

# **Desenvolvimento de sistema de avaliação da qualidade do ar em autocarros para a identificação de rotas saudáveis**

**Bernardo Carvalho Matroca**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia do Ambiente**

Orientadores:

Doutora Susana Marta Lopes Almeida

Doutora Vânia Isabel Ferreira Martins

**Júri**

Presidente: Professora Maria Joana Castelo Branco de Assis Teixeira Neiva Correia

Orientadora: Doutora Susana Marta Lopes Almeida

Vogal: Doutor Luís Ricardo Trindade Mendes

**Dezembro de 2021**

## Agradecimentos

A realização da presente dissertação de Mestrado não teria sido possível sem a contribuição de algumas pessoas a quem eu gostaria de agradecer.

Primeiramente, queria agradecer à Dra. Marta Almeida e Dra. Vânia Martins, as minhas orientadoras, pela ajuda e por todo o conhecimento transmitido ao longo destes meses.

Ao Dr. Pedro Santana e Dr. Pedro Mariano, pela disponibilidade e entrega prestada na construção da melhor versão do protótipo usado no trabalho, assim como pelo contributo dado para resolver todas as questões de software que surgiram na fase final.

Quero agradecer à Carolina Correia por toda a paciência e orientação dada desde os primeiros dias, assim como pela ajuda que me deu na fase de medições. Quero também agradecer ao Tiago Faria pela ajuda prestada nas medições dos Olivais.

Quero agradecer aos meus amigos de sempre e aos amigos que tive o prazer de conhecer em Lisboa. Ao Lucas, João, Isabel e Catarina deixo aquele abraço especial por estarem sempre comigo. Deixo um agradecimento especial ao António, que esteve sempre presente durante estes cinco anos e nunca me deixou ir abaixo. Sem ele, este último mês de tese teria sido muito mais difícil. Teria sido impossível até. Ao Gonçalo, ao Francisco, ao Filipe, ao Duarte, ao Mauro e ao Vasco, por todos os momentos felizes que me proporcionaram durante esta caminhada. Ao Gonçalo quero deixar um abraço especial pela companhia e ajuda durante estes meses de tese. Quero agradecer também à Francisca, que foi uma pessoa muito especial e importante numa fase mais difícil do curso.

Quero agradecer à minha família, aos meus pais e ao meu irmão, que foram e sempre serão os meus pilares. Ao meu pai, pelos conselhos, força e carinho que sempre me transmitiu. À minha mãe, pela preocupação, pelo carinho e por me proporcionar sempre tudo aquilo que preciso. Ao meu irmão, que mesmo longe nunca deixa de mostrar preocupação e dar força. Por todo o apoio e carinho que me deram durante esta fase da minha vida, um grande beijinho. Na família, não podia deixar de agradecer em especial ao meu avô Zé e avó Catarina pela preocupação que sempre demonstraram e pela importância que tiveram nestes cinco anos, ao meu tio João Carlos e ao meu primo João por toda a ajuda e pelos jogos do Sporting, e às minhas primas e tia que sempre estiveram prontas para me ajudar e animar em todas as ocasiões.

Por fim, quero agradecer a oportunidade concedida em realizar a minha dissertação de mestrado no âmbito do projeto ExpoLIS (LISBOA-01-0145-FEDER-032088).

## Resumo

Os sensores de baixo custo visam avaliar a qualidade do ar com elevada resolução temporal e espacial, sendo a sua implementação em transportes um método útil na obtenção de dados reais das concentrações de poluentes a que a população se expõe no dia-a-dia.

Este trabalho apresenta como objetivo avaliar a qualidade de sensores de matéria particulada (PM) e gases presentes num protótipo desenvolvido, utilizando vários equipamentos como referência. Sensores de partículas OPC-N3 (Alphasense) e HPMA (Honeywell), assim como sensores de monóxido de carbono e dióxido de azoto (CO-B4 e NO<sub>2</sub>-B43F, respetivamente, ambos da Alphasense), foram avaliados ao longo de testes laboratoriais, em estações de monitorização da qualidade do ar, e em movimento. Por fim, foram implementados em autocarros.

Os resultados ditaram que os sensores de partículas obtiveram excelentes correlações ( $R^2 \approx 1$ ) com o equipamento de referência, nos testes laboratoriais, quando não existiu variação na temperatura e humidade relativa. No período de medições em estações de monitorização da qualidade do ar, o OPC-N3 apresentou uma dispersão dos dados considerável devido ao efeito da humidade relativa, enquanto que o HPMA, apesar de denotar igualmente um comportamento pior relativamente ao ambiente laboratorial, apresentou correlações satisfatórias comparativamente à referência. Após várias correções, o OPC-N3 melhorou o comportamento relativamente à referência e o desvio foi reduzido. No teste decorrido em movimento assistiu-se a uma melhoria no desempenho do OPC-N3, contudo, o objetivo de obter correlações satisfatórias com médias das concentrações de 1 minuto não foi atingido. O CO-B4 obteve boa correlação com o método de referência ( $R^2=0,63$ ) somente no teste em movimento, enquanto que o NO<sub>2</sub>-B43F não foi sujeito a qualquer tipo de calibração devido a resultados negativos obtidos.

Nas medições finais ao longo de quatro percursos realizados de autocarro verificaram-se, de um modo geral, concentrações médias de PM superiores no interior do autocarro, comparativamente ao exterior. A intensidade do tráfego assim como as circunstâncias de cada dia influenciaram igualmente os valores registados.

O estudo integra o projeto ExpoLIS, que tenciona ampliar o conhecimento sobre a qualidade do ar na cidade de Lisboa, que até ao momento é maioritariamente fornecido pelas estações de monitorização fixas.

**Palavras-chave:** Qualidade do ar; sensores de baixo custo; matéria particulada; monóxido de carbono; medições em movimento

## **Abstract**

Low-cost sensors aim to assess air quality with high temporal and spatial resolution, being its implementation in vehicles a useful method to obtain real data of pollutant concentrations to which the population is exposed on a daily basis.

This work aims the evaluation of the quality of particulate matter (PM) and gas sensors present in a developed prototype, compared to several reference devices. Particulate sensors OPC-N3 (Alphasense) and HPMA (Honeywell), as well as carbon monoxide and nitrogen dioxide gas sensors (CO-B4 and NO<sub>2</sub>-B43F, respectively, both from Alphasense), were evaluated throughout laboratory, at air quality monitoring stations and mobile experiments. Finally, they were implemented in buses.

