os limites de concentração de poluentes estabelecidos nas *guidelines* da OMS para a qualidade do ar. Assim sendo, a poluição do ar é considerada uma emergência global de saúde pública, visto também ser uma das causas para ocorrência de doenças como acidentes vasculares cerebrais (AVC), cancro pulmonar, doenças respiratórias crónicas e doenças cardíacas (World Health Organization, 2019).

De forma a combater as elevadas concentrações de poluentes atmosféricos no ar, a Comissão Europeia (CE) tem vindo, ao longo dos últimos anos, a impor a adoção de medidas pelos Estados-Membros da União Europeia (UE), com objetivo de reduzir a poluição atmosférica, minimizando assim os riscos para a saúde humana e o ambiente, e de melhorar a monitorização e avaliação da qualidade do ar. Neste sentido, foi publicada a Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 2008, relativa à qualidade do ar ambiente

1 - INTRODUÇÃO

e a um ar mais limpo na Europa, sendo esta uma das diretivas mais importantes e central adotada nos últimos anos.

Em Portugal a Diretiva 2008/50/CE foi transposta pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, que definiu o Regime Jurídico da Avaliação e Gestão da Qualidade do Ar Ambiente (RJAGQA). O RJAGQA, estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, foi alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio.

O RJAGQA transpõe também a Diretiva 2004/107/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de dezembro, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente e a Diretiva (UE) 2015/1480 da Comissão, de 28 de agosto de 2015, que altera vários anexos das Diretivas 2004/107/CE e 2008/50/CE relativos aos métodos de referência, à validação dos dados e à localização dos pontos de amostragem para a avaliação da qualidade do ar ambiente. No RJAGQA estão definidas as linhas orientadoras para a avaliação e gestão da qualidade do ar, desde a fixação de objetivos de qualidade, de metodologias e critérios de monitorização e da disponibilização da informação, sempre com o intuito final de melhorar a qualidade do ar e minimizar os efeitos da poluição.

Neste sentido, uma eficiente gestão da qualidade do ar revela-se bastante importante na conservação e melhoria da qualidade do ar que respiramos, principalmente nos centros urbanos poluídos, tendo em conta que a sua fraca qualidade pode ter repercussões na saúde humana e nos ecossistemas.

O sistema de gestão da qualidade do ar envolve a implementação das medidas necessárias para assegurar que as concentrações dos poluentes atmosféricos cumpram os objetivos de qualidade do ar ambiente estipulados no RJAGQA. Neste contexto, a avaliação da qualidade do ar permite o conhecimento dos níveis de concentrações dos poluentes atmosféricos presentes, através de uma ferramenta crucial em todo o processo, a monitorização.

As estações de monitorização da qualidade do ar (EMQA) recorrem a métodos de referência ou equivalentes para realizarem as suas medições (medições fixas), cuja localização é definida em função da densidade populacional e da concentração dos poluentes no ar ambiente. No entanto, os métodos de referência possuem um elevado custo de implementação e manutenção o que não permite a cobertura total do território, ou seja, têm pouca distribuição espacial.

Com a evolução e desenvolvimento da tecnologia, surgiram equipamentos que utilizam métodos alternativos aos métodos de referência para a realização das medições (medições indicativas), também designados na literatura como sensores de baixo custo, sendo cada vez mais utilizados na monitorização da qualidade do ar. Como o nome indica possuem um baixo custo de aquisição e implementação, comparativamente com o custo para realizar as medições através dos métodos de referência, o que potencialmente permite implementar redes de monitorização em grandes áreas, tal como os grandes centros urbanos, com uma maior

1 - INTRODUÇÃO

cobertura espacial com um menor custo. No entanto, existem ainda limitações na utilização destes métodos indicativos, que recorrem a equipamentos equipados com sensores de baixo-custo, que se prendem com o cumprimento dos requisitos de qualidade dos dados recolhidos exigida na Diretiva Europeia da Qualidade do Ar (e consequentemente no RJAGQA, devido à sua transposição).

Neste sentido, os métodos indicativos, que recorrem a equipamentos equipados com sensores de baixo-custo, necessitam de ser avaliados mais aprofundadamente para garantir que os seus critérios de desempenho (precisão, exatidão, sensibilidade, interferências, etc.) atendam aos objetivos de monitorização designados para as medições indicativas.

Este Relatório de Estágio tem como objetivo analisar o desempenho de equipamentos de baixo custo (“Estações portáteis”) para monitorizar parâmetros de qualidade do ar, a serem utilizados para caracterizar a qualidade do ar em cidades, realizando um caso prático de estudo – análise do desempenho da estação portátil “SmartAirSense MONITARSENSE”.

1.2 Enquadramento do estágio e Objetivos

O estudo apresentado no presente relatório foi desenvolvido no âmbito do estágio curricular para a obtenção do grau de mestre, realizado na MONITAR, uma empresa vocacionada para a prestação de serviços multidisciplinares na área da engenharia do ambiente, tendo-se iniciado na área da monitorização da qualidade do ar.

A MONITAR desenvolveu uma estação portátil de monitorização da qualidade do ar, designada por “SmartAirSense MONITARSENSE”, que está já instalada em várias redes de monitorização da qualidade do ar em diversas cidades de Portugal. A estação já foi sujeita a vários estudos de validação e calibração, no entanto ainda não foi realizada uma validação sistemática do seu desempenho em campo para diversas condições de concentração de poluentes e condições meteorológicas.

Assim sendo, o estudo realizado consiste na comparação dos resultados das medições da estação SmartAirSense MONITARSENSE com os resultados obtidos das medições que utilizam métodos de referência ou equivalentes e posterior análise do seu desempenho e avaliação do cumprimento dos objetivos de qualidade dos dados, com o objetivo de validar a estação como medição indicativa.

O trabalho realizado envolveu diferentes etapas, podendo ser dividido em três fases:

- Uma primeira fase de pesquisa bibliográfica, consistindo na exploração do estado da arte acerca da monitorização da qualidade do ar e dos equipamentos, que utilizam sensores de baixo custo, utilizados no âmbito das medições indicativas e procedimentos de validação dos mesmos.

1 - INTRODUÇÃO

- Uma segunda fase em que ocorreu a realização de ensaios de intercomparação entre a estação portátil “SmartAirSense MONITARSENSE” e os métodos de referência definidos no Regime da Avaliação e Gestão da Qualidade do Ar Ambiente (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 47/2017 de 10 de maio de 2017), para determinação das concentrações dos poluentes medidos.

- Uma terceira fase na qual se realizou a análise do desempenho da estação SmartAirSense através do cálculo das incertezas associadas às medições dos poluentes medidos.

2. A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

2.1 Os Poluentes Atmosféricos

Os poluentes atmosféricos variam em concentração em função do espaço e do tempo. Segundo a Diretiva 2008/50/CE, um poluente atmosférico é qualquer substância presente no ar ambiente que possa ter efeitos nocivos na saúde humana ou no ambiente.

Os poluentes atmosféricos são considerados primários se forem emitidos diretamente na atmosfera através de uma determinada fonte, como por exemplo, pela chaminé de uma indústria, por um tubo de escape automóvel ou pela suspensão de poeiras contaminadas pelo vento, ou são considerados secundários se forem formados na atmosfera através de reações químicas entre os poluentes primários e, possivelmente, com os componentes naturais da atmosfera, especialmente o oxigénio e a água, como é exemplo o ozono (World Health Organization, 2006a).

As emissões de poluentes primários quando contabilizadas dão origem a Inventários de Emissões, que resultam da soma da medição das emissões de uma determinada área geográfica, em um determinado período de tempo, e constituem importantes ferramentas para monitorização e modelação da qualidade do ar local, regional ou global, sendo normalmente utilizados pelos governos como ferramenta para a gestão da qualidade do ar (*e.g.* World Health Organization, 2006a).

Devido ao seu modo de formação, os poluentes secundários não podem ser incluídos nos Inventários de Emissões embora seja possível estimar as taxas de formação por unidade de volume de atmosfera por unidade de tempo (*e.g.* World Health Organization, 2006a).

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

Outra forma de distinguir os poluentes é quanto ao seu estado físico. Estes dividem-se em poluentes gasosos ou poluentes particulados.

Os poluentes gasosos são os que permanecem como gases ou vapores na atmosfera. Estes são capazes de chegar ao sistema respiratório humano, normalmente depositando-se apenas no trato respiratório superior, não penetrando nos pulmões (*e.g.* World Health Organization, 2006a).

Os poluentes particulados incluem uma mistura de material em estado sólido ou líquido que está suspenso na atmosfera, sendo que as partículas podem compreender uma grande variedade de tamanhos (*e.g.* World Health Organization, 2006a; Manahan, 2000; Seinfeld & Pandis, 2006). Os diferentes tamanhos destas partículas suspensas no ar têm repercussões diferentes tanto no ambiente como na saúde. Assim, o tamanho da matéria particulada (PM) é definido de acordo com a “susceptibilidade de passagem destas partículas através de uma tomada de ar seletiva, com uma eficiência de corte de 50% para um determinado diâmetro aerodinâmico (DA)”, sendo o método de referência utilizado para medição de PM₁₀ e PM_{2,5}, descrito na norma EN 12341:2014. O DA é o diâmetro equivalente de uma esfera de densidade unitária com as mesmas características aerodinâmicas.

Como já referido anteriormente, inúmeros poluentes entram na atmosfera em resultado das atividades humanas. Nos pontos seguintes são abordados e caracterizados os poluentes que, tendo em conta as concentrações de emissões mais elevadas nos centros urbanos, são mais preocupantes e alvo de uma necessidade de monitorização mais intensiva, sendo que aumentam os consequentes efeitos na saúde humana e no ambiente.

2.1.1 Óxidos de Azoto (NO_x)

Os óxidos de azoto (NO_x) são compostos muito reativos, que podem ser emitidos para, ou produzidos na troposfera e, que correspondem ao somatório do monóxido de azoto (NO) e do dióxido de azoto (NO₂). O último é considerado mais importante por ter efeitos na saúde à concentração observada no ar ambiente.

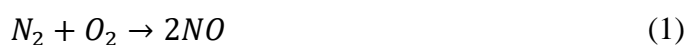
As fontes de emissão dos NO_x podem ser tanto antropogénicas como naturais, sendo a primeira a principal e mais significativa. A maioria do NO_x que entra na atmosfera está associada à queima de combustíveis fósseis principalmente resultante do transporte rodoviário, mas também resultante de fontes estacionárias, mais especificamente, processos industriais relacionados com a produção e distribuição de energia (por exemplo centrais termoelétricas). De forma natural, os NO_x são emitidos através da atividade microbiana nos solos (particularmente em solos fertilizados) e nos incêndios florestais, sendo também formados na atmosfera através dos relâmpagos (*e.g.* Atkinson, 2000; European Environment Agency, 2019; Manahan, 2000; U. S. Environmental Protection Agency, 2008).

As contribuições das diferentes fontes de emissão para as concentrações do ar ambiente não só dependem da quantidade de poluente emitida como também das condições de emissão (por

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

exemplo, a altura dos pontos de emissão), das condições meteorológicas e da distância ao local receptor. Assim, a contribuição do setor do transporte rodoviário para a exposição das populações, especialmente em áreas urbanas, é consideravelmente mais elevada pois as emissões são próximas ao solo e estão distribuídas em áreas densamente povoadas (e.g. European Environment Agency, 2019; U. S. Environmental Protection Agency, 2008).

O processo de combustão a altas temperaturas leva a que o Azoto molecular (N_2) e o Oxigénio molecular (O_2) reajam entre si formando o Monóxido de Azoto (NO). Na maioria das situações, o NO é a forma primária em que o NO_x é libertado na atmosfera sendo, no entanto, oxidado rapidamente pelo ozono (O_3) presente na troposfera em NO_2 , de acordo com as seguintes expressões (Equação 1 e Equação 2):



O NO pode também ser oxidado a NO_2 por reação com os radicais peróxido, como apresentado no ponto seguinte.

O NO é menos tóxico que o NO_2 , que por sua vez, pode ser bastante perigoso para a saúde humana. Perante uma exposição de curta duração, o NO_2 pode provocar um aumento de episódios de inflamação das vias aéreas, diminuição do sistema imunológico aumentando a suscetibilidade a infeções virais e bacterianas, diminuição da função pulmonar, principalmente em asmáticos e, conseqüentemente, um aumento de visitas hospitalares. Associado a exposições de longa duração de NO_2 estão efeitos respiratórios como o défice no desenvolvimento da função pulmonar e conseqüentemente, doenças crónicas pulmonares (e.g. U. S. Environmental Protection Agency, 2008).

O NO_2 ao reagir com radicais hidroxilo ($OH\bullet$) presentes na atmosfera produz Ácido Nítrico (HNO_3) que, devido à sua grande solubilidade em água pode ser depositado em superfícies ou em gotas de água, sendo removido pela precipitação. Este composto é um dos intervenientes associado à problemática das chuvas ácidas, pelo que a sua formação a partir do NO_2 leva a impactes no ambiente. Além disso, na presença de Amónia (NH_3), o HNO_3 produz o aerossol Nitrato de Amónia (NH_4NO_3), sendo assim, também um precursor de outros poluentes (e.g. Seinfeld & Pandis, 2006; Manahan, 2000).

2.1.2 Ozono (O_3)

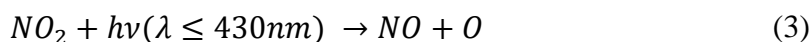
O ozono (O_3) é um gás oxidante naturalmente presente na atmosfera, encontrando-se essencialmente em duas das suas camadas. Na estratosfera, produzido naturalmente, é essencial na proteção da população, absorvendo a radiação solar ultravioleta (UV) perigosa e impedindo que esta alcance a superfície da Terra. Por outro lado, na troposfera, pode ser produzido através

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

de reações fotoquímicas que incluem outros poluentes atmosféricos, provocando efeitos prejudiciais em humanos, animais e na vegetação.

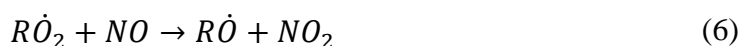
Não sendo emitido na atmosfera através de fontes primárias específicas, mas sim produzido por reações fotoquímicas dos seus gases precursores, o ozono troposférico é, por isso, um poluente secundário. Os gases precursores que são considerados os maiores contribuintes da formação de O_3 são o NO_2 e os Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2013; World Health Organization, 2006a).

Na troposfera é regulado de acordo com o ciclo fotoquímico básico, demonstrado pelas seguintes equações (Equação 3, Equação 4 e Equação 5) (*e.g.* Atkinson, 2000; World Health Organization, 2006a):



A poluição fotoquímica ocorre quando este ciclo é alterado, na presença de outras espécies, tanto por eventos que consomem NO, como por eventos que favorecem a produção de NO_2 .

Na presença de COVs, estes sofrem reações de degradação, iniciadas por reações com o radical hidroxilo ($OH\bullet$) presente na atmosfera, originando radicais intermediários, os peróxilos ($RO_2\bullet$) e hidroperóxilos ($HO_2\bullet$). Seguidamente, estes radicais reagem com o NO, convertendo o NO em NO_2 , que depois sofre fotólise para formar O_3 (Equação 6 e Equação 7). Este processo resulta numa formação adicional de ozono troposférico (*e.g.* Atkinson, 2000; World Health Organization, 2006a).



No entanto, na ausência de NO ou quando as suas concentrações são suficientemente reduzidas, as reações do O_3 com os radicais $OH\bullet$ e $HO_2\bullet$ resultam num processo de perda adicional de ozono troposférico (Equações 8 e Equação 9) (Atkinson, 2000).



Os COVs são provenientes, em grande parte, de emissões antropogénicas em grandes centros urbanos e áreas industriais, resultantes dos processos de combustão ocorridos nos processos industriais e no setor dos transportes. Por outro lado, numa escala global, as emissões de COVs

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

provenientes da vegetação são mais elevadas. Os principais COVs biogénicos são o Isopreno e o Monoterpeno e são mais emitidos durante o verão devido à dependência das emissões com a temperatura e a luz solar (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2013).