The results dictated that particle sensors obtained excellent correlations ( $R^2 \approx 1$ ) with the reference equipment, in the laboratory tests, when there was no variation in temperature and relative humidity. In the air quality monitoring station measurement period, the OPC-N3 showed considerable data dispersion due to the relative humidity effect, while the HPMA, despite also denoting a worse behaviour relatively to the laboratory environment, showed satisfactory correlations compared to the reference. After several corrections, the OPC-N3 improved its behaviour relative to the reference and the deviation was reduced. The mobile experiment observed an improvement in the OPC-N3 performance, however, the aim of obtaining satisfactory correlations with 1 minute concentration average was not achieved. CO-B4 obtained good correlation with the reference method ( $R^2=0.63$ ) only in the mobile experiment, while NO<sub>2</sub>-B43F was not submitted to any calibration due to negative results obtained.

The final measurements along four bus routes generally found higher PM concentrations inside the bus compared to outside. The road traffic density as well as the circumstances of each day also influenced the values recorded.

The study is part of the ExpoLIS project, which aims to expand the knowledge about air quality in Lisbon, which until now is mostly provided by fixed monitoring stations.

**Keywords:** Air quality; low-cost sensors; particulate matter; carbon monoxide; mobile experiments

# Índice

Resumo .....	i
<i>Abstract</i> .....	ii
Índice de figuras .....	v
Índice de tabelas .....	viii
Lista de abreviaturas .....	ix
I. Introdução.....	1
1. Enquadramento do tema .....	1
2. Objetivo .....	2
3. Organização da tese .....	2
II. Estado da Arte.....	3
1. Composição Química da Atmosfera.....	3
2. Poluição Atmosférica.....	4
2.1 Poluentes Atmosféricos.....	5
2.1.1 Matéria Particulada.....	6
2.1.2 Carbono Negro .....	7
2.1.3 Poluentes Gasosos .....	7
2.2 Legislação da Qualidade do Ar .....	9
2.3 Efeitos na Saúde Humana.....	12
3. Exposição a poluentes em deslocações e Relação Interior/Exterior dos veículos.....	12
4. Sensores móveis de baixo custo.....	13
4.1 Tecnologia dos sistemas de sensores .....	15
4.2 Rede de Sensores do projeto ExpoLIS .....	16
III. Método.....	18
1. Caracterização geográfica da área de estudo .....	18
2. Técnicas de medição, monitorização e amostragem .....	19
2.1 Equipamentos utilizados.....	19
2.1.1 Protótipo do sistema ExpoLIS .....	19
2.1.1.1 Sensores de partículas.....	20
2.1.1.2 Sensores de gases.....	22
2.1.1.3 Bomba SKC Leland Legacy .....	23
2.1.2 Leckel MVS6 .....	23
2.1.3. DustTrak 8533 .....	24
2.1.4 Analisadores das estações de Monitorização da Qualidade do Ar.....	25
2.1.5 IAQ-Calc 7545 .....	26
3. Verificação da qualidade e exatidão dos sensores .....	27
3.1 Caracterização dos testes de qualidade .....	28
3.1.1 Teste laboratorial.....	28

3.1.2	Teste em estação de monitorização da Qualidade do Ar .....	29
3.1.3	Teste em movimento .....	31
3.2.	Descrição da implementação do protótipo em autocarros .....	31
3.3.	Efeito das condições meteorológicas no desempenho dos sensores .....	33
3.3.1	Influência da Humidade Relativa e correção do seu efeito no sensor OPC-N3 .....	33
3.3.2	Influência da Temperatura.....	34
4.	Conversão de impulsos elétricos para concentrações de monóxido de carbono e dióxido de azoto .....	35
5.	Parâmetros de avaliação do desempenho dos sensores .....	36
IV.	Resultados e Discussão .....	38
1.	Avaliação do desempenho dos sensores em ambiente interior .....	38
1.1	Teste laboratorial CTN .....	38
1.2	Teste laboratorial Garagem.....	41
2.	Avaliação do desempenho dos sensores em ambiente exterior .....	49
2.1	Teste em estação de monitorização de qualidade do ar .....	50
2.1.1.	Teste na estação de monitorização de qualidade do ar dos Olivais.....	50
2.1.2.	Teste na estação de monitorização de qualidade do ar de Entrecampos .....	58
2.2	Teste em movimento .....	62
3.	Implementação do protótipo em autocarros.....	67
3.1	Calibração dos sensores OPC-N3 das Caixas 2 e 3 .....	68
3.2	Concentrações médias de PM em cada percurso e diferenças entre períodos do dia .....	68
3.3	Relação das concentrações Interior/Exterior .....	71
3.4	Distribuição espacial das concentrações de PM.....	72
V.	Conclusões .....	78
	Referências .....	81

## Índice de figuras

Figura 1 - Representação das várias camadas da atmosfera e da variação da temperatura e pressão com a altitude. ....	4
Figura 2 - Método ExpoLIS em três camadas. As setas pretas e cinzentas correspondem a ligações Internet sem fios e com fios, respetivamente. Os nós dos sensores são representados como pequenos retângulos pretos colocados na parte superior de cada veículo. ....	17
Figura 3 - Mapa do percurso de automóvel realizado no teste em movimento e localização dos dois locais de medições em estações de monitorização da qualidade do ar. ....	19
Figura 4 - Sistema ExpoLIS com duas bombas SKC Leland Legacy. A bateria de chumbo (no meio) fornece energia às duas caixas. ....	20
Figura 5 - Sensor de partículas OPC-N3 (Alphasense). ....	21
Figura 6 - Sensor de partículas HPMA 115CO-004 (Honeywell). ....	21
Figura 7 - Bomba SKC Leland Legacy. ....	23
Figura 8 - Leckel MVS6. ....	24
Figura 9 - DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533. ....	25
Figura 10 - Teste Olivais - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak e do equipamento de referência Leckel MVS6 (Método gravimétrico). ....	25
Figura 11 - Exemplo de analisadores de uma Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Lisboa e Vale do Tejo. ....	26
Figura 12 - IAQ-Calc Indoor Air Quality Meters 7545. ....	26
Figura 13 - Representação esquemática e caracterização dos vários testes de qualidade e medições finais realizados aos sensores do protótipo ExpoLIS. ....	28
Figura 14 - Disposição dos equipamentos utilizados no teste laboratorial realizado na sala do CTN. ....	29
Figura 15 - Disposição dos equipamentos utilizados no teste laboratorial realizado na garagem. ....	29
Figura 16 - Teste com o protótipo do sistema ExpoLIS, na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (25 maio–8 junho). ....	30
Figura 17 - Teste com o protótipo do sistema ExpoLIS, na estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (27 julho-5 agosto). ....	30
Figura 18 - Sistema ExpoLIS com duas caixas (abertas) de sensores e bateria de chumbo que fornece energia. ....	32
Figura 19 - Disposição dos equipamentos nas medições realizadas em autocarros. ....	32
Figura 20 - Efeito da alteração da humidade relativa na corrente gerada por um sensor de NO <sub>2</sub> . ....	33
Figura 21 - Dependência da sensibilidade do sensor NO <sub>2</sub> -B43F à variação de Temperatura a 2ppm NO <sub>2</sub> . As diferentes cores são representativas dos vários sensores. ....	35
Figura 22 - Dependência da sensibilidade do sensor CO-B4 à variação de Temperatura a 2ppm CO. As diferentes cores são representativas dos vários sensores. ....	35
Figura 23 - Teste CTN - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos). ....	39
Figura 24 - Teste CTN - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e as concentrações dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados corrigidos). ....	40
Figura 25 - 1º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos). ....	41
Figura 26 - 1º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos). ....	43
Figura 27 - 1º Teste Garagem - Evolução temporal de PM2.5 (i) e PM10 (i) do equipamento DustTrak e dos sensores OPC-N3 e HPMA (a operar com caudal de 9 L/min) nas primeiras horas de medições do 1º teste realizado na garagem (dados corrigidos). ....	44
Figura 28 - 2º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com um caudal de 5 L/min (dados não corrigidos). ....	45

Figura 29 - 2º Teste garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e as concentrações corrigidas dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com um caudal de 5 L/min (dados corrigidos).....	46
Figura 30 - 1º Teste Garagem - Evolução temporal do diferencial de elétrodo (médias de 1 minuto) do sensor CO-B4, a operar com um caudal de 9 L/min.....	48
Figura 31 - 2º Teste Garagem - Evolução temporal do diferencial de elétrodo (médias 1 minuto) do sensor CO-B4, a operar com um caudal de 5 L/min.....	49
Figura 32 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações mássicas (médias horárias) de PM2.5 e PM10 do DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i), HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos).....	50
Figura 33 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos).....	50
Figura 34 – Teste estação dos Olivais - Evolução temporal de PM10 do sensor OPC-N3 e da humidade relativa no teste realizado na estação de monitorização dos Olivais (dados não corrigidos). .....	51
Figura 35 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 do DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos).....	52
Figura 36 - Teste estação dos Olivais - Humidograma para as concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 em relação à referência (k=0,24) (dados não corrigidos).....	53
Figura 37 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos) .	53
Figura 38 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias diárias) de PM2.5 e PM10 do equipamento Leckel MVS6 (referência) e os sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados não corrigidos); correlação entre as concentrações (médias diárias) de PM2.5 e PM10 do equipamento Leckel MVS6 (referência) e os sensores OPC-N3 (iii) e HPMA (iv) (dados corrigidos) .	54
Figura 39 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de CO da estação de monitorização da QA dos Olivais (referência) e do sensor CO-B4 (dados corrigidos com a Equação 2 (i), 3 (ii), 4 (iii), 5 (iv)).	58
Figura 40 – Teste estação de Entrecampos - Humidograma para as concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 em relação à referência (k=0,25) (dados não corrigidos).....	59
Figura 41 - Teste estação de Entrecampos - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM10 do sensor OPC-N3 e da estação de monitorização da QA de Entrecampos (referência), apenas na gama de RH<50% (dados não corrigidos). .....	59
Figura 42 - Teste estação de Entrecampos - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (referência) e do sensor de partículas OPC-N3, com correção através da MLR (com influência da Temperatura e da RH) (i) ou com correção da RH (teoria k-Köhler) + correção através da MLR (influência da Temperatura) (ii) ..	60
Figura 43 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do sensor OPC-N3 e DustTrak (referência), para médias de 1 (i) e 30 (ii) minutos (dados não corrigidos).....	63
Figura 44 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do sensor HPMA e DustTrak (referência), para médias de 1 (i) e 30 (ii) minutos (dados não corrigidos) .....	63
Figura 45 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações (médias de 30 minutos) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e os sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados corrigidos). .....	63
Figura 46 - Teste em movimento - Correlação entre diferencial de elétrodo do sensor CO-B4 (mV) e as concentrações de CO do equipamento IAQ-Calc 7545 (referência) (médias de 1 minuto).....	65
Figura 47 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de CO do equipamento IAQ-Calc 7545 (referência) e do sensor CO-B4 (dados corrigidos com a Equação 2 (i), 3 (ii), 4 (iii), 5 (iv)).	65
Figura 48 - Teste em movimento - Correlação entre concentrações de CO (médias de 1 minuto) do sensor CO-B4 (ppm) e o diferencial de elétrodo do sensor CO-B4 (mV) (dados corrigidos).....	66



Figura 49 - Correlação entre as concentrações de PM2.5 (i) e PM10 (ii) (médias horárias) do sensor OPC-N3 da caixa 2 com o sensor OPC-N3 da caixa 3.....	68
Figura 50 – Médias das concentrações mássicas de PM2.5 e PM10, e desvio padrão, medidos no interior do autocarro pelo sensor OPC-N3, para os quatro percursos realizados (dados corrigidos) ..	69
Figura 51 - Mapa das concentrações de PM2.5 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Odivelas e Cais do Sodré (i); Exemplo do menu principal da aplicação do sistema ExpoLIS, a registar em tempo real os dados de poluentes, temperatura e RH do percurso Odivelas-Cais do Sodré (ii).....	73
Figura 52 - Mapa das concentrações de PM10 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Odivelas e Cais do Sodré (i); Concentrações médias de PM2.5 e PM10 por zonas (ii). .....	74
Figura 53 - Mapa das concentrações de PM2.5 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Restauradores e Oriente.....	75
Figura 54 - Mapa das concentrações de PM10 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Restauradores e Oriente (i); Concentrações médias de PM2.5 e PM10 por zonas (ii). .....	76

## Índice de tabelas

Tabela 1 - Valores limite para as concentrações dos poluentes PM (PM10 e PM2.5), NO <sub>2</sub> e CO segundo o Decreto-Lei nº102/2010 de 23 de setembro.....	10
Tabela 2 - Limiares de proteção para PM (PM10 e PM2.5) e CO em ambiente interior segundo a Portaria nº138-G/2021.....	10
Tabela 3 - Valores limite de concentrações para os poluentes PM (PM10 e PM2.5), NO <sub>2</sub> e CO segundo a WHO.....	11
Tabela 4 - Características e especificações técnicas dos sensores NO <sub>2</sub> -B43F e CO-B4.....	22
Tabela 5 - Descrição dos percursos efetuados em autocarros.....	32
Tabela 6 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak) obtidas nos três testes laboratoriais realizados.....	47
Tabela 7 - Médias dos desvios relativos percentuais ao minuto (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (DustTrak) obtidos nos três testes laboratoriais realizados.....	47
Tabela 8 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021.....	55
Tabela 9 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021 e entre 28 de junho e 7 de julho de 2021.....	55
Tabela 10 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (Leckel MVS6) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021.....	56
Tabela 11 - Médias dos desvios relativos percentuais (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação às três referências.....	56
Tabela 12 - Médias (corrigidas) das concentrações de CO obtidas pelo sensor CO-B4 e da referência (estação de qualidade do ar dos Olivais) e média dos desvios relativos percentuais horários (corrigida), do sensor CO-B4 relativamente à referência, relativo aos períodos entre 25 de maio e 8 de junho e 28 de junho e 7 de julho de 2021.....	58
Tabela 13 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos) obtidas no período entre 27 de julho e 5 de agosto de 2021.....	61
Tabela 14 - Médias dos desvios relativos percentuais horários (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos).....	61
Tabela 15 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak).....	64
Tabela 16 - Médias dos desvios relativos percentuais (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (DustTrak).....	64
Tabela 17 - Médias (corrigidas) das concentrações ao minuto de CO do sensor CO-B4 e do equipamento de referência (IAQ-Calc 7545) e média dos desvios relativos percentuais ao minuto (corrigido), do sensor CO-B4 relativamente à referência durante o teste em movimento.....	67
Tabela 18 - Razão entre as concentrações de PM2.5 e PM10 verificadas no interior e exterior do autocarro ao longo dos quatro percursos estabelecidos, tanto nas horas de ponta da manhã como nas horas de noite.....	71