Além das concentrações de NO_x e de COVs, as concentrações de ozono dependem de outros fatores como: a intensidade e a distribuição espectral da luz solar, a convecção atmosférica e a altura da camada de inversão térmica (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2013; World Health Organization, 2006a).

A produção de ozono ocorre preferencialmente nos meses mais quentes do ano, devido à maior intensidade solar, e de maior estabilidade atmosférica (*e.g.* European Environment Agency, 2019).

O ozono em centros urbanos poluídos encontra-se normalmente em concentrações reduzidas, pois este reage com o NO. No entanto, pode ser transportado e ser encontrado com concentrações elevadas em locais mais remotos. Os ventos na troposfera livre tendem a ser mais fortes que os ventos próximos da superfície, assim são capazes de transportar poluentes a longas distâncias. Assim, o ozono e os seus precursores, durante o dia, podem ascender por convecção a altitudes mais altas da troposfera e depois, durante a noite, podem ser transportados, a favor do vento, sendo depois trazidos para baixo para a superfície (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2013; World Health Organization, 2006a).

Quando inalado, o ozono pode provocar efeitos adversos na saúde humana consoante a quantidade e a duração da exposição. Afeta principalmente o sistema respiratório e os pulmões, causando irritações respiratórias, como por exemplo tosse, dores de garganta e irritação das vias aéreas, redução da função pulmonar (dificultando a respiração profunda, principalmente durante a atividade física), inflamação e danos nas células dos pulmões e agrava os sintomas em asmáticos e em outras doenças pulmonares (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2009).

A nível ambiental, o ozono provoca efeitos que incluem a alteração da taxa de troca de gases que ocorrem nas folhas das plantas, do crescimento e da reprodução das plantas e nos ecossistemas podem ocorrer alterações na produtividade, no armazenamento de carbono, no ciclo da água e dos nutrientes (*e.g.* U. S. Environmental Protection Agency, 2013).

2.1.3 Matéria Particulada (PM)

A matéria particulada (PM), também chamada apenas por partículas ou aerossóis, consiste numa mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas em fase líquida ou sólida suspensas no ar. Estas partículas possuem diferentes características físicas e químicas variando no seu tamanho, composição e origem (*e.g.* World Health Organization, 2006b).

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

A PM normalmente é classificada tendo em conta as suas características aerodinâmicas, uma vez que estas influenciam e determinam os seus processos de transporte e remoção no ar e os seus locais de deposição, incluindo o alcance destas dentro do trato respiratório. Assim, geralmente as partículas são divididas em partículas grosseiras (PM₁₀), partículas finas (PM_{2,5}) e partículas ultrafinas (PM₁) (*e.g.* World Health Organization, 2006a; World Health Organization, 2006b). De modo geral, as partículas grosseiras podem chegar e depositar-se nos brônquios, enquanto que as partículas finas e ultrafinas possuem um maior alcance no trato respiratório podendo penetrar os bronquíolos e alvéolos pulmonares, sendo estas mais perigosas para a saúde (*e.g.* Kelly & Fussel, 2012).

As partículas podem ser emitidas a partir de uma fonte diretamente na atmosfera (partículas primárias), sendo a fonte principal os processos de combustão (tanto associados a transporte rodoviário, queima de biomassa para aquecimento de habitação ou processos industriais). O transporte de solos pelo vento e o spray marinho originado pela evaporação de gotículas de água salgada formadas pela rebentação das ondas no mar são também fontes maioritárias de partículas primárias. As partículas secundárias resultam da ocorrência de reações químicas na atmosfera, que formam substâncias pouco voláteis levando à sua condensação em fase líquida ou sólida, tornando-se assim PM. Exemplos deste tipo de partículas são os nitratos e sulfatos resultantes da oxidação do dióxido de enxofre (SO₂) e do dióxido de azoto (NO₂) em ácidos, que são posteriormente neutralizados pela amónia derivada principalmente da agricultura. Além destas, partículas carbonáceas através da oxidação de COVs constituem uma fração secundária destas partículas (*e.g.* Kelly & Fussel, 2012).

Uma vez formadas, as partículas podem sofrer alterações de tamanho e composição através de vários mecanismos: por condensação ou evaporação, por coagulação com outras partículas, por reações químicas ou por ativação na presença de supersaturação de vapor de água originando névoas ou gotículas de nuvem (*e.g.* Seinfeld & Pandis, 2006).

As partículas podem ser removidas da atmosfera através de dois mecanismos: ou por deposição na superfície terrestre ou por incorporação nas gotas de nuvens quando ocorre a formação de precipitação (*e.g.* Seinfeld & Pandis, 2006).

A exposição a PM afeta principalmente o sistema respiratório humano, podendo provocar graves problemas de saúde. Segundo estudos realizados por Pope *et. al.* (2002) existe uma forte evidência que a exposição de longa-duração a um ar poluído por partículas finas, comumente encontrado em áreas metropolitanas, representa um importante fator de risco para a mortalidade cardiopulmonar e de cancro do pulmão.

2.2 Enquadramento Legislativo

A nível europeu e em matéria de avaliação e gestão da qualidade do ar estão em vigor 4 diplomas resultantes de uma série de alterações na legislação anterior, tendo em conta a necessidade de uma revisão aprofundada dos diplomas que já existiam de forma a neles se agregarem os últimos progressos técnico-científicos e a experiência obtida pelos Estados-Membros.

Em 2008 foi aprovada a Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa, sendo este o diploma principal e mais central em matéria de qualidade do ar, que agrega num único ato legislativo as disposições legais de cinco diplomas anteriormente publicados, nomeadamente:

- a Diretiva 96/62/CE do Conselho, de 27 de setembro de 1996 (também designada de Diretiva-Quadro), relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente;
- a Decisão 97/101/CE do Conselho, de 27 de janeiro de 1997, que estabelece um intercâmbio recíproco de informações e de dados provenientes das redes e estações individuais que medem a poluição atmosférica nos Estados-Membros.
- a Diretiva 1999/30/CE do Conselho, de 22 de abril de 1999 (também designada de 1ª Diretiva-Filha), relativa a valores-limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente;
- a Diretiva 2000/69/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de novembro de 2000 (também designada de 2ª Diretiva-Filha), relativa a valores-limite para o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente;
- a Diretiva 2002/3/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de fevereiro de 2002 (também designada de 3ª Diretiva-Filha), relativa ao ozono no ar ambiente;

Encontra-se também em vigor a Diretiva 2004/107/CE do Parlamento Europeu e do Conselho (também designada de 4ª Diretiva-Filha), relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

A 12 de dezembro de 2011 foi aprovada uma Decisão de Execução da Comissão 2011/850/EU, que estabelece regras para as Diretivas 2004/107/CE e 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, no que diz respeito ao intercâmbio recíproco e à comunicação de informações sobre a qualidade do ar ambiente, substituindo assim a Decisão 97/101/CE do Conselho, de 27 de janeiro de 1997.

Mais recentemente foi implementada a Diretiva (UE) 2015/1480 da Comissão, a 28 de agosto de 2015, que altera vários anexos das Diretivas 2004/107/CE e 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, que estabelecem as regras relativas aos métodos de referência, à validação dos dados e à localização dos pontos de amostragem para a avaliação da qualidade do ar ambiente.

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

A nível nacional, o regime jurídico da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente (RJAGQA) foi introduzido pela publicação do Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, que transpõe para o direito interno a Diretiva n.º 2008/50/CE, do Conselho, de 21 de maio, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa e a Diretiva n.º 2004/107/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de dezembro, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

O RJAGQA estabelece medidas destinadas à existência de objetivos para a qualidade do ar ambiente tendo em conta as normas, as orientações e os programas da Organização Mundial da Saúde como forma de prevenção de efeitos nocivos no ambiente e na saúde. A avaliação com base em métodos e critérios comuns da qualidade do ar ambiente no território nacional, permite obter informação nesta matéria para que de alguma forma a poluição atmosférica e os seus efeitos sejam reduzidos e sejam alcançadas melhorias em consequência das medidas implementadas. Além disso, o RJAGQA oferece a garantia de que a informação sobre a qualidade do ar é tornada pública e de que a qualidade do ar ambiente é preservada ou ainda melhorada.

Com a publicação do Decreto-Lei n.º 102/2010, foi revogado todo o quadro legislativo em vigor anteriormente, numa medida de simplificação, procedendo-se assim a uma consolidação da legislação no RJAGQA, a qual se encontrava disperso por vários decretos-leis.

O Decreto-Lei n.º 102/2010 foi alterado em 2015 pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março com o objetivo de melhor traduzir os princípios e objetivos estabelecidos na Diretiva n.º 2008/50/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 2008, e visando a adaptação às regras respeitantes ao intercâmbio recíproco e à comunicação de informação sobre a qualidade do ar ambiente estabelecidas pela Decisão de Execução da Comissão n.º 2011/850/UE, de 12 de dezembro de 2011.

Mais recentemente o Decreto-Lei n.º 102/2010 foi novamente alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio. Este último diploma procede à transposição da Diretiva (UE) 2015/1480 da Comissão, de 28 de agosto de 2015, que altera vários anexos da Diretiva n.º 2008/50/CE e da Diretiva n.º 2004/107/CE, que estabelecem as normas relativas aos métodos de referência, à validação dos dados e à localização dos pontos de amostragem para a avaliação da qualidade do ar ambiente. Neste enquadramento o Decreto-Lei n.º 47/2017 visa assegurar a atualização e clarificação dos objetivos de qualidade dos dados, prevendo critérios que garantam a qualidade da avaliação do ar ambiente e de localização dos pontos de amostragem.

Neste contexto, foram definidos procedimentos mais rigorosos para a avaliação da qualidade do ar, principalmente no que respeita à qualidade dos dados obtidos das medições e na validação dos mesmos, na utilização de métodos de referência, equipamentos aprovados e métodos considerados como equivalentes e na intercomparação das medições destes métodos.

2.3 A Monitorização da Qualidade do Ar

A monitorização é uma ferramenta essencial na avaliação e posterior gestão da qualidade do ar. Permite o conhecimento dos níveis de concentrações dos poluentes atmosféricos presentes no ar ambiente, recorrendo a técnicas e metodologias definidas no RJAGQA, tendo como objetivo não exceder os valores-limite de concentrações de cada poluente fixados no RJAGQA, devendo por isso ser adotadas as medidas necessárias para assegurar o seu cumprimento.

Para a avaliação da qualidade do ar pode-se recorrer à monitorização contínua, através de estações fixas, ou às campanhas pontuais realizadas com estações móveis.

A monitorização em contínuo é utilizada para objetivos a médio/longo prazo (por exemplo, permite avaliar as concentrações de cada poluente ao longo do tempo) e permite o acompanhamento em “tempo real” das concentrações dos poluentes atmosféricos (com a possibilidade de gerar alertas).

Já as campanhas pontuais destinam-se normalmente a objetivos cujo limite temporal é limitado, (por exemplo, para caracterização das emissões de uma obra), que sendo mais flexíveis permitem adaptar-se a diferentes condições. Podem utilizar-se amostradores não automáticos (tubos de difusão) ou estações móveis com equipamentos de medição automáticos.

A rede nacional de monitorização da qualidade do ar (RNMQA) é (à data presente) constituída por 68 estações de monitorização da qualidade do ar (EMQA), classificadas de acordo com o seu tipo de ambiente e o seu tipo de influência, respetivamente, em rural, suburbana ou urbana e de fundo, tráfego ou industrial. Os poluentes medidos nestas EMQA podem ser alguns ou todos dos seguintes: O₃, CO, NO₂, SO₂, PM₁₀, PM_{2.5} e o Benzeno (C₆H₆).

Estas EMQA recorrem obrigatoriamente a métodos de referência ou equivalentes para realizarem as suas medições (sendo estas designadas de medições fixas). A localização das EMQA é definida em função da densidade populacional e da concentração dos poluentes no ar ambiente, estando definido do RJAGQA o número mínimo de pontos de amostragem para as medições fixas nas zonas e aglomerações. A informação gerada pelas EMQA pode ser complementada, em alguns casos, com informações provenientes de outras fontes como da modelação ou de medições indicativas.

Nas estações pertencentes à RNMQA, o nível de exigência de qualidade dos dados é o exigido nos Objetivos de Qualidade dos Dados (OQD) para medições fixas (ver Tabela 1). As medições são efetuadas de modo contínuo ou quase contínuo ao longo do ano, dependendo do poluente, tendo como objetivo a verificação de cumprimento dos valores-limite estipulados.

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

Tabela 1 - Objetivos de Qualidade dos dados para a avaliação no ar ambiente dos poluentes dióxido de enxofre, dióxido de azoto, óxidos de azoto, monóxido de carbono, partículas (PM10 e PM2,5) e ozono definidos no RJAGQA.

		Dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto e monóxido de carbono	Partículas em suspensão (PM10/PM2,5)	Ozono e NO e NO₂ relacionados
Medições Fixas ⁽¹⁾	Incerteza	15%	25%	15%
	Taxa mínima de recolha de dados	90%	90%	90% no verão 75 % no inverno
Medições Indicativas	Incerteza	25%	50%	30%
	Taxa mínima de recolha de dados	90%	90%	90%
	Período mínimo de amostragem	(²) 14%	(²) 14%	>10% no verão

(¹) No caso das partículas em suspensão, podem ser efetuadas medições aleatórias em vez de medições contínuas, caso seja demonstrado à Comissão Europeia que a incerteza, nomeadamente a incerteza devida à amostragem aleatória, satisfaz o objetivo de qualidade de 25 % e que o período de amostragem continua a ser superior ao mínimo estabelecido para as medições indicativas. A amostragem aleatória deve apresentar uma distribuição uniforme ao longo do ano, de forma a evitar a distorção dos resultados. A incerteza devida à amostragem aleatória pode ser determinada pelo procedimento estabelecido na norma ISO 11222:2002 — «Air Quality — Determination of the uncertainty of the time average of air quality measurements». Se forem utilizadas medições aleatórias para avaliar os requisitos do valor-limite de PM₁₀, deve ser avaliado o percentil de 90,4 (que deve ser igual ou inferior a 50 µg/m³) em vez do número de excedências, o qual é altamente influenciado pela cobertura de dados.

(²) Uma medição aleatória por semana, repartida de modo uniforme ao longo do ano, ou oito semanas repartidas de modo uniforme ao longo do ano.

As EMQA com a exigência de obtenção de dados de qualidade definida para as medições fixas têm um custo muito elevado e necessitam de uma complexa e regular manutenção e calibração dos equipamentos e como consequência têm pouca distribuição espacial, não permitindo a cobertura total do território (*e.g.* Aleixandre & Gerboles, 2012; Borrego *et. al.*, 2016). Em Portugal a RNMQA possui estações maioritariamente localizadas na área metropolitana de Lisboa e na área metropolitana do Porto pois, de acordo com os critérios de localização definidos no RJAJQA, uma parte significativa do restante território nacional não é obrigada a possuir EMQA. Salienta-se também que devido ao facto de as estações necessitarem de uma complexa e regular manutenção e calibração dos equipamentos traduz-se por vezes num défice e escassez de dados recolhidos e disponibilizados ao público pelas estações de referência (ver exemplo na Figura 1).

Tal como referido anteriormente o RJAGQA refere a possibilidade de utilização de medições indicativas como suporte na delimitação das zonas, definidas no âmbito da avaliação da qualidade do ar ambiente e como avaliação complementar da qualidade do ar ambiente nas zonas e aglomerações.