## Lista de abreviaturas

- $a_w$  – Atividade da água (em inglês: Water activity)
- $m$  – Concentração em massa do aerossol
- $m_0$  – Concentração em massa do aerossol seco
- $\rho_p$  – Densidade das partículas
- $\rho_w$  – Densidade da água
- AML – Área metropolitana de Lisboa
- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- BC – Carbono negro (em inglês: Black carbon)
- CARRIS – Companhia Carris de Ferro de Lisboa
- CCDR-LVT – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo
- CO – Monóxido de carbono
- COHb - Carboxihemoglobina
- COVID-19 – Doença por Coronavirus-2019
- COVs – Compostos Orgânicos Voláteis
- CTN – Campus Tecnológico e Nuclear
- EEA – Agência Europeia do Ambiente (em inglês: European Environment Agency)
- GPRS – Serviço de Rádio de Pacote Geral (em inglês: General Packet Radio Service)
- GPS – Sistema de posicionamento global (em inglês: Global positioning system)
- GSM – Sistema global para comunicações móveis (em inglês: Global System for Mobile)
- HRT – Trato respiratório humano (em inglês: human respiratory tract)
- MLR – Regressão linear múltipla (em inglês: multiple linear regression)
- NO<sub>x</sub> – Óxidos de azoto
- NO<sub>2</sub> – Dióxido de azoto
- OC – Carbono orgânico (em inglês: organic carbon)
- PM – Matéria particulada (em inglês: particulate matter)
- PM<sub>x</sub> – Matéria particulada com diâmetro igual ou inferior a X  $\mu\text{m}$
- QA – Qualidade do Ar
- R<sup>2</sup> – Coeficiente de correlação
- RH – Humidade relativa (em inglês: relative humidity)
- SO<sub>2</sub> – Dióxido de enxofre
- UE – União Europeia
- V<sub>diff</sub> – Diferencial de eletrodo

V<sub>ET</sub> – Elétrodo de trabalho

V<sub>EA</sub> – Elétrodo auxiliar

WHO – Organização Mundial da Saúde (em inglês: World Health Organization)

# I. Introdução

## 1. Enquadramento do tema

A poluição atmosférica representa atualmente um dos maiores riscos ambientais para a saúde humana, sendo considerada pelos europeus como a segunda maior preocupação ambiental, ultrapassada apenas pela problemática das alterações climáticas (EEA, 2017). Estima-se que, em 2018, a exposição a poluentes como PM<sub>2.5</sub> (partículas com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 2.5 µm) e NO<sub>2</sub> tenha sido a causa de 417 000 e 55 000 mortes prematuras, respetivamente, numa lista de 41 países da Europa (EEA, 2020). Os efeitos prejudiciais para a saúde devido à exposição a poluentes atmosféricos estão associados principalmente a doenças respiratórias e cardiovasculares (WHO, 2013).

O setor do transporte rodoviário é um dos maiores responsáveis pela emissão de diversos poluentes atmosféricos, tendo sido, em 2018, o primeiro e segundo maior contribuidor para as emissões totais de NO<sub>x</sub> e carbono negro (BC), respetivamente (EEA, 2020). Inserido no transporte rodoviário, o autocarro é um meio de transporte no qual os utilizadores do mesmo, condutores ou passageiros, são sujeitos a uma elevada exposição a poluentes atmosféricos (Asmi et al., 2009; Heberle et al., 2019), que podem ser provenientes do próprio motor do autocarro e gases de escape ou de fontes externas ao mesmo (Molle et al., 2013). Apesar de os cidadãos passarem uma reduzida percentagem do dia nos transportes públicos, são expostos a uma elevada concentração de poluentes nesse período de tempo (Yu et al., 2012).

Os poluentes que se incluem na lista daqueles a que os utilizadores de autocarros estão expostos são PM, BC, CO, NO<sub>2</sub>, entre outros (Asmi et al., 2009; Heberle et al., 2019). Dada a complexidade e as diferentes características de cada poluente, assim como a necessidade de medir as suas concentrações em tempo real nos transportes, surge a aposta na implementação de sensores de tamanho reduzido e baixo custo, revelando-se uma alternativa promissora às estações de monitorização fixas existentes nas grandes cidades.

Segundo o Relatório do Estado do Ambiente de 2019, a área metropolitana de Lisboa foi a zona do país que excedeu num maior número de dias o valor limite diário de PM<sub>10</sub> (partículas com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 10 µm) estipulado na legislação no ano de 2017 (Decreto-Lei nº 102/2010) (Guerra et al., 2019). A área metropolitana de Lisboa apresenta uma rede de estações de monitorização da qualidade do ar (QA), gerida pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT). As cinco estações de monitorização fixadas em Lisboa implicam infraestruturas próprias e equipamentos avançados que transmitam informação de forma contínua sobre a concentração dos vários poluentes na cidade, a qual se encontra disponível ao público na QualAr (QualAr, 2021). Posto isto, e dada a quantidade reduzida de estações, torna-se crucial fornecer mais informação à população relativamente à QA em Lisboa. Com o objetivo de colmatar esta lacuna existente no conhecimento da QA em Lisboa, e de forma a complementar a informação dada pelas estações de monitorização fixas, surge o propósito desta dissertação de mestrado, a verificação da qualidade de sensores de baixo custo através de vários tipos de testes, e posterior implementação dos mesmos na rede pública de autocarros de Lisboa (Carris).

Este estudo insere-se no projeto ExpoLIS que visa avaliar a exposição em tempo real a poluentes atmosféricos, transferindo os dados através de uma rede sem fios e fornecendo à população mapas de alta resolução que lhes permitirá ter um conhecimento mais amplo das zonas poluídas na grande Lisboa, sendo desta forma possível obter as rotas mais saudáveis a realizar entre dois locais arbitrários da cidade (entre a origem e o destino).

## **2. Objetivo**

Este estudo tem como objetivo avaliar o desempenho dos sensores de partículas e gases existentes num protótipo desenvolvido no âmbito do projeto ExpoLIS, através de medições de poluentes atmosféricos em diferentes locais e com condições de temperatura e humidade relativa (RH) distintas. Após as devidas calibrações aos sensores, o propósito final do trabalho consiste em implementar, pela primeira vez, o protótipo ExpoLIS em autocarros, realizando medições de poluentes atmosféricos na cidade de Lisboa.

Deste modo, esta dissertação de mestrado apresenta os seguintes objetivos:

- i. desenvolvimento do protótipo da caixa de sensores e verificação da sua qualidade em modo laboratorial, em estações de monitorização da qualidade do ar e em movimento (automóvel);
- ii. instalação da caixa de sensores em autocarros e medição de poluentes atmosféricos no interior e exterior do mesmo;
- iii. observação e análise da informação gerada na aplicação ExpoLIS.

## **3. Organização da tese**

Esta tese é dividida em cinco capítulos. O presente capítulo, o capítulo I, inclui a Introdução, o enquadramento do estudo e motivação para o realizar, assim como os objetivos e estrutura da tese.

No capítulo II é descrito o Estado da Arte, no qual se apresenta uma contextualização teórica relativamente aos temas intrínsecos ao trabalho, juntamente com uma revisão da literatura sobre os mesmos.

No capítulo III Método, referem-se os aspetos necessários relativamente à parte prática do trabalho, tais como a localização geográfica da área de estudo, uma descrição pormenorizada das condições em que cada etapa dos testes práticos decorreu, assim como os equipamentos envolvidos. Ainda no presente capítulo, são expostos determinados fatores que influenciam a verificação dos testes de qualidade, e apresentam-se técnicas frequentemente usadas na área de forma a anular os mesmos ou reduzir o seu impacto no decorrer do trabalho.

No capítulo IV Resultados e Discussão são descritos os resultados obtidos na parte prática e posteriormente é concretizada uma análise crítica aos mesmos.

O capítulo V Conclusões inclui não só conclusões ao trabalho realizado, mas também algumas sugestões do que pode ser melhorado em estudos idênticos no futuro.

## **II. Estado da Arte**

No capítulo II Estado da Arte expõe-se de um modo conciso os conceitos considerados essenciais para a realização do trabalho. O capítulo será dividido em 4 subcapítulos. Numa parte inicial será descrita a composição da atmosfera de forma breve, seguindo-se o subcapítulo da poluição atmosférica. Os últimos dois subcapítulos serão dedicados à exposição a poluentes durante deslocamentos e aos sensores móveis de baixo custo e suas tecnologias inovadoras.

### **1. Composição Química da Atmosfera**

A atmosfera terrestre é uma camada constituída por uma mistura de gases, na qual os elementos mais representativos são o azoto (78%) e o oxigénio (21%). Os restantes 1% são denominados de gases traçadores. Nos gases com menos abundância na atmosfera da Terra incluem-se o árgon (~1%), vapor de água, dióxido de carbono, entre outros (Godish et al., 2014). A presente atmosfera apresenta uma composição fortemente oxidante, ao invés da primeira atmosfera terrestre que se caracterizava por ser uma mistura química moderadamente redutora (Seinfeld & Pandis, 2016). A atmosfera da Terra caracteriza-se por, ao longo da sua altitude, apresentar variações de pressão e de temperatura, sendo que o gradiente de temperatura permite distinguir as várias camadas que constituem a atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2016), como se encontra representado na Figura 1. As camadas da atmosfera são as seguintes: troposfera, estratosfera, mesosfera, termosfera e exosfera. A troposfera é a camada inferior da atmosfera, na qual os seres humanos vivem, e que se prolonga por uma altitude de aproximadamente 10-15 km, dependendo da latitude e o período do ano (Seinfeld & Pandis, 2016). Nesta camada, a temperatura diminui 6.5°C/km à medida que a distância em relação à Terra aumenta (Godish et al., 2014). Os fenómenos meteorológicos (precipitação, neve, etc) que assistimos no nosso dia-a-dia resultam do movimento intenso da energia térmica subjacente ao aquecimento da superfície da Terra e que conseqüentemente provocam instabilidade na troposfera (Godish et al., 2014). Para concluir, a troposfera é uma camada da atmosfera composta por substâncias que interagem entre si e podem formar novas substâncias, o que faz da troposfera algo que está em constante mudança (EEA, 2013).

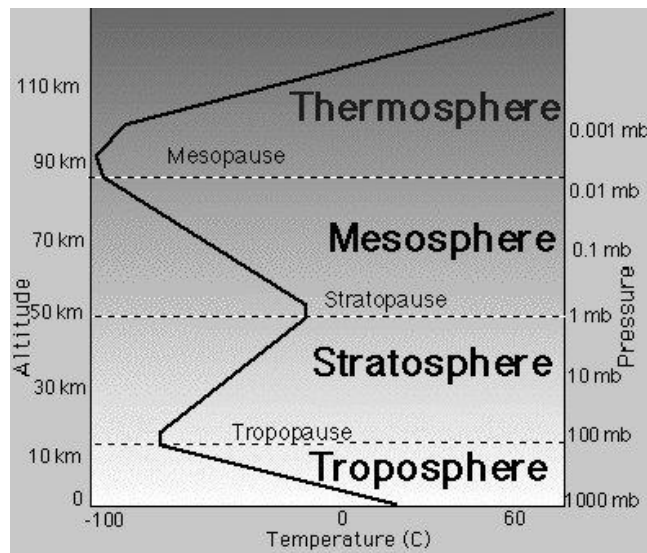


Figura 1 - Representação das várias camadas da atmosfera e da variação da temperatura e pressão com a altitude.

Fonte: Delaney (2008)

## 2. Poluição Atmosférica

Posteriormente a perceber o modo como a atmosfera é descrita, é de extrema importância entender o conceito de poluição atmosférica e a forma como este fenómeno tem crescido ao longo dos anos. A poluição atmosférica consiste numa alteração da atmosfera causada pela introdução na mesma de gases, partículas ou formas de energia, como por exemplo calor ou ruído, conduzindo possivelmente a efeitos ambientais adversos, danos para os seres humanos (Godish et al., 2014) e para o património cultural (EEA, 2013). Este fenómeno torna-se complexo e muitas vezes difícil de combater, devido a determinadas fontes de poluição poderem estar localizadas a uma grande distância do local onde ocorrem os efeitos (EEA, 2013). A poluição atmosférica pode prejudicar de tal forma os seres humanos e expor as fragilidades dos mesmos que alguns estudos já encontraram ligações entre a poluição do ar e a elevada incidência e taxa de mortalidade por COVID-19 (EEA, 2020). No entanto, apesar de existir coincidência entre zonas de alta incidência do vírus e índices de poluição atmosférica elevados, o tema ainda necessita de mais investigação para confirmar estas suspeitas (EEA, 2020). O ano de 2020 revelou-se devastador para grupos mais vulneráveis, como os idosos, devido ao vírus SARS-CoV-2 (Vírus respiratório agudo grave coronavírus 2), pelo que, deve ser uma missão global proteger este grupo que não está só mais suscetível a esta doença, como também à poluição atmosférica. Este e outros grupos da população, tais como as crianças e mulheres grávidas, são igualmente suscetíveis aos efeitos que os poluentes provocam na saúde (EEA, 2020).