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

Horas UTC: Hora legal de Inverno = Hora UTC; Hora Legal de Verão = Hora UTC + 1

Zona IQAr	Concelho	Estação	Tipo de Ambiente	Tipo de Influência	O ₃	NO ₂	CO	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	C ₆ H ₆
					máximo horário	máximo horário	máximo octo-horária	máximo horário	média diária	média diária	máximo horário
					µg/m ³ às	µg/m ³ às	mg/m ³ às	µg/m ³ às	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³ às
Norte Litoral	Viana do Castelo	Minho-Lima	Rural	Fundo	57 16h	7 20h	-	-	N.D.	N.D.	-
Norte Interior	Macedo de Cavaleiros	Santa Combinha	Rural	Fundo	71 16h	6 20h	-	-	N.D.	N.D.	-
	Vila Real	Douro Norte	Rural	Fundo	77 13h	N.D.	-	N.D.	7	N.D.	-
Entre Douro e Minho	Braga	Fr Bartolomeu Mártires-S.Vitor	Urbana	Tráfego	-	180 09h	-	-	N.D.	-	-
	Braga	Frossos-Braga	Suburbana	Fundo	33 17h	N.D.	-	-	N.D.	-	-
	Guimarães	Cónego Dr. Manuel Faria-Azurém	Urbana	Tráfego	-	103 11h	-	-	24	-	N.D.
	Paços de Ferreira	Paços de Ferreira	Urbana	Fundo	69 16h	N.D.	-	-	36	N.D.	-
	Paredes	Pe Moreira Neves-Castelões de Cepeda	Urbana	Tráfego	-	N.D.	-	-	2	-	-
	Santo Tirso	Burgães-Santo Tirso	Urbana	Fundo	63 14h	36 01h	-	-	N.D.	-	-
Porto Litoral	Espinho	Anta-Espinho	Suburbana	Fundo	55 14h	N.D.	-	-	N.D.	-	-
	Gaia	Avintes	Urbana	Fundo	104 15h	N.D.	-	-	29	-	-
	Maia	D.Manuel II-Vermoim	Urbana	Tráfego	-	N.D.	-	-	N.D.	N.D.	-
	Maia	VNTelha-Maia	Suburbana	Fundo	68 14h	78 19h	-	-	26	-	-
	Matosinhos	Custóias-Matosinhos	Suburbana	Fundo	N.D.	N.D.	-	-	N.D.	-	-
	Matosinhos	Meco-Perafita	Suburbana	Industrial	N.D.	-	-	24 13h	25	-	N.D.
	Matosinhos	João Gomes Laranjo-S.Hora	Urbana	Tráfego	-	162 02h	1.047 01h	-	20	-	-
	Matosinhos	Leça do Balio-Matosinhos	Suburbana	Fundo	N.D.	-	-	-	29	-	-
	Matosinhos	Seara-Matosinhos	Urbana	Industrial	-	-	-	N.D.	27	-	N.D.
	Porto	Francisco Sá Carneiro-Campanha	Urbana	Tráfego	-	157 19h	1.175 24h	-	N.D.	-	-
	Porto	Sobreiras-Lordelo do Ouro	Urbana	Fundo	66 15h	N.D.	-	-	N.D.	N.D.	-
	Valongo	Ermesinde-Valongo	Urbana	Fundo	N.D.	N.D.	-	-	N.D.	-	-
Vila do Conde	Mindelo-Vila do Conde	Suburbana	Fundo	89 14h	91 20h	-	-	N.D.	-	-	

“-” - Não Medido N.D. - Não Disponível

Figura 1 - Exemplo do défice de dados de qualidade do ar recolhidos nas Estações de Monitorização da Agência Portuguesa do Ambiente, para o dia 13 de novembro de 2020.

As medições indicativas podem recorrer a métodos alternativos aos métodos de referência. A qualidade dos dados exigida para estes métodos é inferior à exigida para os métodos de referência, tal como apresentado na Tabela 1. Em termos de avaliação de qualidade do ar nacional, as medições indicativas podem ser utilizadas como complemento às medições fixas em locais onde os níveis de um poluente excedam os respetivos limiares superiores de avaliação ou em combinação com as medições fixas em locais onde são espectáveis valores de concentrações entre o limiar superior de avaliação e o limiar inferior de avaliação.

De modo a colmatar os défices da monitorização de referência houve uma necessidade de complementar as metodologias de monitorização da qualidade do ar por métodos de referência com métodos alternativos menos exigentes em termos de condições ambientais para os equipamentos, que permitam uma menor dimensão dos equipamentos e maior acessibilidade em termos económicos (*e.g.* Mead, 2013), surgindo assim a utilização de equipamentos/dispositivos que utilizam sensores alternativos aos utilizados nos métodos de referência. A evolução da tecnologia permitiu o desenvolvimento de novos métodos com capacidade para medir concentrações reduzidas de poluentes atmosféricos a um preço mais reduzido que os métodos utilizados nos equipamentos de referência.

2 - A AVALIAÇÃO E GESTÃO DA QUALIDADE DO AR

Os equipamentos que utilizam os métodos alternativos aos métodos de referência foram também designados na literatura como sensores de baixo custo. Esta designação provoca confusão pois alguns estudos referem apenas o sensor (componente responsável pela deteção do poluente) enquanto que outros se referem ao equipamento possuindo essa tecnologia de deteção. Um equipamento não é apenas constituído por um sensor de deteção do poluente, mas todos os restantes componentes que permitem a sua quantificação e comunicação.

3. SENSORES DE BAIXO CUSTO

Os sensores de baixo custo utilizados por equipamentos na monitorização da qualidade do ar ambiente surgem numa nova geração de evolução tecnológica nesta área de equipamentos iniciada na década passada, onde o crescente desenvolvimento e adaptação tem contribuindo para uma mudança de paradigma associado às medições e avaliação da qualidade do ar (Snyder, 2013; Kumar, 2015).

3.1 Tipos e Tecnologias de operação

A maioria dos sensores de baixo custo utiliza uma das seguintes tecnologias de funcionamento:

3.1.1 Sensores Resistivos

O mecanismo deste tipo de sensor consiste na variação da resistência ou condutividade de um óxido metálico quando exposto a determinado gás alvo. O óxido de estanho é o mais utilizado tendo em conta a sua grande reatividade com um grande número de gases e a sua forte variação da resistência (Aleixandre & Gerboles, 2012).

As concentrações do gás-alvo são detetadas pela ocorrência de reações entre o oxigénio presente no ar ambiente e o óxido de metal, fixando os eletrões resultantes na sua superfície. Esta acumulação de eletrões produzidos cria uma barreira de carga negativa para os eletrões aumentando assim a condutividade para gás-alvo. Para aumentar as taxas de reações são necessárias temperaturas elevadas, sendo por isso incorporado no sensor uma fonte de aquecimento (Aleixandre & Gerboles, 2012).

3.1.2 Sensores Eletroquímicos

Os sensores eletroquímicos são constituídos por células eletroquímicas (ver exemplo na Figura 2) que contêm elétrodos, onde existe um transporte de eletrólitos entre eles. O seu funcionamento baseia-se na ocorrência de reações de oxidação ou redução entre os gases e os eletrólitos. Estas reações produzem uma corrente elétrica que é medida para determinação da concentração de um determinado gás (*e.g.* Mead, 2013).

Normalmente, o sensor é revestido com um catalisador que aumenta a área de superfície, favorecendo as reações com a espécie gasosa pretendida, que entra no sensor por difusão. A carga gerada através da reação na superfície do eletrodo em contacto com o gás, é equilibrada por uma reação que ocorre ao mesmo tempo noutra eletrodo, formando assim um par de reações químicas de oxidação-redução (*e.g.* Mead, 2013).

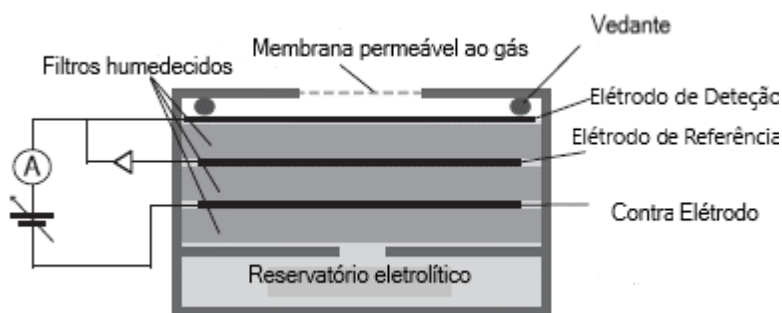


Figura 2 - Exemplo de uma célula eletroquímica (adaptado de Mead, 2013).

3.1.3 Sensores Óticos

Os sensores óticos podem ser de dois tipos: sensores de absorção por radiação infravermelha ou sensores de deteção por fotoionização.

Nos sensores de absorção por radiação infravermelha uma fonte incide no gás que vai ser medido. As moléculas do gás absorvem a radiação a determinados comprimentos de onda dependendo das características de cada molécula. A intensidade desta absorção segue a equação de Beer-Lambert, sendo a concentração do gás determinada através da equação (Aleixandre & Gerboles, 2012; Pandey, 2007).

Nos sensores de deteção por fotoionização as moléculas do gás em estudo são iluminadas por uma luz ultravioleta de grande energia, sendo que os fotões presentes nesta luz quebram as moléculas formando iões eletricamente carregados. Estes iões são expostos a um campo elétrico externo formando uma corrente elétrica, sendo esta proporcional à concentração do gás (Aleixandre & Gerboles, 2012).

Os diferentes tipos de sensores apresentam maior sensibilidade a determinados poluentes (ver Tabela 2) e possuem diferentes características técnicas, entre as quais, a faixa de deteção, a interferência com fatores meteorológicos (temperatura, humidade e velocidade do vento), a

3 – SENSORES DE BAIXO CUSTO

estabilidade, a sensibilidade cruzada, o desvio da linearidade, o consumo energético e o tempo de resposta.

Tabela 2 - Sensores com maior sensibilidade de acordo com o tipo de poluente (Aleixandre & Gerboles, 2012).

Poluente	Sensores com maior sensibilidade
NO₂	Resistivos e Eletroquímicos
O₃	Resistivos e Eletroquímicos
NO	Resistivos e Eletroquímicos
CO	Resistivos, Eletroquímicos e Óticos
CO₂	Óticos - Absorção por radiação infravermelha
Benzeno	Óticos - Detecção por fotoionização e Absorção por radiação infravermelha
SO₂	Eletroquímicos
NH₃	Resistivos e Eletroquímicos

Segundo Aleixandre & Gerboles (2012) os sensores com maior sensibilidade ao gás-alvo normalmente são os sensores resistivos. Estes, no entanto apresentam sérios problemas no que respeita a reprodutibilidade e estabilidade, tornando-os assim muito pouco confiáveis na maioria das aplicações. Em geral, os sensores eletroquímicos são os segundos mais sensíveis, apresentando também melhores características de estabilidade. Já os sensores óticos apresentam a limitação de estarem disponíveis apenas para poucos e determinados gases, no entanto também podem ser boas opções para medições se foram capazes de detetar o gás-alvo na faixa de interesse.

O mercado tem crescido ao longo dos tempos no que diz respeito à oferta de sensores de baixo custo a utilizar em equipamentos para medição de poluentes atmosféricos. Apresentam-se na Tabela 3 algumas das principais marcas que comercializam este tipo instrumentos.

Tabela 3 - Exemplos de Marcas que comercializam sensores de baixo custo.

Marca	Endereço eletrónico
Alphasense	http://www.alphasense.com/index.php/air/
Citytech	https://www.citytech.com/en-gb/
Figaro	https://www.figarosensor.com/product/sensor/
Membrapor	https://www.membrapor.ch/
Nissha FIS	http://www.fisinc.co.jp/en/
Nemoto	https://www.nemoto.eu/
Nenvitech	http://www.nenvitech.com/
SGX Sensortech	https://www.sgxsensortech.com/

Tal como referido anteriormente os sensores por si só não permitem obter os dados das medições dos gases realizadas, sendo por isso necessário um sistema constituído por vários componentes interligados. Os equipamentos que utilizam estes sensores podem possuir vários sensores em simultâneo e assim ser denominados de sistemas de sensores ou estações portáteis.

Alguns elementos básicos necessários nestes sistemas incluem o sensor ou o conjunto de sensores correspondente à espécie de interesse que se pretende medir, um transdutor que converte as respostas recebidas em sinais elétricos; um sistema de armazenamento de dados ou um dispositivo de comunicação para envio dos sinais e um sistema de fornecimento de energia (e.g. Snyder, 2013).

Alguns exemplos de marcas existentes no mercado desta área são a *Aeroqual* (<https://www.aeroqual.com/>), a *Vaisala* (<https://www.vaisala.com/en>), a *AQMesh* (<https://www.aqmesh.com/>), a *Airly* (<https://airly.eu/en/>), a *Libelium* (<https://www.libelium.com/>), a *Monitarsense* (<https://sense.monitar.pt/>) e a *Qart* (<https://www.qart.pt/>), sendo as duas últimas marcas portuguesas.

3.2 Vantagens e Aplicabilidade

Segundo a EPA, 2014, esta nova geração de equipamentos oferece a oportunidade de estes serem utilizados por pessoas “comuns” numa vasta gama de aplicações (ver Tabela 4).

Tabela 4 - Aplicações possíveis destes novos equipamentos (U. S. Environmental Protection Agency, 2014).

Aplicação	Descrição	Exemplo
Pesquisa	Estudos científicos com o propósito de descobrir novas informações sobre a poluição do ar.	Uma rede de equipamentos implementada numa cidade, para medição da variação da concentração de matéria particulada.
Monitorização da Exposição Pessoal	Monitorização da qualidade do ar a que uma pessoa é exposta durante a realização das suas atividades diárias normais.	Utilização de um equipamento por uma pessoa com uma condição clínica sensível à poluição do ar, para identificar quando e onde está exposto a poluentes potencialmente prejudiciais à sua saúde.
Monitorização Complementar de Dados Existentes	Utilização de sensores para complementar os dados da rede de monitorização de referência.	Colocação de equipamentos numa área de monitorização de referência para aumentar a cobertura.
Identificação e Caracterização de Fontes	Estabelecimento de possíveis fontes de emissões através da monitorização próxima a fontes suspeitas	Colocação de um equipamento a favor do vento de uma instalação industrial para monitorizar variações nas concentrações de poluentes atmosféricos ao longo do tempo.
Educação	Utilização de sensores em ambientes educacionais em áreas da ciência, tecnologia, engenharia e matemática.	Disponibilização de equipamentos a alunos para monitorizar e perceber os problemas da qualidade do ar.
Informativa	Utilização de sensores para consciencialização informal sobre a qualidade do ar.	Utilização de equipamentos para comparar a qualidade do ar em diversos sítios (em casa, no trabalho, no carro ou nas escolas).

Devido ao seu baixo custo, comparativamente com os equipamentos utilizados nos métodos de referência, estes equipamentos representam uma grande oportunidade para implementar redes para monitorizar os poluentes em grandes áreas, substituindo assim os valores obtidos por interpolação das concentrações medidas nas medições fixas. Ou seja, permitem um maior mapeamento espacial, sendo bastante relevante para utilização em grandes áreas urbanas (Aleixandre & Gerboles, 2012; Schneider *et. al.*, 2017). Outra vantagem da alta resolução

3 – SENSORES DE BAIXO CUSTO

espacial é a oportunidade de criação de inventários de emissões de poluentes e a detecção de *hotspots* de poluição, permitindo assim, a avaliação da exposição em tempo-real de modo a ser possível delinear estratégias de mitigação (Kumar, 2015). A existência e a evolução da tecnologia das redes sem fio, bem como dos serviços da Web também foi um fator que facilitou o desenvolvimento dos equipamentos, permitindo a existência de sistemas de comunicação nas redes de monitorização, tal como o acesso às informações destas redes quase em tempo real (Snyder, 2013), permitindo desta forma a criação de plataformas de consulta de dados e a emissão de alertas.

Os sensores de baixo custo, desde há alguns anos, têm sido alvo de vários estudos acerca da sua aplicabilidade, numa tentativa de procurar compreender até que ponto podem ser utilizados e ser confiáveis relativamente à qualidade dos dados obtidos.