A poluição atmosférica começou a crescer e a tomar proporções maiores nos finais do século XIX, quando as cidades se tornaram mais habitadas, com melhores condições e recursos para se industrializar (National Ocean Service, 2021). No século XIX, as cidades de Nova Iorque e Londres já assistiam a fenómenos de smog. No século XX a poluição continuou a crescer de uma forma tão descontrolada que o smog era uma característica de Londres (EEA, 2013). No ano de 1952, Londres assistiu a um episódio brutal de inversão térmica que provocou uma grande acumulação de poluentes



na atmosfera e concentrações de fumo (“Smoke”) três a cinco vezes superiores aos valores normais (Anderson, 2009).

Com o intuito de combater acontecimentos relacionados com a poluição atmosférica, começaram a ser introduzidas em muitos países, no final da década de 1960, leis de combate à mesma (EEA, 2013). Estas legislações impostas e o desenvolvimento tecnológico das últimas décadas melhoraram de forma significativa a QA na Europa. Entre 2009 e 2018 as emissões de PM10 verificaram uma redução de 22% na Europa, com os transportes e fornecimento de energia a serem os setores com o maior decréscimo relativo, tanto nas emissões de PM10 como de NO<sub>x</sub> (EEA, 2020). Em 2020, mais concretamente no mês de abril, muitos países da Europa aplicaram medidas de confinamento severas com objetivo de travar a pandemia. Muitos setores abrandaram a sua atividade, como foi o caso dos transportes, pelo que as concentrações de NO<sub>2</sub> e PM10 reduziram consideravelmente por toda a Europa nesse período (EEA, 2020). Contudo, estas reduções nas emissões necessitam de ter continuidade após ser reposita a normalidade no mundo. Posto isto, a nível internacional prosseguem-se ações que visam minimizar os danos da poluição atmosférica, e a prova disso é o manifesto da Organização Mundial da Saúde (WHO) aos governos na sequência da recuperação da COVID-19, em que é solicitado que se prossiga no investimento em “energias limpas” que permita uma rápida transição energética, na construção de cidades que priorizem o uso de transportes públicos e bicicletas em detrimento dos veículos privados, e é pedido ainda o cessar imediato do financiamento de combustíveis fósseis recorrendo ao dinheiro dos contribuintes (WHO, 2020).

O ser humano desempenha um papel chave na ação de poluição do ar, não apenas por contribuir diariamente para isso pelas atividades que realiza, mas também pelo crescimento exponencial da espécie ao longo deste século, conduzindo ao aumento do uso de recursos e conseqüentemente à degradação do ar envolvente. Porém, a poluição do ar não tem apenas origem no ser humano e nas atividades que este realiza, atividades como a queima de combustíveis fósseis, agricultura, processos industriais ou tratamento de resíduos, as denominadas fontes de origem antropogénica. Para além das fontes mencionadas anteriormente, ainda existem fontes de origem natural, que provêm de processos naturais, como erupções vulcânicas, emissões de Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) provenientes das plantas e árvores ou tempestades de poeira (WHO, 2006).

## **2.1 Poluentes Atmosféricos**

Os poluentes atmosféricos podem ser considerados poluentes primários ou secundários, podendo ser emitidos diretamente para a atmosfera ou formarem-se na própria atmosfera, respetivamente (WHO, 2006). No que diz respeito aos poluentes primários, as fontes de onde os mesmos provêm são à partida conhecidas, tais como as chaminés de fábricas ou tubos de escape dos veículos, pelo que as concentrações de poluentes emitidas são mais facilmente quantificadas na sua fonte (WHO, 2006). Alguns exemplos de poluentes que integram a lista de poluentes primários são COVs, BC, óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), matéria particulada (PM), óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), monóxido de carbono (CO), entre outros. Inserido no grupo dos poluentes secundários, o ozono é o mais conhecido e resulta de reações entre gases percursores como óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) e COVs, contudo o CH<sub>4</sub> e CO também participam na sua formação (EEA, 2013). Os poluentes são ainda classificados consoante o seu estado físico,

dividindo-se em poluentes gasosos (na forma de gás ou vapor) e poluentes particulados (partículas sólidas ou líquidas suspensas no ar) (WHO, 2006).

### **2.1.1 Matéria Particulada**

A PM consiste numa mistura de partículas sólidas e líquidas de origem primária e secundária, que varia em massa e composição consoante a localização e tempo. A variação nas propriedades das partículas em termos espacial e temporal deve-se ao facto de serem influenciadas por fenómenos meteorológicos e climatéricos (Zereini & Wiseman, 2011).

A PM é constituída por muitos componentes, tais como o BC e carbono orgânico (OC), sulfatos, nitratos, metais, entre outros. No que diz respeito à sua origem, a PM pode ser proveniente de fontes naturais ou antropogénicas. Pode também ser formada a partir de subprodutos de gases de combustão na atmosfera, tais como COVs, NH<sub>3</sub>, SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>, sendo chamada de PM secundária (Royal Society of Chemistry, 2016). Relativamente às fontes naturais de PM, fogos florestais, tempestades de poeira, aerossóis de sal marinho e vulcões são alguns exemplos disso (Zereini & Wiseman, 2011). As fontes antropogénicas que se destacam são provenientes da combustão de combustíveis, tanto de gasolina como diesel, dos processos e operações industriais, da queima de biomassa, da abrasão dos pneus dos automóveis e ressuspensão de poeira da estrada provocada pelos mesmos e das emissões de amónia provenientes das atividades agrícolas (Royal Society of Chemistry, 2016; WHO, 2006).

O indicador usado para medir e diferenciar o tamanho das partículas é o diâmetro aerodinâmico, que se refere ao tamanho de uma esfera de densidade unitária com as mesmas características aerodinâmicas que a partícula observada (WHO, 2006). As propriedades aerodinâmicas das partículas permitem diferenciar as partículas, ter conhecimento do modo como as partículas se depositam no trato respiratório (HRT), das fontes que originaram essas partículas e quanto tempo residirão na atmosfera (WHO, 2006; Zereini & Wiseman, 2011). A separação das partículas em diferentes frações consoante o diâmetro aerodinâmico é também crucial na medida em que os processos de transporte e remoção da atmosfera diferem com a dimensão das partículas (WHO, 2006). Desta forma, a matéria particulada pode ser dividida em várias frações de acordo com o diâmetro aerodinâmico. Nos ambientes urbanos, geralmente consideram-se três frações granulométricas de partículas: grosseiras (PM<sub>2.5-10</sub>), com diâmetros entre 2.5 µm e 10 µm; finas (PM<sub>2.5</sub>), com diâmetros iguais ou inferiores a 2.5 µm; ultrafinas ou UFP (PM<sub>0.1</sub>), com diâmetros iguais ou inferiores a 0.1 µm (Royal Society of Chemistry, 2016; WHO, 2006).