Mead (2013) avaliou a capacidade de desempenho dos sensores eletroquímicos para as medições dos gases NO, NO₂ e CO, presentes em ambientes com concentrações reduzidas. Concluíram que os sensores eletroquímicos apresentam um desempenho adequado mesmo em baixas concentrações (na ordem dos ppb ~ µg.m⁻³), sendo adequados para utilização em medições de qualidade do ar urbano.

Castel *et. al* (2017) avaliaram o desempenho da estação portátil *AQMesh*, constituída por sensores eletroquímicos que para medir o NO, NO₂, O₃, CO e óticos para medir PM₁₀ e PM_{2.5}, em condições laboratoriais e de campo. Os resultados revelaram que para a medição de NO, PM₁₀ e PM_{2.5} os sensores demonstraram uma boa resposta, tendo a incerteza expandida satisfeito os critérios de qualidade do ar estabelecidos na Diretiva de Qualidade do Ar. No entanto, a incerteza expandida determinada para os sensores dos restantes poluentes excedeu os limites definidos para as medições indicativas, tendo sido a resposta dos sensores afetada pelas condições atmosféricas e por padrões de emissões, tornando-os assim inadequados para aplicações que requerem elevada precisão e confiabilidade. Os resultados mostraram que alguns sensores, como o do NO e de PM₁₀ já são capazes de dar informação sobre a qualidade do ar. No entanto, o desempenho para outros poluentes varia espacial e temporalmente, dependendo da composição atmosférica (interferências da existência de outras substâncias) e das condições meteorológicas (influência, por exemplo, da temperatura e da humidade relativa), sendo necessário aplicar calibrações de campo para cada sensor individualmente.

Cross *et. al* (2017) avaliaram o sistema/estação *ARISense*, sistema constituído por sensores eletroquímicos para medição de CO, NO, NO₂, O₃, e por sensores óticos para a medição de CO₂ e de partículas. O estudo concluiu que a estação caracterizou adequadamente as concentrações de poluentes em ambiente urbano. A estação forneceu uma resposta para períodos de tempo reduzidos (5 minutos).

Popoola *et. al*. (2018), avaliaram uma rede de monitorização de qualidade do ar constituída por equipamentos portáteis com sensores de baixo custo que foram desenvolvidos e aplicados

anteriormente num projeto de investigação no Aeroporto de Heathrow em Londres. Utilizaram sensores eletroquímicos para medir CO, NO e NO₂ e sensores de absorção infravermelha não dispersiva para medir CO₂. Concluíram que a metodologia utilizada neste caso de estudo pode ter uma ampla aplicabilidade em muitos ambientes complexos de qualidade do ar, incluindo grandes cidades em desenvolvimento.

Os sensores de baixo custo têm sido também associados e utilizados em projetos de investigação de redes de monitorização da qualidade do ar em cidades (ver Tabela 5), permitindo aos cidadãos e comunidades a oportunidade de monitorar a qualidade do ar local em que vivem e que pode influenciar diretamente a sua vida diária (Snyder, 2013).

Tabela 5 - Exemplos de projetos de monitorização de qualidade do ar de baixo-custo aplicados em cidades.

Nome do Projeto	Período do Projeto	Local	Plataforma Online
Citi-Sense	2012-2016	União Europeia	http://www.citi-sense.eu/
EuNetAir	2012-2016	União Europeia	http://www.eunetair.it/
OpenSense (I e II)	2010-2013 2014-2017	Suíça	http://opensense.epfl.ch/
US EPA Village Green	2013-2019	Estados Unidos	https://www.epa.gov/air-research/village-green-project
HabitatMap	2012-	Estados Unidos	https://www.habitatmap.org/
SmartCitizen	Não disponível	União Europeia	https://smartcitizen.me/

3.3 Limitações e dificuldades

No entanto, existem ainda limitações na utilização de sensores e sistemas de sensores que se prendem com o cumprimento dos requisitos de qualidade dos dados recolhidos exigida na Diretiva Europeia da Qualidade do Ar (e consequentemente no RJAGQA, devido à sua transposição) e os perigos que a utilização de informação errada pode acarretar. A Diretiva não especifica nenhum método indicativo, mas requer uma demonstração do cumprimento da qualidade dos dados para medições indicativas, que corresponde às incertezas descritas na Tabela 1. No entanto, a Diretiva também não fornece nenhuma orientação sobre como esta demonstração de qualidade deve ser realizada.

Neste seguimento, os equipamentos que utilizam os métodos indicativos necessitam de ser avaliados mais aprofundadamente para garantir que os seus critérios de desempenho (precisão, exatidão, sensibilidade, interferências, etc.) atendam aos objetivos de monitorização designados para as medições indicativas. No entanto, a informação disponível sobre como testar

3 – SENSORES DE BAIXO CUSTO

equipamentos que utilizam os métodos indicativos ainda não é suficiente para garantir um desempenho adequado.

Spinelle *et al.* (2013) elaboraram um primeiro protocolo para avaliação de sensores de gás de baixo custo. A avaliação tem como objetivo determinar as incertezas das medições tanto no laboratório como no campo e compará-las com os objetivos de qualidade do ar definidos na Diretiva Europeia da Qualidade do Ar para as medições indicativas.

Também a U. S. Environmental Protection Agency (2014a) iniciou o desenvolvimento do seu próprio guia de avaliação de sensores de baixo custo de qualidade do ar, estabelecendo os critérios de desempenho adequados.

O Comité Europeu de Normalização (CEN) esteve a desenvolver e atualmente já foi aprovado um documento de referência que define as especificações técnicas para a avaliação de desempenho e métodos de teste em condições de laboratório e de campo para sensores de baixo custo (CEN, 2021).

4. CASO DE ESTUDO

4.1 Introdução / Enquadramento

A empresa MONITAR desenvolveu uma estação portátil de monitorização da qualidade do ar, designada por “SmartAirSense MONITARSENSE”, que está já instalada em várias redes de monitorização da qualidade do ar em diversas cidades de Portugal. A estação já foi sujeita a vários estudos de validação e calibração, no entanto ainda não foi realizada uma validação sistemática do seu desempenho em campo para diversas condições de concentração de poluentes e condições meteorológicas. O objetivo do estudo consiste na comparação dos resultados da estação *SmartAirSense* com os resultados obtidos por métodos de referência e posterior análise do seu desempenho com o objetivo de a validar como medição indicativa.

O trabalho realizado envolve a realização de ensaios de intercomparação entre a estação portátil “SmartAirSense MONITARSENSE” e os métodos de referência definidos no Regime da Avaliação e Gestão da Qualidade do Ar Ambiente (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 47/2017 de 10 de maio de 2017), para determinação das concentrações de partículas (PM₁₀), ozono (O₃) e dióxido de azoto (NO₂).

4.2 Metodologia

4.2.1 Ensaios

Foram realizados ensaios, para a determinação da concentração de PM₁₀, O₃ e NO₂, simultaneamente com equipamentos de referência e com as estações de monitorização de qualidade do ar *SmartAirSense MONITARSENSE* em avaliação.

Os ensaios foram realizados com recurso a equipamentos de referência presentes na Estação Móvel de Monitorização da Qualidade do Ar, afeta ao Laboratório de Controlo e Monitorização Ambiental do Departamento de Ambiente do Instituto Politécnico de Viseu (IPV), nos ensaios realizados no IPV. Realizaram-se ainda ensaios em vários locais da cidade de Lisboa (Entrecampos, Olivais, Avenida da Liberdade e Benfica), recorrendo aos dados disponibilizados das Estações de Monitorização de Qualidade do Ar da Rede QualAr presentes em cada um dos locais referidos.

Os ensaios de referência da EMQA do IPV apresentam-se na Tabela 6 e os ensaios das estações *SmartAirSense MONITARSENSE* apresentam-se na Tabela 7.

Tabela 6 - Ensaios realizados pela EMQA do IPV.

Ensaio	Metodologia	Equipamento
Determinação da concentração de óxidos de Azoto - Método automático de quimioluminiscência.	EN 14211:2012. Ambient air quality — Standard method for the measurement of the concentration of nitrogen dioxide and nitrogen monoxide by chemiluminescence	ENVIRONNEMENT. S.A. - AC32M
Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM10 - Método de absorção por radiação beta.	ISO 10473:2000. Ambient air - Measurement of the mass of particulate matter on a filter medium - Beta-ray absorption method. Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro	VEREWA - F-701-20
Determinação da concentração de ozono - Fotometria de Ultravioleta.	EN 14625:2012. Ambient air - Standard method for the measurement of the concentration of ozone by ultraviolet photometry	HORIBA - APOA 370

Tabela 7 – Ensaios realizados pelas estações *SmartAirSense MONITARSENSE*.

Ensaio	Metodologia	Sensor
Determinação da concentração de dióxido de azoto	Método automático eletroquímico.	alphasense – NO2-B43F
Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM10	Método automático ótico.	(confidencial)
Determinação da concentração de ozono	Método automático eletroquímico.	alphasense - OX-B431

4.2.2 Locais e períodos de medição

Como anteriormente referido realizaram-se campanhas em vários locais distintos. No IPV esteve uma estação *SmartAirSense* a medir em contínuo juntamente com a Estação de referência Móvel de Monitorização da Qualidade do Ar, pertencente ao Departamento de Ambiente do IPV. Este local caracteriza-se por ter concentrações médias anuais bastante abaixo dos valores limite em todos os poluentes, onde no ano de 2019 apenas ocorreram oito excedências ao valor-limite relativas ao O₃ e três excedências relativas às PM₁₀. Nas Tabela 8, Tabela 9 e Tabela 10 encontram-se os dados estatísticos relativos aos dados medidos na estação de referência do IPV no ano de 2019, relativamente ao O₃, NO₂ e PM₁₀, respetivamente.

Tabela 8 – Dados Estatísticos do O₃ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019.

Estação	IPV
Ano	2019
Eficiência Horária (%)	69%
Média Anual (horária) (µg/m ³)	62
Excedências horárias Limiar Informação (180 µg/m ³) (Nº)	0
Excedências horárias Limiar Alerta (240 µg/m ³) (Nº)	0
Eficiência máximo diário (médias 8h (a)) (%)	68%
Média Anual (octo-horária)	62
Máximo diário (8h) (a) (µg/m ³)	153
Excedências ao OLP/VA (120 µg/m ³)	8

Notas: OLP - Objetivo de Longo Prazo; VA - Valor Alvo

- a) As médias de base octo-horária (8 horas) são calculadas a partir dos dados horários. O primeiro período de cálculo para um determinado dia será o período decorrido entre as 17h00 do dia anterior e a 01h00 desse dia. O último período de cálculo será o período entre as 16h00 de um determinado dia e as 24h00 desse mesmo dia.

Tabela 9 - Dados Estatísticos do NO₂ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019.

Estação	IPV
Ano	2019
Eficiência horária (%)	85
Excedências ao VL horário (VL=200 µg/m ³) (Nº)	0
Máximo horário (µg/m ³)	123
Média anual (VL=40 µg/m ³) (µg/m ³)	14
Excedências LA (LA = 400 µg/m ³) (Nº)	0

Notas: VL horário - Valor limite: 200 µg/m³, a não exceder mais de 18 vezes por ano civil;

VL anual - Valor limite: 40 µg/m³; LA - Limiar de Alerta (medido em três horas consecutivas)

4 – CASO DE ESTUDO

Tabela 10 - Dados Estatísticos das PM₁₀ na Estação de Referência do IPV, para o ano 2019.

Estação	IPV
Ano	2019
Eficiência horária (%)	86
Média Anual (Horária) (VL=40 µg/m ³) (µg/m ³)	13
Excedências ao VL diário (50 µg/m ³) (Nº)	3
Média diária (µg/m ³)	13
Máximo diário (µg/m ³)	62

Notas: VL diário - Valor limite: 50 µg/m³, a não exceder mais de 35 vezes por ano civil;
VL anual - Valor limite: 40 µg/m³

Em Lisboa estiveram 4 estações *SmartAirSense* localizadas em locais diferentes, que se compararam com as Estações de Monitorização de Qualidade do Ar da Rede QualAr. As estações *SmartAirSense* foram colocadas no interior das Estações de Referência da Rede Qualar, estando ambas a medir paralelamente. Estas estações sendo classificadas como Urbanas de Tráfego (EMQA de Entrecampos, EMQA da Avenida da Liberdade e EMQA de Benfica) e como Urbana de Fundo (EMQA dos Olivais) possuem valores de concentrações médias anuais mais elevados de NO₂ e de PM₁₀, principalmente na estação da Avenida da Liberdade, devido a serem zonas de muito tráfego automóvel. Nas Tabela 11, Tabela 12 e Tabela 13 encontram-se os dados estatísticos relativos aos dados medidos nas estações de referência de Lisboa nos últimos três anos, relativamente ao O₃, NO₂ e PM₁₀, respetivamente.

Tabela 11 - Dados Estatísticos do O₃ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.

Estação	Olivais			Entrecampos		
Ambiente e Influência	Fundo Urbana			Tráfego Urbana		
Ano	2018	2019	2020	2018	2019	2020
Eficiência Horária (%)	100	90	86	93	88	92
Média Anual (horária) (µg/m ³)	53	52	54	50	43	53
Excedências horárias Limiar Informação (180 µg/m ³) (Nº)	0	0	1	0	0	0
Excedências horárias Limiar Alerta (240 µg/m ³) (Nº)	0	0	0	0	0	0
Eficiência máximo diário médias 8h (a) (%)	100	90	86	93	87	91
Máximo diário (8h) (a) (µg/m ³)	102	94	103	97	78	104
Excedências ao OLP (120 µg/m ³)	6	4	10	2	0	5
diários (8h) > VA (média 3 anos) (b)	5	4	7	2	1	2

Notas: OLP - Objetivo de Longo Prazo; VA - Valor Alvo

- b) As médias de base octo-horária (8 horas) são calculadas a partir dos dados horários. O primeiro período de cálculo para um determinado dia será o período decorrido entre as 17h00 do dia anterior e a 01h00 desse dia. O último período de cálculo será o período entre as 16h00 de um determinado dia e as 24h00 desse mesmo dia.

4 – CASO DE ESTUDO

Tabela 12 - Dados Estatísticos do NO₂ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.

Estação	Olivais			Entrecampos			Avenida da Liberdade			Santa Cruz de Benfica		
	Fundo Urbana			Tráfego Urbana			Tráfego Urbana			Tráfego Urbana		
Ano	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
Eficiência horária (%)	97	91	92	94	93	96	92	98	99	100	98	100
Excedências ao VL horário (Nº)	0	0	0	1	1	0	34	5	0	0	0	0
Máximo horário (µg/m ³)	147	136	113	153	146	115	219	180	148	135	134	109
Média anual (VL=40 µg/m ³) (µg/m ³)	30	27	21	41	36	29	61	55	40	38	34	29
Excedências LA 400 µg/m ³ (Nº)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Notas: VL horário - Valor limite: 200 µg/m³, a não exceder mais de 18 vezes por ano civil;

VL anual - Valor limite: 40 µg/m³

Tabela 13 - Dados Estatísticos do PM₁₀ nas Estações de Referência da rede Qualar de Lisboa, nos últimos três anos.

Estação	Olivais			Entrecampos			Avenida da Liberdade			Santa Cruz de Benfica		
	Fundo Urbana			Tráfego Urbana			Tráfego Urbana			Tráfego Urbana		
Ano	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
Eficiência horária (%)	98	93	91	98	98	98	97	97	98	15	91	94
Média Anual (Horária) (µg/m ³)	18	17	18	23	21	18	28	25	19	28	19	18
Eficiência diária (%)	99	92	91	100	98	99	98	95	98	15	91	94
Média anual (diária) (µg/m ³)	18	17	18	23	21	18	28	25	19	28	19	18
Excedências ao VL diário (Nº)	2	5	1	3	9	1	14	14	1	1	5	2
Máximo diário (µg/m ³)	31	28	29	36	33	30	42	36	32	24	28	31

Notas: VL diário - Valor limite: 50 µg/m³, a não exceder mais de 35 vezes por ano civil;

VL anual - Valor limite: 40 µg/m³

Na Tabela 14 encontram-se descritos os locais e os períodos de realização das campanhas.

Tabela 14 - Locais, períodos e parâmetros avaliados das campanhas de monitorização.

Estação de Referência	Estação <i>SmartAirSense</i>	Local	Poluente	Início da campanha	Fim da campanha
Estação Móvel de Monitorização da Qualidade do Ar do IPV	MONITAR VISEU EMQA IPV SmartAirSense	Viseu	O ₃	24/12/2020	21/05/2021
			NO ₂		
			PM ₁₀		

4 – CASO DE ESTUDO

Estação de Referência	Estação <i>SmartAirSense</i>	Local	Poluente	Início da campanha	Fim da campanha
Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Entrecampos (QUALAR)	CML ID46 - SmartAirSense - EMQA Entrecampos	Entrecampos	O ₃	08/04/2021	30/10/2021
			NO ₂	12/02/2021	30/10/2021
			PM ₁₀	10/04/2021	29/10/2021
Estação de Monitorização da Qualidade do Ar dos Olivais (QUALAR)	CML ID79 - SmartAirSense - EMQA Olivais	Olivais	O ₃	13/05/2021	30/10/2021
			NO ₂	12/02/2021	30/10/2021
			PM ₁₀	10/04/2021	30/10/2021
Estação de Monitorização da Qualidade do Ar da Avenida da Liberdade (QUALAR)	CML ID20 - SmartAirSense - EMQA Avenida da Liberdade	Avenida da Liberdade	NO ₂	12/02/2021	30/10/2021
			PM ₁₀	10/04/2021	30/10/2021
Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Benfica (QUALAR)	CML ID75 - SmartAirSense - EMQA Benfica	Benfica	NO ₂	12/02/2021	30/10/2021
			PM ₁₀	10/04/2021	30/10/2021

4.2.3 Critérios de Tratamento e agregação dos dados

Realizadas as campanhas de monitorização procedeu-se à validação e agregação dos dados segundo os critérios enunciados nas Tabela 15, Tabela 16 e Tabela 17, que são definidos no anexo XII do Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 47/2017 de 10 de maio de 2017.

Tabela 15 - Critérios de validação para a recolha de dados e cálculo de parâmetros estatísticos para o ozono, definidos no RJAGQA.

Parâmetro	Proporção dos dados de validação exigida
Valores horários	75% (quarenta e cinco minutos)
Valores octo-horários	75% dos valores (seis horas)
Valores máximos diários das médias octo-horárias, calculadas por períodos consecutivos de oito horas.	75 % das médias octo-horárias (18 médias de oito horas/dia)

Tabela 16 - Critérios para agregação de dados e para o cálculo dos parâmetros estatísticos para dióxido de azoto definidos no RJAGQA.

Parâmetro	Proporção dos dados de validação exigida
Valores horários	75% (quarenta e cinco minutos)
Valores por períodos de 24 horas	75 % das médias horárias (pelo menos 18 valores).

Tabela 17 - Critérios para agregação de dados e para o cálculo dos parâmetros estatísticos para as PM₁₀, definidos no RJAGQA.

Parâmetro	Proporção dos dados de validação exigida
Valores horários	75% (quarenta e cinco minutos)
Valores por períodos de 24 horas	75 % das médias horárias (pelo menos 18 valores).

4.2.4 Metodologia de avaliação dos resultados

Para a avaliação dos resultados do desempenho da estação *SmartAirSense MONITARSENSE* (método candidato) e avaliação de possíveis correções nos dados obtidos determinou-se a incerteza associada à medição. Com base nesta incerteza de medição é possível comparar os resultados obtidos com os objetivos de qualidade dos dados definidos na legislação para as medições indicativas.

A incerteza foi determinada pela Metodologia definida no documento “Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods” (Report by an EC Working Group on Guidance for the Demonstration of Equivalence – 2010), o qual estabelece que um Estado-Membro pode utilizar um qualquer outro método que possa demonstrar resultados equivalentes aos do método de referência. Esta metodologia define um procedimento para determinar, através de ensaios de intercomparação, se um método candidato é adequado para ser considerado equivalente ao método de referência.

Segundo esta metodologia os ensaios de demonstração de equivalência compreendem várias fases: uma pré-avaliação inicial não experimental para verificar se o método candidato tem potencial para cumprir os objetivos de qualidade de dados nas diretivas sobre a recolha de dados e incerteza de medição; a realização de testes de laboratório e posterior avaliação das incertezas de medição do método candidato; a realização de uma série de testes de campo em que o método candidato é testado lado a lado com o método de referência e a avaliação das incertezas resultantes pela comparação de:

- incerteza de laboratório e o objetivo de qualidade de dados de incerteza
- incerteza de campo e incerteza de laboratório
- incerteza de campo e o objetivo de qualidade de dados de incerteza.

Para matéria particulada, os programas de teste são normalmente restritos a testes de campo apenas.

Tendo em conta que as estações *SmartAirSense da MONITARSENSE* já foram sujeitas a vários estudos de validação e calibração em laboratório, neste estudo apenas se realizaram os denominados testes de campo e a avaliação das incertezas resultantes pela comparação de incerteza de campo e o objetivo de qualidade de dados de incerteza, sendo apenas utilizada a parte da metodologia e procedimento de cálculo de incertezas de “campo” presente no documento “Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods”.

Nos pontos seguintes é descrita a metodologia utilizada para calcular a incerteza associada aos ensaios de determinação de PM₁₀, NO₂ e O₃ pela estação *SmartAirSense da MONITARSENSE*.

4.2.4.1 Adequação do conjunto de dados

Nem todos os dados foram utilizados para avaliação, uma parte do conjunto de dados foi removida por razões técnicas que afetaram o desempenho da estação em estudo durante o período de amostragem e se traduziram em resultados de medição deficientes.

Num conjunto de dados normalmente existe a presença de *outliers*, que são valores atípicos que se afastam dos restantes valores do conjunto de dados obtidos e que podem causar um desequilíbrio nos resultados de cálculos estatísticos. Assim, a remoção de *outliers* deve ser realizada utilizando os testes de Grubb's nas variações individuais de período único e com um nível de significância estatística de 99%.

4.2.4.2 Comparação com o método de referência

A comparabilidade das medições entre o método de referência e o método candidato (estação *SmartAirSense MONITARSENSE*) foram avaliadas através de regressão ortogonal linear, onde a relação entre os resultados das medições de ambos os métodos possa ser descrita por uma relação linear da forma da seguinte equação (Equação 10):

$$y_i = a + bx_i \quad (10)$$

Onde o x_i é o valor médio do método de referência para o período i e o y_i é o valor médio do método candidato para o período i .

A incerteza devido à falta de comparabilidade será uma função da concentração do mensurado. A relação geral que descreve a dependência de u_{CR} em x_i é dada por (Equação 11):

$$u_{CR}^2(y_i) = \frac{RSS}{(n-2)} - u^2(x_i) + [a + (b-1)x_i]^2 \quad (11)$$

Onde,

RSS = a soma dos residuais (relativos) resultantes da regressão ortogonal

$u(x_i)$ = incerteza aleatória do método padrão.

RSS, a soma dos residuais (relativos) é calculada usando as seguintes equações (Equação 12 e Equação 13), dependendo se os residuais ou residuais relativos são constantes.

$$RSS = \sum_{i=1}^n (y_i - a - bx_i)^2 \quad \text{Quando } (y_i - a - bx_i)^2 \text{ é constante} \quad (12)$$

$$RSS = (a + bx_i)^2 \sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i}{a + bx_i} - 1 \right)^2 \quad \text{Quando } \left(\frac{y_i}{a + bx_i} - 1 \right)^2 \text{ é constante} \quad (13)$$

Para o cálculo de a e b e suas variâncias utilizam-se os seguintes algoritmos:

4 – CASO DE ESTUDO

$$\text{Equação de Regressão:} \quad y = a + bx \quad (14)$$

$$\text{Declive } b: \quad b = \frac{Syy - Sxx + \sqrt{(Syy - Sxx)^2 + 4(Sxy)^2}}{2Sxy} \quad (15)$$

$$\text{Quando:} \quad Sxx = \sum (x_i - \bar{x})^2 \quad (16)$$

$$Syy = \sum (y_i - \bar{y})^2 \quad (17)$$

$$Sxy = \sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad (18)$$

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum x_i \quad (19)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum y_i \quad (20)$$

$$\text{Interceção } a: \quad a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (21)$$

4.2.4.3 Cálculo da incerteza combinada do método candidato

A incerteza de campo relativa combinada do método candidato w é calculada como segue:

$$w^2(y_i) = \frac{u_{CR}^2(y_i)}{y_i^2} \quad (22)$$

Para os gases a incerteza w é calculada tomando como y_i a concentração do valor limite correspondente. Para as PM_{10} é calculada a um nível de $y_i = 50 \mu\text{g.m}^{-3}$.

4.2.4.4 Cálculo da incerteza expandida do método candidato

Para cada um dos conjuntos de dados, a incerteza relativa expandida dos resultados do método candidato é calculada multiplicando w por um fator de expansão k refletindo o número apropriado de graus de liberdade resultante da determinação de W como:

$$W = kw \quad (23)$$

Considerando o grande número de resultados experimentais disponíveis, pode ser usado um fator de expansão $k=2$.

Foi utilizada uma ferramenta desenvolvida em Microsoft Excel denominada por “Orthogonal regression and equivalence test utility”, elaborada por Ruben Beijk, pertencente à organização RIVM (Dutch Institute for Public Health and the Environment, dep. Centre for Environment Monitoring), na versão 2.9, disponível em <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/assessment.htm>, com objetivo de facilitar a aplicação da metodologia descrita.

4 – CASO DE ESTUDO

Os dados foram tratados quer em bruto quer após a aplicação de um fator de correção (calibração) com base nas análises de regressão em todo o conjunto de dados. Foram assim analisadas 4 conjuntos de dados alternativos:

- a) Sem aplicação de correção;
- b) Correção considerando o declive=1;
- c) Correção considerando a interceção=0;
- d) Correção considerando a interceção e o declive.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaio realizados no IPV

Para o ozono a análise dos dados foi realizada considerando quatro períodos distintos (ver Tabela 18) tendo em conta os períodos em que o desempenho da estação foi afetado e se optou por não proceder ao ajuste dos parâmetros de calibração na data da ocorrência. Ou seja, a estação foi desligada e reiniciada sem ter efetuado o ajuste dos parâmetros de calibração.

Para o dióxido de azoto a análise dos dados foi realizada considerando o primeiro, terceiro e quarto períodos que foram definidos para o ozono.

Assim, os diferentes períodos considerados e o número de pares horários que foi possível obter para cada período, tendo em conta que se considera um par dois valores medidos, um em cada um dos equipamentos (equipamento de referência e SmartAirSense) para um mesmo intervalo de tempo de medição, encontram-se enumerados na Tabela 18. Não foram utilizados os valores que por motivos técnicos de medição não possuíam o seu par para o mesmo intervalo de tempo de medição. O número de pares horários não se verifica igual para ambos os poluentes devido a paragens em alguns períodos do equipamento de referência de medição do ozono.

Tabela 18 – Períodos de análise dos dados e número de pares obtidos para cada período.

	Data de Início	Data de Fim	Nº de Pares horários	
			O ₃	NO ₂
1	24/12/20 0:00	18/1/21 18:00	498	592
2	25/1/21 17:00	25/2/21 20:00	746	-
3	25/2/21 21:00	19/4/21 2:00	1252	1252

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

	Data de Início	Data de Fim	Nº de Pares horários	
			O ₃	NO ₂
4	19/4/21 3:00	21/5/21 10:00	773	766

Para as PM₁₀ a análise dos dados foi realizada considerando duas alternativas. Uma com o conjunto de dados total obtidos durante o período de amostragem e outra alternativa excluindo os períodos de dados correspondentes a episódios de transporte de partículas e poeiras naturais com origem em regiões áridas dos desertos do Norte de África, pois o sensor de partículas utilizado na estação *SmartAirSense MONITARSENSE*, que foi utilizada para estes ensaios, apenas deteta partículas de carbono negro não detetando assim as partículas de areia provenientes dos desertos do Norte de África.

A campanha realizou-se entre o dia 24/12/2020 e o dia 19/05/2021. Como referido na segunda alternativa foram excluídos alguns dados, descritos na Tabela 19.

Tabela 19 - Período de dados excluídos.

17 a 20 de fevereiro de 2021
24 de fevereiro a 8 de março de 2021
27 de março a 3 de abril de 2021
6 a 8 de abril de 2021

Para cada um dos períodos considerados para o O₃ e NO₂ efetuou-se o cálculo do coeficiente de correlação entre os dados obtidos pela estação em estudo e os dados obtidos pela estação de referência (enunciados na Tabela 20), considerando a agregação dos dados em médias horárias.

Tabela 20 – Coeficientes de correlação do ozono e dióxido de azoto para os diferentes períodos em análise.

Poluente	Correlações			
	1º Período	2º Período	3º Período	4º Período
O ₃	0,816	0,825	0,501	0,449
NO ₂	0,150	-	0,047	0,033

Relativamente às PM₁₀ considerando as duas alternativas referidas efetuou-se o cálculo do coeficiente de correlação entre os dados obtidos pela estação em estudo e os dados obtidos pela estação de referência (enunciados na Tabela 21), considerando a agregação dos dados em médias diárias.

Tabela 21 – Coeficientes de correlação das PM₁₀ para os diferentes períodos em análise.

Poluente	Correlações	
	Conjunto de dados total	Conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África
PM ₁₀	0,239	0,831

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

O ozônio é o poluente que apresenta correlações mais elevadas com o método de referência (variando o R^2 entre 0,449 e 0,825), tendo o primeiro e segundo períodos atingido as melhores correlações. O NO_2 apresentou valores de correlação muito baixos para todos os períodos considerados, variando o R^2 entre 0,033 e 0,150. Relativamente às PM_{10} observam-se valores de correlação com bastante discrepância entre as duas alternativas consideradas, verificando-se uma significativa melhoria na correlação quando se eliminam os dados correspondentes aos episódios com influência de poeiras e partículas provenientes do Norte de África.

Perante os resultados obtidos para as estações em estudo e com a possibilidade de aplicação de correções nos dados (calibração) determinou-se a estimativa da incerteza de medição das estações em estudo.

Nas Figura 3, Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8, Figura 9, Figura 10 e Figura 11 são apresentados os gráficos dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – *Reference Method*) e a SmartAirsense (CM – *Candidate Method*) para cada período e para cada poluente.

As linhas a laranja presentes nos gráficos das figuras seguintes representam os limites para o intervalo de confiança de 99%. A linha a preto cheio representa a reta que melhor se ajusta à regressão ortogonal linear do conjunto de dados obtido e a linha a preto tracejado representa a reta que melhor se ajusta à regressão ortogonal linear do conjunto de dados obtido com interceção forçada no zero.

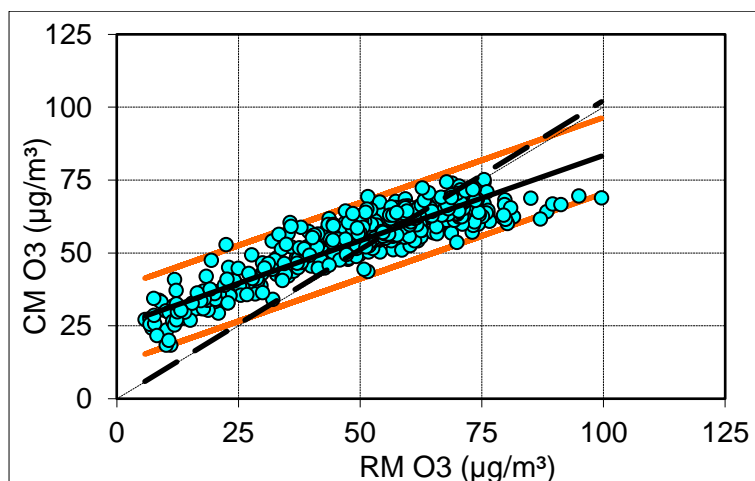


Figura 3 - Gráfico dos pares utilizados no 1º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – *Reference Method*) e a SmartAirsense (CM – *Candidate Method*) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O_3 .

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

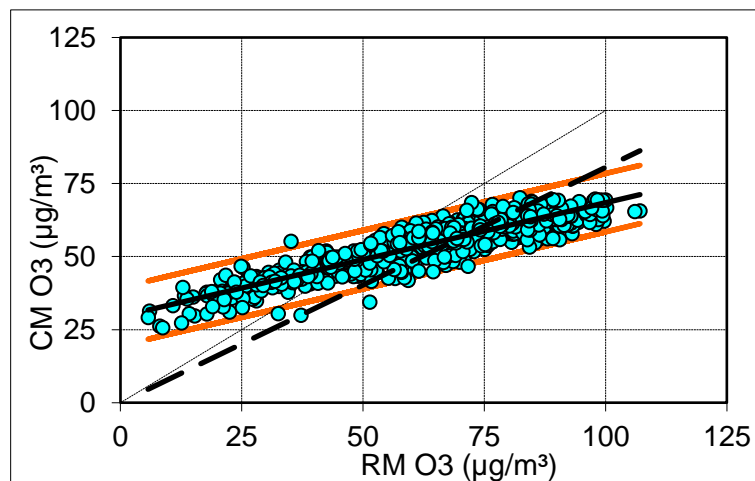


Figura 4 - Gráfico dos pares utilizados no 2º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O₃.

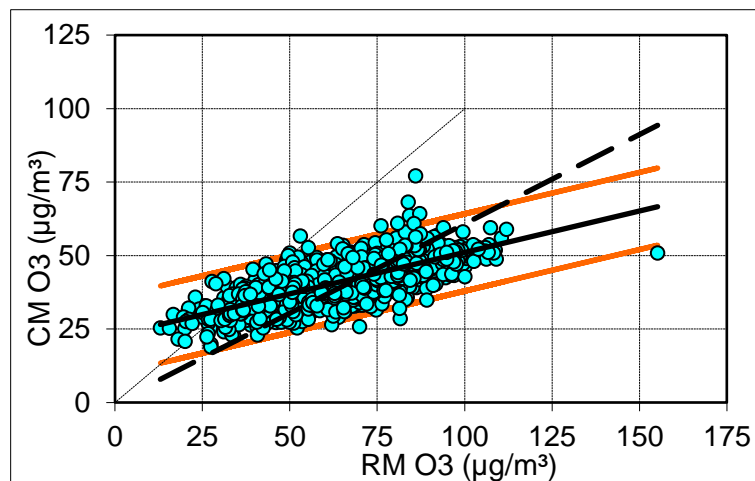


Figura 5 - Gráfico dos pares utilizados no 3º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O₃.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

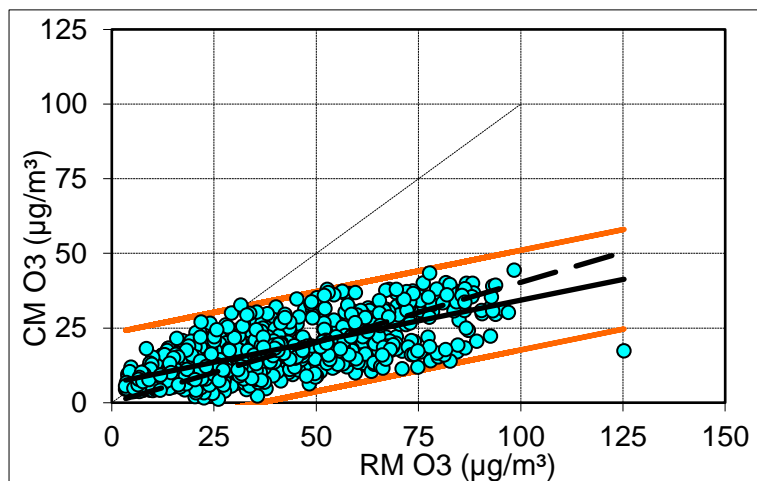


Figura 6 - Gráfico dos pares utilizados no 4º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o O₃.

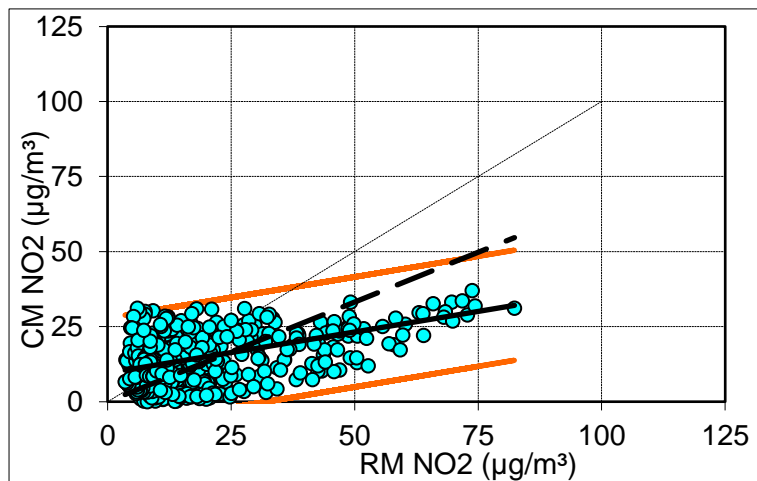


Figura 7 - Gráfico dos pares utilizados no 1º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO₂.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

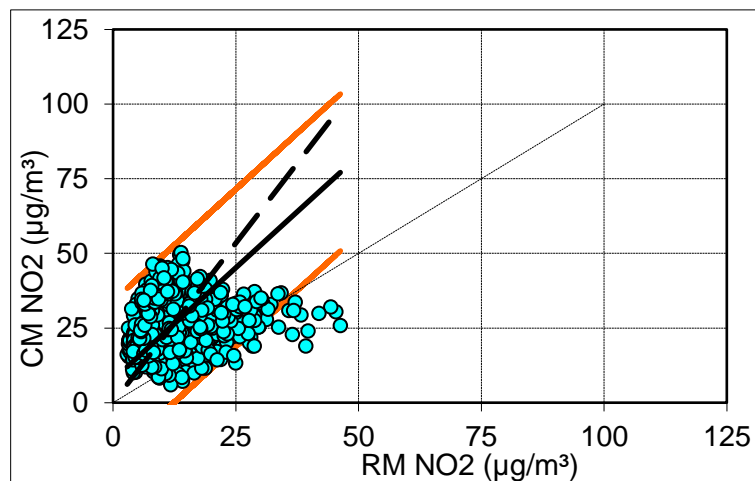


Figura 8 - Gráfico dos pares utilizados no 3º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO₂.

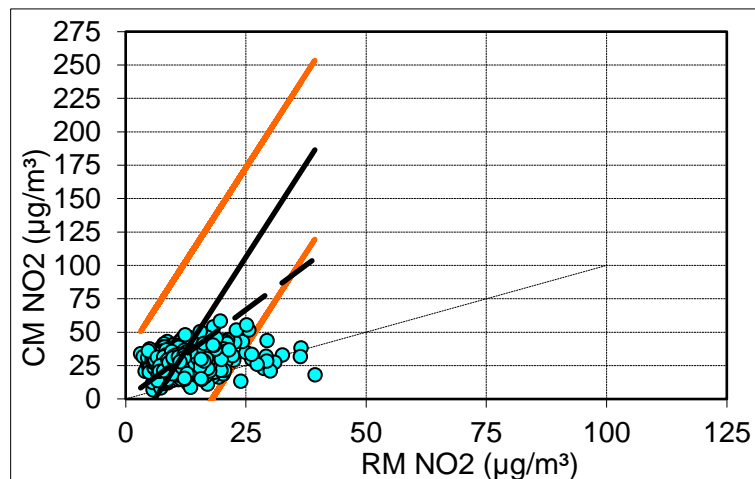


Figura 9 - Gráfico dos pares utilizados no 4º Período para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação do IPV, para o NO₂.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

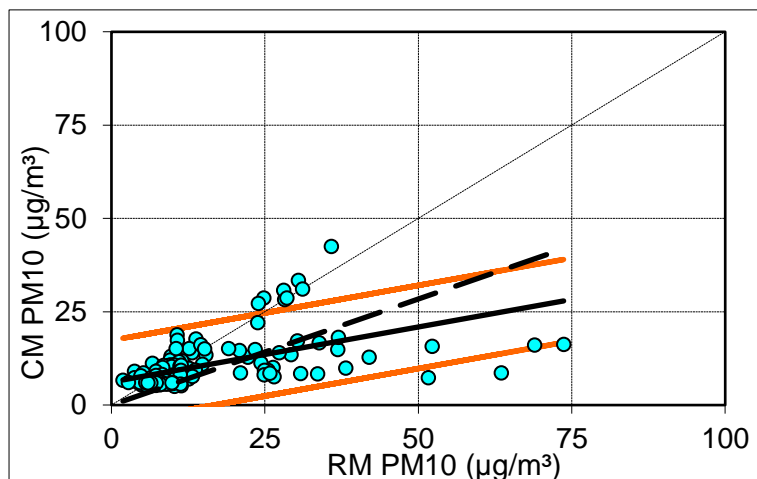


Figura 10 - Gráfico dos pares utilizados no conjunto de dados total para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para a estação do IPV, para as PM₁₀.

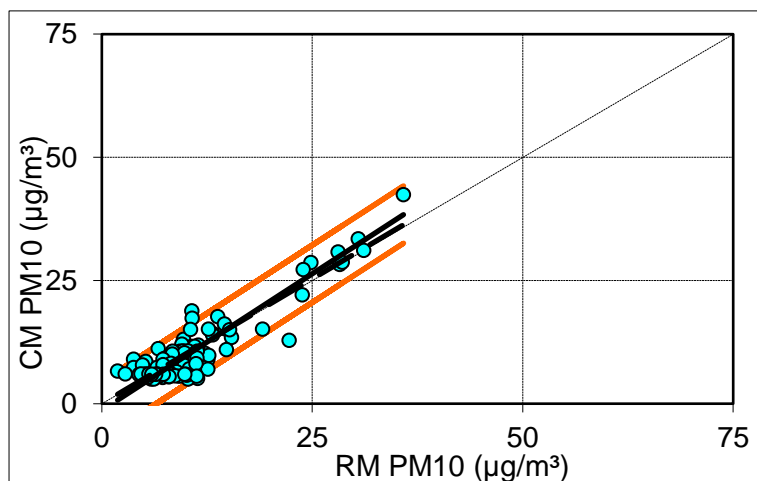


Figura 11 - Gráfico dos pares utilizados no conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África total para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para a estação do IPV, para as PM₁₀.

Nas Tabela 22, Tabela 23 e Tabela 24 são apresentados os resultados das estimativas de incerteza das medições do ozônio, do dióxido de azoto e das PM₁₀, respetivamente.

Tabela 22 - Resultados da avaliação do ozônio na Estação do IPV.

		1° P	2° P	3° P	4° P
Número de pares	n	498	746	1252	773
<i>Outliers</i>	n	7	7	18	2
<i>Outliers</i>	%	1%	1%	1%	0%
Média SmartAirSense (CM)	µg/m ³	55	55	41	18
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	52	65	66	42
Número de valores RM>0.5VL	n	3	92	125	13

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

		1° P	2° P	3° P	4° P
Número de valores RM>LV	n	0	0	1	1
Regressão Ortogonal					
Declive b		0,585	0,390	0,282	0,277
Incerteza de b		0,012	0,006	0,007	0,010
Interceção a		24,939	29,494	22,875	6,606
Incerteza de a		0,654	0,441	0,510	0,487
R²		0,816	0,825	0,501	0,449
Incerteza					
Termo aleatório	µg/m ³	5,03	3,87	5,09	6,47
Incerteza combinada	µg/m ³	49,97	80,46	106,53	123,65
Incerteza relativa expandida	<30%	55,5%	89,4%	118,4%	137,4%
Valor Limite (VL)	µg/m ³	180			

Analisando a Tabela 22, verifica-se que apesar dos valores de correlação serem relativamente altos, em nenhum período os valores de incerteza da estação conseguiram cumprir o Objetivo de Qualidade dos Dados.

Tabela 23 - Resultados da avaliação do NO₂ na Estação do IPV.

		1° P	2° P	3° P	4° P
Número de pares	n	592	-	1252	766
Outliers	n	3	-	22	16
Outliers	%	1%	-	2%	2%
Média SmartAirSense (CM)	µg/m ³	14	-	25	30
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	18	-	12	11
Número de valores RM>0.5VL	n	0	-	0	0
Número de valores RM>LV	n	0	-	0	0
Regressão Ortogonal					
Declive b		0,274	-	1,499	5,597
Incerteza de b		0,021	-	0,030	0,057
Interceção a		9,519	-	7,705	-33,735
Incerteza de a		0,468	-	0,399	0,699
R²		0,150	-	0,047	0,033
Incerteza					
Termo aleatório	µg/m ³	7,10	-	10,19	25,91
Incerteza combinada	µg/m ³	135,86	-	108,04	886,13
Incerteza relativa expandida	<25%	135,9%	-	108,0%	886,1%
Valor Limite (VL)	µg/m ³	200			

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando a Tabela 23 verifica-se que em concordância com os valores muito baixos obtidos nas correlações do NO₂, os valores da estimativa de incerteza da estação foram muito elevados, não tendo nenhum conseguido cumprir o Objetivo de Qualidade dos Dados.

Tabela 24 - Resultados da avaliação das PM₁₀ na Estação do IPV.

		Conjunto de dados total	Conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África
Número de pares	n	138	110
<i>Outliers</i>	n	11	6
<i>Outliers</i>	%	8%	5%
Média SmartAirSense (CM)	µg/m ³	11	10
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	15	11
Número de valores RM>0.5VL	n	25	6
Número de valores RM>LV	n	5	0
Regressão Ortogonal			
Declive b		0,295	1,108
Incerteza de b		0,037	0,043
Interceção a		6,185	-1,350
Incerteza de a		0,739	0,536
R²		0,239	0,831
Incerteza			
Termo aleatório	µg/m ³	5,63	2,94
Incerteza combinada	µg/m ³	29,61	5,02
Incerteza relativa expandida	<50%	118,5%	20,1%
Valor Limite (VL)	µg/m ³	50	

Analisando a Tabela 24 verifica-se que apenas excluindo os períodos de poeiras do Norte de África do conjunto de dados se obtém uma estimativa de incerteza abaixo do Objetivo de Qualidade dos Dados.

Aplicando as alternativas de cálculo de correções referidas no ponto 1.2.4. determinaram-se as estimativas de incerteza, para cada alternativa de correção e para cada período, sendo comparadas com o Objetivo de Qualidade dos Dados para medições indicativas, enunciadas na

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 25.

Tabela 25 - Estimativas de incerteza aplicando alternativas de cálculo de correção.

Poluente	Período	Nº de Pares	Sem correção	Correção considerando o declive=1 ($x=1y+b$)	Correção considerando a interseção=0 ($x=ay+0$)	Correção considerando a interseção e o declive ($x=ay+b$)	Incerteza mínima estimada	Objetivo de Qualidade dos Dados
O ₃	1º P	498	55,5%	58,9%	102,7%	12,7%	12,7%	30%
	2º P	746	89,4%	62,0%	173,5%	15,2%	15,2%	
	3º P	1252	118,4%	60,0%	208,5%	64,8%	60,0%	
	4º P	773	137,4%	20,7%	163,8%	97,7%	20,7%	
NO ₂	1º P	592	135,9%	69,7%	170,6%	556,8%	69,7%	25%
	2º P	-	-	-	-	-	-	
	3º P	1252	108,0%	160,5%	102,9%	130,5%	102,9%	
	4º P	766	886,1%	158,1%	892,2%	178,5%	158,1%	
PM ₁₀	Conjunto de dados total	138	118,5%	47,3%	201,5%	255,5%	47,3%	50%
	Conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África	110	20,1%	18,1%	24,3%	13,9%	13,9%	

Analisando os resultados das estimativas de incerteza sem qualquer tipo de correção nos dados verifica-se que apenas o resultado das PM₁₀ considerando o conjunto de dados excluindo períodos de poeiras do Norte de África conseguiu cumprir com o objetivo de qualidade dos dados, todos os outros períodos e poluentes não conseguiram cumprir com o objetivo de qualidade dos dados. O NO₂ foi o poluente que obteve os piores resultados de estimativas de incerteza.

Analisando as estimativas de incerteza das várias alternativas de correção dos dados e comparando-as com a incerteza obtida sem qualquer tipo de correção dos dados, verifica-se que para a maioria dos períodos de cada poluente houve uma melhoria significativa na estimativa de incerteza quando utilizada alguma das alternativas de correção dos dados, sendo a alternativa de correção dos dados considerando o declive igual a um, a que na maioria dos casos obteve

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

uma melhoria mais elevada das estimativa das incertezas, refletindo-se assim num aumento dos casos em que são cumpridos os objetivos de qualidade dos dados.

5.2 Ensaio realizados em Lisboa

Nas estações *SmartAirSense* utilizadas para os ensaios realizados em Lisboa houve uma atualização do sensor ótico de partículas, de modo a colmatar o facto do sensor utilizado anteriormente apenas detetar apenas partículas de carbono negro. Assim, o sensor utilizado nos ensaios realizados em Lisboa já deteta todos os tipos de partículas.

Para cada um dos locais e poluente considerados efetuou-se o cálculo do coeficiente de correlação (Tabela 26) entre os dados obtidos pela estação em estudo e os dados obtidos pela estação de referência, considerando a agregação dos dados em médias horárias para o O₃ e para o NO₂ e em médias diárias para as PM₁₀.

Tabela 26 – Coeficientes de correlação dos diferentes poluentes para os diferentes períodos em análise.

Correlações – R ²					
Poluente	Média	Entrecampos	Olivais	Avenida da Liberdade	Benfica
O ₃	Horária	0,532	0,698	-	-
NO ₂	Horária	0,628	0,614	0,632	0,150
PM ₁₀	Diária	0,517	0,495	0,506	0,459

O NO₂ é o poluente que apresenta correlações mais elevadas com o método de referência (variando o R² entre 0,614 e 0,632), excetuando na estação de Benfca que apresentou alguns problemas técnicos durante o período de amostragem, refletindo-se na muito baixa correlação (R² = 0,150). O ozono também apresentou dos níveis mais altos de correlações com o método de referência variando o R² entre 0,532 e 0,698.

Relativamente às PM₁₀ obtiveram-se os valores de correlação menos elevados, comparando com os outros poluentes, variando os valores de R² entre 0,459 e 0,517.

Perante os resultados obtidos para as estações em estudo e com a possibilidade de aplicação de correções nos dados (calibração) verifica-se que é possível determinar a estimativa da incerteza de medição das estações em estudo.

Nas Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15, Figura 16, Figura 17, Figura 18, Figura 19, Figura 20 e Figura 21 são apresentados os gráficos dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para cada estação e para cada poluente.

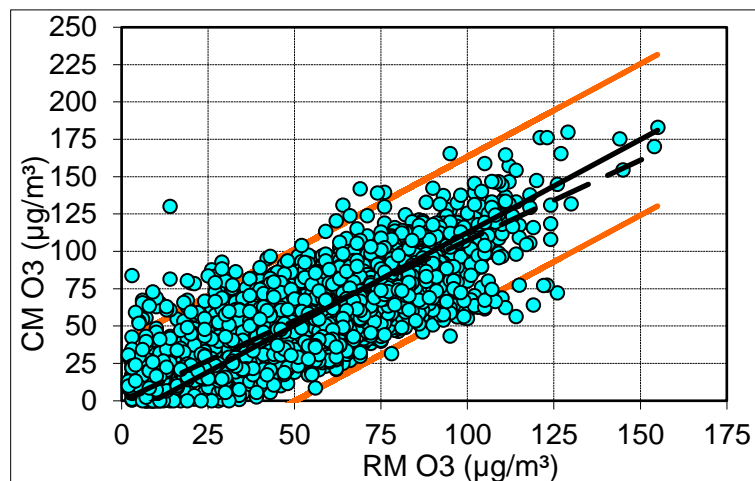


Figura 12 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para o O₃.

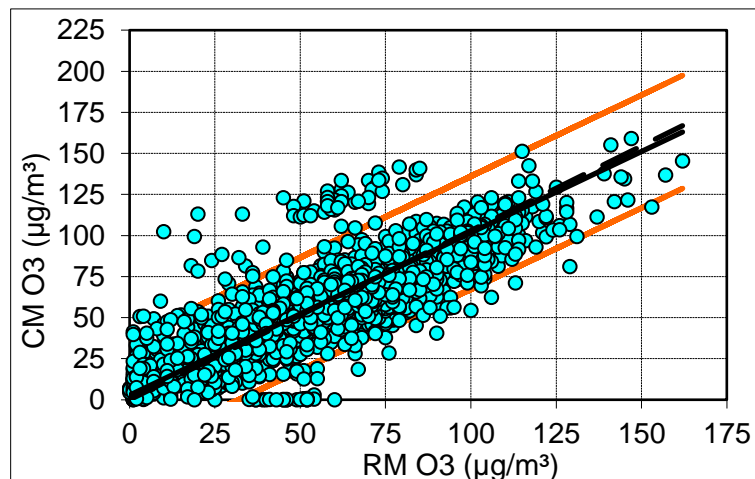


Figura 13 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para o O₃.

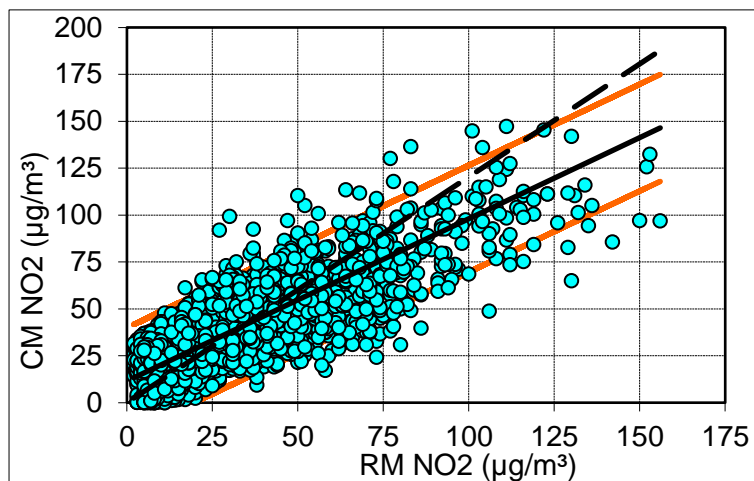


Figura 14 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para o NO₂.

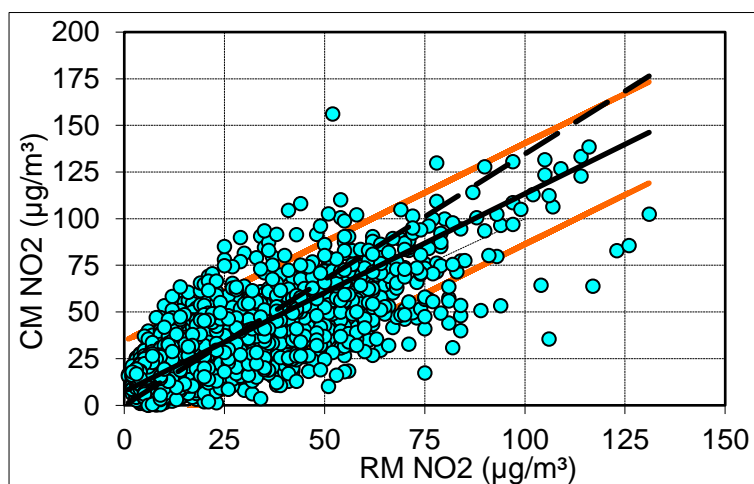


Figura 15 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para o NO₂.

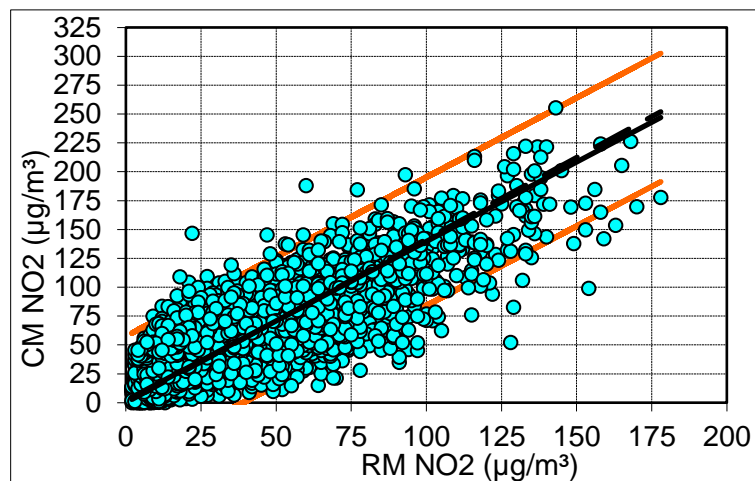


Figura 16 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação da Avenida da Liberdade, para o NO₂.

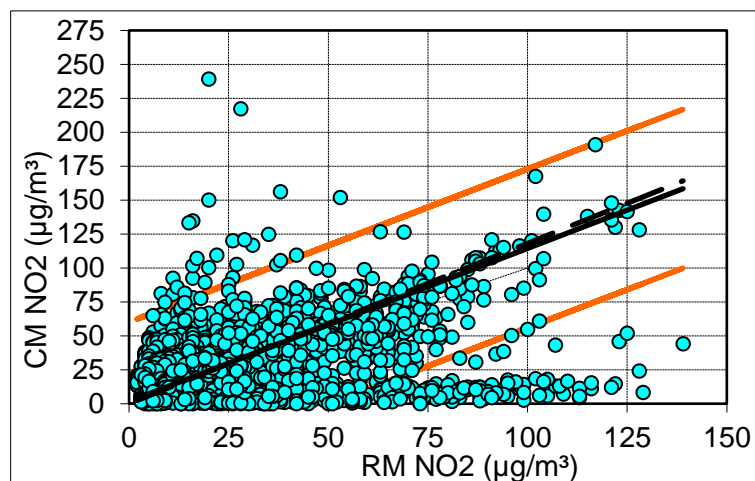


Figura 17 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Benfica, para o NO₂.

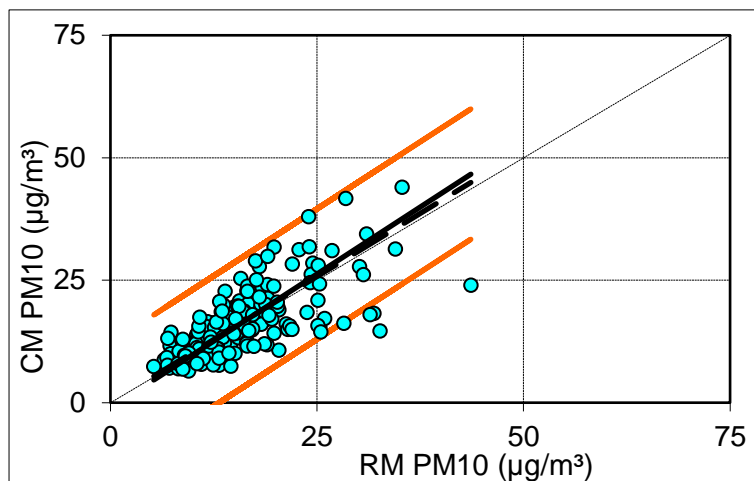


Figura 18 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Entrecampos, para as PM₁₀.

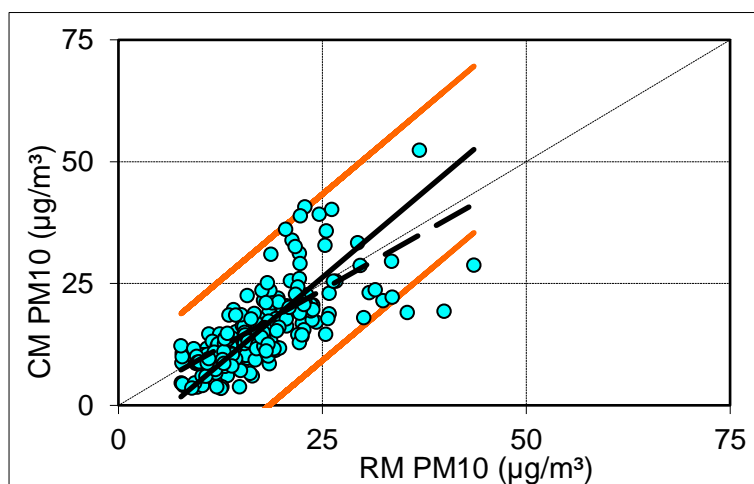


Figura 19 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação dos Olivais, para as PM₁₀.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

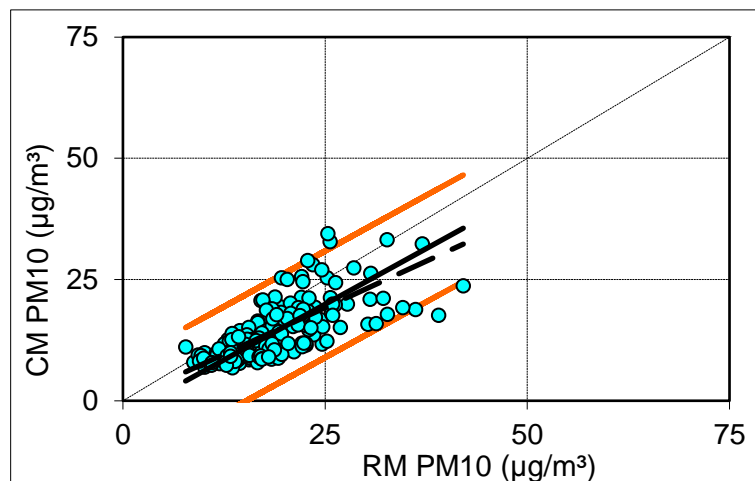


Figura 20 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação da Avenida da Liberdade, para as PM₁₀.

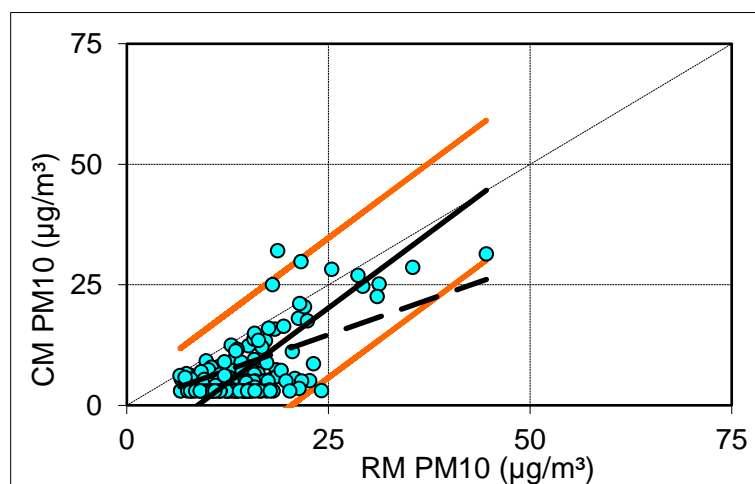


Figura 21 - Gráfico dos pares utilizados para o cálculo da incerteza por regressão ortogonal entre o Método de referência (RM – Reference Method) e a SmartAirsense (CM – Candidate Method) para os ensaios realizados na estação de Benfica, para as PM₁₀.

Nas Tabela 27, Tabela 28 e Tabela 29 são apresentados os resultados das estimativas de incerteza das medições do ozono, do dióxido de azoto e das PM₁₀, respetivamente.

Tabela 27 - Resultados da avaliação do ozono nas Estações de Lisboa.

		Entrecampos	Olivais
		Médias Horárias	
Número de pares	n	4916	4080
<i>Outliers</i>	n	69	116
<i>Outliers</i>	%	1%	3%
Média <i>SmartAirSense</i> (CM)	µg/m ³	67	63
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	63	61
Número de valores RM>0.5VL	n	410	319

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

		Entrecampos	Olivais
Número de valores RM>LV	n	0	0
Regressão Ortogonal			
Declive b		1,244	0,989
Incerteza de b		0,011	0,009
Interceção a		-11,744	2,776
Incerteza de a		0,766	0,555
R ²		0,533	0,699
Incerteza			
Termo aleatório	µg/m ³	19,69	13,34
Incerteza combinada	µg/m ³	37,68	13,36
Incerteza relativa expandida	<30%	41,9%	14,8%
Valor Limite (VL)	µg/m ³	180	

Analisando a Tabela 27 verifica-se que apenas a estação de Olivais conseguiu cumprir com o Objetivo de Qualidade dos Dados, obtendo um valor de estimativa de incerteza bastante abaixo do objetivo (14,8%).

Tabela 28 - Resultados da avaliação do Dióxido de Azoto nas Estações de Lisboa.

		Entrecampos	Olivais	Avenida da Liberdade	Benfica
Médias Horárias					
Número de pares	n	6235	6231	6227	4949
<i>Outliers</i>	n	110	155	109	157
<i>Outliers</i>	%	2%	2%	2%	3%
Média <i>SmartAirSense</i> (CM)	µg/m ³	32	26	54	31
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	24	17	38	26
Número de valores RM>0.5VL	n	56	15	153	37
Número de valores RM>LV	n	0	0	0	0
Regressão Ortogonal					
Declive b		0,865	1,060	1,377	1,127
Incerteza de b		0,007	0,008	0,010	0,014
Interceção a		11,535	7,369	1,931	1,682
Incerteza de a		0,213	0,190	0,452	0,446
R ²		0,628	0,615	0,632	0,150
Incerteza					
Termo aleatório	µg/m ³	11,04	10,50	21,57	22,70
Incerteza combinada	µg/m ³	19,00	22,03	80,26	35,37
Incerteza relativa expandida	<25%	19,0%	22,0%	80,3%	35,4%
Valor Limite (VL)	µg/m ³	200			

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando a Tabela 28 verifica-se que apenas as estações de Entrecampos e dos Olivais conseguiu cumprir com o Objetivo de Qualidade dos Dados.

Tabela 29 - Resultados da avaliação das PM₁₀ nas Estações de Lisboa.

		Entrecampos	Olivais	Avenida da Liberdade	Benfica
Médias Diárias					
Número de pares	n	201	201	201	149
Outliers	n	5	4	5	2
Outliers	%	2%	2%	2%	1%
Média SmartAirSense (CM)	µg/m ³	16	16	14	7
Média Método de Referência (RM)	µg/m ³	15	18	19	15
Número de valores RM>0.5VL	n	19	21	25	7
Número de valores RM>LV	n	0	0	0	0
Regressão Ortogonal					
Declive b		1,095	1,413	0,918	1,246
Incerteza de b		0,053	0,064	0,047	0,070
Interceção a		-1,110	-9,090	-3,044	-10,946
Incerteza de a		0,878	1,211	0,923	1,112
R²		0,517	0,495	0,506	0,459
Incerteza					
Termo aleatório	µg/m ³	5,07	6,53	4,17	5,51
Incerteza combinada	µg/m ³	6,23	13,28	8,28	5,68
Incerteza relativa expandida	<50%	24,9%	53,1%	33,1%	22,7%
Valor Limite (VL)		µg/m ³			50

Analisando a Tabela 29 verifica-se que apenas a estação dos Olivais não conseguiu cumprir com o Objetivo de Qualidade dos Dados, sendo a estação de Benfica a obter um resultado de incerteza estimada mais baixo (22,7%).

Aplicando as alternativas de cálculo de correções referidas no ponto 1.2.4. determinaram-se as estimativas de incerteza, para cada alternativa de correção e para cada estação, sendo comparadas com o Objetivo de Qualidade dos Dados para medições indicativas, enunciadas na Tabela 30.

Tabela 30 - Estimativas de incerteza aplicando alternativas de cálculo de correção.

Estação - Local	Poluente	Nº de Pares	Sem correção	Correção considerando o declive=1 (x=1y+b)	Correção considerando a interceção=0 (x=ay+0)	Correção considerando a interceção e o declive (x=ay+b)	Incerteza mínima estimada	Objetivo de Qualidade dos Dados
Entrecampos	O ₃	4916	43,9%	32,0%	55,6%	26,9%	26,9%	30%
	NO ₂	6235	19,0%	53,1%	30,8%	13,1%	13,1%	25%

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estação - Local	Poluente	Nº de Pares	Sem correção	Correção considerando o declive=1 ($x=1y+b$)	Correção considerando a interceção=0 ($x=ay+0$)	Correção considerando a interceção e o declive ($x=ay+b$)	Incerteza mínima estimada	Objetivo de Qualidade dos Dados
	PM ₁₀	201	24,9%	21,0%	27,7%	21,8%	21,0%	50%
Olivais	O ₃	4080	22,4%	21,9%	22,4%	22,6%	21,9%	30%
	NO ₂	6231	22,0%	48,8%	16,3%	10,3%	10,3%	25%
	PM ₁₀	201	53,1%	69,9%	76,7%	27,7%	27,7%	50%
Avenida da Liberdade	NO ₂	6227	80,3%	22,6%	78,9%	19,2%	19,2%	25%
	PM ₁₀	201	33,1%	46,2%	23,0%	21,5%	21,5%	50%
Benfica	NO ₂	4949	35,4%	48,6%	34,2%	35,0%	34,2%	25%
	PM ₁₀	149	22,7%	218,0%	46,4%	26,3%	22,7%	50%

Analisando os resultados das estimativas de incerteza sem qualquer tipo de correção nos dados verifica-se a maioria conseguiu cumprir com o objetivo de qualidade dos dados, apenas o O₃ na estação de Entrecampos, as PM₁₀ na estação dos Olivais e o NO₂ nas estações da Avenida da Liberdade e de Benfica não conseguiram cumprir o objetivo de qualidade.

Analisando as estimativas de incerteza das várias alternativas de correção dos dados e comparando-as com a incerteza obtida sem qualquer tipo de correção dos dados, verifica-se que para a maioria das estações e poluentes houve uma melhoria significativa na estimativa de incerteza quando utilizando a correção considerando a interceção e o declive.

6. CONCLUSÃO

No presente estudo efetuou-se a comparação dos dados de EMQA's *SmartAirSense*, desenvolvidas pela MonitarSense, com os resultados obtidos em medições realizadas em paralelo por métodos de referência presentes na EMQA do IPV e em EMQA's da Rede QualAr.

As campanhas ocorreram em períodos de medição variáveis, tendo sido a campanha realizada nas EMQA's do IPV a que teve um período de amostragem mais curto, de aproximadamente 5 meses. Todas as outras campanhas tiveram um período de amostragem superior.

Relativamente ao O_3 , de forma geral obtiveram-se valores de coeficientes de correlação elevados, entre as estações *SmartAirSense* e as estações de referência. Para a estação do IPV, as correlações situam-se entre 0,449 e 0,816 e para as estações de presentes Lisboa situam-se entre 0,532 e 0,698.

Em relação ao NO_2 , para a estação do IPV, obtiveram-se valores de correlações quase nulos ou residuais (R^2 entre 0,033 e 0,150). Por outro lado, nas estações presentes em Lisboa os valores das correlações do NO_2 foram elevados, situando-se entre 0,614 e 0,632 (exclui-se desta comparação a estação de Benfica que apresentou problemas técnicos durante o período de amostragem, repercutindo-se na reduzida correlação de 0,150).

Em relação às PM_{10} para a estação do IPV apenas se obteve um valor elevado de correlação na alternativa onde se excluiu os dados referentes a episódios com influência de poeiras e partículas provenientes do Norte de África ($R^2 = 0,831$), devido ao sensor de partículas utilizado nesta estação não detetar este tipo de partículas. O valor de correlação considerando o conjunto de dados total foi quase residual ($R^2 = 0,239$). Já nas estações presentes em Lisboa obtiveram-se valores de correlação entre 0,459 e 0,517, tendo-se utilizado um sensor de partículas diferente nestas estações.

Foram calculadas as estimativas de incerteza de medição para os vários conjuntos de dados em bruto e posteriormente também foram calculadas as estimativas de incerteza de medição aplicando alternativas de cálculo de correções nos vários conjuntos de dados, para comparação com os objetivos de qualidade dos dados e posterior avaliação do desempenho das estações.

Verificou-se que para a estação do IPV apenas se obteve valores de incerteza abaixo dos objetivos de qualidade dos dados ($O_3 = 30\%$; $NO_2 = 25\%$; $PM_{10} = 50\%$) nas PM_{10} considerando a alternativa do conjunto de dados excluindo os dados referentes a episódios com influência de poeiras e partículas provenientes do Norte de África (13,9%) e no O_3 (12,7%; 15,2%; 20,7%).

Para as estações presentes em Lisboa, excetuando o resultado da estimativa de incerteza do NO_2 da estação de Benfica (34,2%) que ficou um pouco acima do objetivo de qualidade dos dados, todos os outros resultados de estimativa de incerteza, tanto do O_3 (26,9%; 21,9%), do NO_2 (13,1%; 10,3%; 19,2%) e das PM_{10} (21,0%; 27,7%; 21,5%; 22,7%), cumpriram os objetivos de qualidade dos dados.

Comparando as estações de cada um dos locais de medição verifica-se que as estações de Lisboa de forma geral obtiveram um melhor desempenho, o que pode estar relacionado com o facto de as estações presentes em Lisboa estarem em contacto com concentrações de poluentes em gamas mais elevadas do que as obtidas na estação do IPV, o que favorece a qualidade da resposta dos sensores, e pelo facto de ter sido realizado um acompanhamento e manutenção das estações.

Concluindo, os resultados obtidos no presente trabalho permitem corroborar com a bibliografia, confirmando que, apesar dos valores das incertezas dos métodos de medição indicativa serem mais elevados que os valores considerados para os métodos de medição fixa, os recentes desenvolvimentos na área dos sensores de baixo custo podem permitir a implementação de redes de monitorização em grandes áreas, tal como os grandes centros urbanos, com uma maior cobertura espacial com um menor custo, complementando assim a informação proveniente da rede de medição fixa composta por métodos de referência.

REFERÊNCIAS

Aleixandre, M., & Gerboles, M. (2012). Review of small commercial sensors for indicative monitoring of ambient gas. *Chemical Engineering Transactions*, 30, 169–174.

Agência Portuguesa do Ambiente. (2020). QualAr – Base de Dados Online sobre a Qualidade do Ar. Obtido a 14 de novembro, 2020 de <https://qualar1.apambiente.pt/qualar/index.php?page=2>.

Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NOx. *Atmospheric Environment*, 34, 2063-2101.

Borrego, C., Costa, A. M., Ginja, J., Amorim, M., Coutinho, M., Karatzas, K., . . . Penza, M. (2016). Assessment of air quality microsensors versus reference methods: The EuNetAir joint exercise. *Atmospheric Environment*, 147, 246-263.

Castell, N., Dauge, F. R., Schneider, P., Vogt, M., Lerner, U., Fishbain, B., . . . Bartonova, A. (2017). Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*, 99, 293-302.

CEN. (2021). CEN/TC 264 - Air quality - Performance evaluation of air quality sensor systems — Part 1: Gaseous pollutants in ambient air. Retirado em 16 de novembro de 2021, de https://standards.cencenelec.eu/dyn/www/f?p=CEN:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:60880,6245&cs=1CAE12AB6F82C09EC6952D835A23F085B.

Cross, E. S., Williams, L. R., Lewis, D. K., Magoon, G. R., Onasch, T. B., Kaminsky, M. L., . . . Jayne, J. T. (2017). Use of electrochemical sensors for measurement of air pollution: correcting interference response and validating measurements. *Atmos. Meas. Tech.*, 10(9), 3575-3588.

European Environment Agency. (2019). *Air quality in Europe – 2019 report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

European Environment Agency. (2020). *Glossary*. Recuperado em 18 de outubro, 2020 de <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/gemet-environmental-thesaurus/air-quality>.

Kelly, F. J., Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504-526.

Kumar, P., Morawska, L., Martani, C., Biskos, G., Neophytou, M., Di Sabatino, S., . . . Britter, R. (2015). The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environment International*, 75, 199-205.

REFERÊNCIAS

- Manahan, S. (2000). *Environmental chemistry* (7^a ed.). Boca Raton: CRC Press LLC.
- Mead, M.I., Popoola, O.A.M., Stewart, G.B., Landshoff, P., Calleja, M., Hayes, M., Baldovi, J.J., McLeod, M.W., Hodgson, T.F., Dicks, J., Lewis, A., Cohen, J., Baron, R., Saffell, J.R., Jones, R.L. (2013). The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in lowcost, high-density networks. *Atmospheric Environment*, 70, 186–203.
- Pandey, S. K., & Kim, K. H. (2007). The Relative Performance of NDIR-based Sensors in the Near Real-time Analysis of CO₂ in Air. *Sensors*, 7(9), 1683–1696.
- Pope, C., Burnett, R., Thun, M., Calle, E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-Term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Journal of the American Medical Association*, 287(9), 1132-41.
- Popoola, O. A. M., Carruthers, D., Lad, C., Bright, V. B., Mead, M. I., Stettler, M. E. J., . . . Jones, R. L. (2018). Use of networks of low cost air quality sensors to quantify air quality in urban settings. *Atmospheric Environment*, 194, 58-70
- Schneider, P., Castell, N., Vogt, M., Dauge, F. R., Lahoz, W. A., & Bartonova, A. (2017). Mapping urban air quality in near real-time using observations from low-cost sensors and model information. *Environment International*, 106, 234-247.
- Seinfeld, J., Pandis, S. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change* (2^a ed.). New Jersey: Wiley Interscience.
- Snyder, E. G., Watkins, T. H., Solomon, P. A., Thoma, E. D., Williams, R. W., Hagler, G. S. W., . . . Preuss, P. W. (2013). The Changing Paradigm of Air Pollution Monitoring. *Environmental Science & Technology*, 47(20), 11369-11377.
- Spinelle, L., Aleixandre, M., Gerboles, M. (2013). Protocol of evaluation and calibration of low-cost gas sensors for the monitoring of air pollution.
- U. S. Environmental Protection Agency. (2008). *Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen — Health Criteria*. Research Triangle Park, NC: National Center for Environmental Assessment.
- U. S. Environmental Protection Agency. (2009). *Air Quality Index: A Guide to Air Quality and Your Health*. Research Triangle Park, NC: National Center for Environmental Assessment.
- U. S. Environmental Protection Agency. (2013). *Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants*. Research Triangle Park, NC: National Center for Environmental Assessment.

REFERÊNCIAS

U. S. Environmental Protection Agency. (2014). *Air Sensor Guidebook*. Office of Research and Development.

U. S. Environmental Protection Agency. (2014a). *Sensor Evaluation Report*. Office of Research and Development.

World Health Organization. (2006a). *Air Quality Guidelines: Global Update 2005 - Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. Retirado de <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter,-ozone,-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>.

World Health Organization. (2006b). *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. Retirado de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107691>.

World Health Organization. (2019, agosto). *Air quality and health*. Retirado de <https://www.who.int/publications/m/item/air-quality-and-health>.