As partículas grosseiras são formadas a partir da abrasão de superfícies e poeiras provenientes das mesmas (por exemplo das estradas), das atividades agrícolas e de qualquer atividade ou processo que seja suscetível de criar poeiras, tais como atividades mineiras. Também os aerossóis marinhos podem contribuir para a massa das partículas grosseiras, assim como as cinzas volantes. No que diz respeito às partículas menores, de diâmetro inferior a 2,5 µm, têm na sua grande maioria origem em gases que provêm principalmente de processos de combustão, processos que são submetidos a altas temperaturas (Royal Society of Chemistry, 2016; WHO, 2006).

As diferentes dimensões das partículas conduzem também a diferentes formas de deposição no trato respiratório humano. No geral, as partículas grosseiras têm tendência a depositar-se nas partes superiores do sistema respiratório, na região extratorácica, pelo que a sua remoção é mais eficaz nestes casos, porém, as partículas mais finas têm uma elevada capacidade de se depositar nas regiões mais profundas do pulmão, tornando-se mais prejudiciais para a saúde (Chalvatzaki et al., 2020; Martins et al., 2015).

### **2.1.2 Carbono Negro**

O BC resulta dos produtos da combustão incompleta de combustíveis fósseis, da madeira ou biomassa (EEA, 2013). É também frequente denominar o BC de carbono elementar, soot (fuligem) ou graphitic carbon (Royal Society of Chemistry, 2016). O BC é um dos principais elementos da matéria particulada, com presença mais significativa na fração fina (PM2.5) (EEA, 2013) e fração ultrafina (UFP) (Royal Society of Chemistry, 2016). Um estudo realizado em 2003 na Europa relativamente à matéria particulada em suspensão no ar revelou que o BC contribuía em 5-10% para a PM2.5 em todos os locais, mas os valores aumentavam ligeiramente para 15-20% em zonas perto de vias rodoviárias (WHO, 2006). Porém, alguns estudos anos mais tarde demonstraram maiores contribuições do BC para a PM2.5, desta vez em transportes. Asmi et al. (2009) realizaram medições das concentrações de PM2.5 em autocarros e elétricos na Finlândia. As medições que decorreram em dias de semana verificaram frações de concentrações de BC na PM2.5 de 30% em autocarros. Nos elétricos a percentagem foi ligeiramente inferior, aproximadamente 20%. Num estudo ainda mais recente desenvolvido por Taheri et al. (2019), na cidade de Teerão, verificaram percentagens de BC na PM2.5 aproximadamente entre 20-30% durante os períodos noturnos. Estes estudos revelaram percentagens significativas de BC na PM2.5 em transportes públicos, o que é um indicador compatível com os dados relativos às emissões de BC em contexto urbano, que se considera serem provenientes principalmente do transporte rodoviário, em particular de motores a diesel (EEA, 2013; Taheri et al., 2019).

O BC, inserido na matéria particulada, tem um impacto direto no aquecimento global a curto prazo (EEA, 2017) e é considerado um agente de aquecimento global (EEA, 2013). O BC absorve radiação solar e infravermelha na atmosfera, contribuindo para o aquecimento da Terra. Esta característica do BC é prejudicial para os glaciares, já que a sua deposição no gelo reduz a capacidade da superfície refletir a luz solar e retém o calor (EEA, 2013). Para além do efeito climático, o BC demonstra ter efeitos prejudiciais na saúde, tais como danos de stress oxidativo (Lin et al., 2015) e foi igualmente provado ser a causa de mortes e internamentos por doenças cardiovasculares (Janssen et al., 2011).

### **2.1.3 Poluentes Gasosos**

Para além do BC, existe um agente ainda mais poderoso do aquecimento global, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). O CO<sub>2</sub> é um gás com efeito de estufa emitido para a atmosfera através das atividades antropogénicas, como a queima de combustíveis fósseis e desflorestação, mas também através de processos naturais como a respiração. O CO<sub>2</sub> exalado na respiração, no interior de veículos, pode tornar-se prejudicial para os ocupantes se atingir determinadas concentrações (Hudda & Fruin, 2018). Para que isso não suceda, é imperativo que um dos principais fatores da acumulação de CO<sub>2</sub> no interior dos veículos, as condições de ventilação, sejam as mais apropriadas. Hudda & Fruin (2018) realizou

testes recorrendo a diferentes variáveis (tipo de ventilação, número de ocupantes, tempo de viagem, idade do veículo, etc) e concluiu que em viagens com mais do que um ocupante ou em longas viagens (aproximadamente 1 hora), em condições de ar recirculado, o CO<sub>2</sub> acumulado ultrapassava frequentemente os limites com ligações a efeitos prejudiciais à saúde. Os limites para as concentrações de CO<sub>2</sub> no interior do veículo fixaram-se entre 950 ppm e 1200 ppm (dentro deste intervalo efeitos cognitivos já se podem sentir) e um limite máximo de 2500 ppm (valor considerado o mais provado de provocar efeitos cognitivos). A solução encontrada para encontrar valores inferiores aos valores limite foi interromper por vezes a ventilação com ar recirculado e combinar com a entrada de ar exterior. Outro estudo idêntico detetou concentrações ainda superiores de CO<sub>2</sub> (3500 ppm) em veículos com condições de janelas fechadas e com recirculação de ar (Chen et al., 2020). A ventilação demonstra ter um papel determinante nos níveis de CO<sub>2</sub> detetados no interior de veículos, pelo que, em cada caso, é importante definir um equilíbrio de modo a não expor as pessoas a concentrações excessivas e que ultrapassem os limites legislados.

O dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>) é um gás poluente encontrado na atmosfera e que na Europa provém principalmente, das emissões do setor dos transportes (EEA, 2020). O NO<sub>2</sub> absorve a radiação solar visível, afeta a visibilidade atmosférica e contribui para as alterações climáticas. Para além disso, é também um precursor de poluentes secundários através das reações fotoquímicas realizadas e transformações atmosféricas (WHO, 2006). O NO<sub>2</sub> não é apenas um gás proveniente do escape dos veículos, outras fontes antropogénicas emitem diretamente NO<sub>2</sub> para a atmosfera, como centrais termoelétricas, indústrias de fertilizantes e a agricultura (Heberle et al., 2019). Tendo em conta a influência dos transportes nas concentrações de NO<sub>2</sub>, o estudo realizado por Heberle et al. (2019) revelou algo preocupante e que comprova a elevada exposição a NO<sub>2</sub> no interior dos autocarros. Em Caxias do Sul, no Brasil, as concentrações de NO<sub>2</sub> no interior dos autocarros foram maioritariamente superiores às concentrações medidas nas ruas. Outra particularidade interessante relativamente ao NO<sub>2</sub> identificada neste estudo foram os valores de concentrações de NO<sub>2</sub> observadas no Inverno superiores comparativamente aos valores observados no Verão. Um dos principais fatores causadores das concentrações inferiores no Verão tem ligação às condições de vento forte da época, que proporcionaram melhores condições de dispersão dos poluentes.

O monóxido de carbono é um gás incolor e inodoro, e em concentrações bastante excessivas pode ser um gás venenoso. A fonte de CO com mais impacto provem dos veículos, mais especificamente da combustão incompleta de carbono presente nos combustíveis (Duci et al., 2003). São vários os fatores que influenciam as concentrações de CO, tais como o meio de transporte, período de monitorização, estação do ano, entre outros. Os carros são o meio de transporte que verifica frequentemente valores mais elevados de CO (Duci et al., 2003), porém, por vezes as concentrações observadas no autocarro superam as concentrações do carro (Both et al., 2013). O período do dia revela-se também um fator determinante, com as horas de ponta de manhã a verificar valores superiores devido ao tráfego rodoviário (Duci et al., 2003). Contudo, no estudo de Both et al. (2013) as diferenças entre o período da manhã e tarde foram insignificantes. A estação do ano afeta igualmente as concentrações de CO, com valores superiores no inverno comparativamente ao verão (Duci et al., 2003).

Num estudo desenvolvido em Lagos, Nigéria, captaram concentrações médias de CO entre 4,40 – 39,78 ppm e as concentrações mais elevadas foram verificadas no interior do carro ( $32,29 \pm 5,79$  ppm) e no autocarro ( $23,69 \pm 4,99$  ppm). As concentrações no interior do carro foram 3,67 vezes superiores em relação às concentrações de CO medidas no percurso a pé (Odekanle et al., 2017). Both et al. (2013) constataram valores ainda mais elevados de CO em Jakarta (Indonésia), numa das cidades mais poluídas do Mundo. As concentrações de CO medidas em carros fixaram-se frequentemente na ordem dos 40 ppm. Na cidade de Atenas (Grécia), em 1998/99, as concentrações médias de CO verificadas em deslocações de 30 minutos em carros foram de  $21,4 \pm 4,0$  ppm. Os valores médios verificados nos autocarros foram inferiores ( $10,4 \pm 2,9$  ppm) aos dos carros privados, contudo, um valor máximo de 25,9 ppm foi atingido de manhã.

A exposição a CO tem impactos na saúde, provoca diferentes sintomas nos humanos e a inibição do transporte de oxigénio no sangue (Duci et al., 2003). O CO em excesso torna-se prejudicial para a saúde humana em consequência de, após ser absorvido pelos pulmões, formar na corrente sanguínea um composto em conjunto com a hemoglobina denominado carboxihemoglobina (COHb). A COHb reduz as deslocações de oxigénio para os tecidos corporais, o que comprova os perigos associados ao CO (Raub, 1999).

## **2.2 Legislação da Qualidade do Ar**

No início dos anos 70, em consequência de diversos acontecimentos de poluição atmosférica na Europa, a QA começou a ser uma prioridade (EEA, 2013). Atualmente, a União Europeia (UE) estabelece regulamentos rigorosos para a QA através da implementação de diretivas que, desde que entraram em vigor, melhoraram significativamente a QA e que visam controlar as emissões dos poluentes nos estados Membro da UE (Bagayev & Lochard, 2017). Em 1996, a UE implementou a Diretiva-Quadro da Qualidade do Ar (96/63/CE), a partir da qual sucederam várias diretivas filhas que impõem aos Estados Membro valores limite para os vários poluentes. A primeira diretiva filha (1999/30/CE) entrou em vigor em 1999 e estabeleceu valores limite para poluentes como o SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, chumbo e PM. As diretivas que se seguiram, 2000/69/CE, 2002/3/CE e 2004/107/CE incluíram os valores limite dos restantes poluentes. A Diretiva-Quadro da QA de 1996 teve como objetivo monitorizar e gerir as emissões dos estados membros, pelo que os mesmos têm a obrigação de elaborar planos detalhados para as zonas em que pelo menos um poluente exceda o valor limite estabelecido (Bagayev & Lochard, 2017).

Em Portugal, foi publicada a diretiva 2008/50/CE de 21 de maio que integrou a Diretiva-Quadro 96/63/CE e as diretivas-filhas 1999/30/CE, 2000/69/CE e 2002/3/CE. Porém, a diretiva publicada em 2008 foi transposta para Decreto-Lei nº 102/2010 de 23 de setembro, que adicionou a diretiva filha 2004/107/CE de 15 de dezembro. O Decreto-Lei nº 102/2010 tem como propósito estabelecer objetivos da QA seguindo as indicações da WHO (APA, 2021).

De acordo com o Decreto-Lei nº 102/2010, existem valores limite associados aos vários poluentes com datas limite bem definidas para o cumprimento de determinados objetivos associados a cada poluente (Decreto-Lei nº102/2010, 2010). Em relação a PM<sub>2.5</sub>, o Decreto-Lei estabeleceu um valor alvo a ser

cumprido a partir de 2010 ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e que em 2015 fez a transição para valor-limite de concentração de exposição ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Posto isto, os valores limite (para a proteção da saúde humana) das concentrações dos poluentes PM10, PM2.5, NO<sub>2</sub> e CO, segundo o Decreto-Lei nº102/2010, encontram-se descritos na Tabela 1.

*Tabela 1 - Valores limite para as concentrações dos poluentes PM (PM10 e PM2.5), NO<sub>2</sub> e CO segundo o Decreto-Lei nº102/2010 de 23 de setembro.*  
Fonte: Adaptado de Decreto-Lei nº102/2010

<b>Poluente</b>	<b>Período de referência</b>	<b>Valor limite</b>
<b>PM10</b>	1 dia	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a não exceder mais de 35 vezes por ano civil
	1 ano civil	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>PM2.5</b>	1 ano civil	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>NO<sub>2</sub></b>	Uma hora	0,11 ppm, a não exceder mais de 18 vezes por ano civil
	1 ano civil	0,02 ppm
<b>CO</b>	Máximo diário das médias de oito horas	8,73 ppm

Para além dos limites para os poluentes no ar ambiente, também o ar interior gera preocupação, pelo que a portaria nº 138-G/2021 de 1 de julho fixou limiares de proteção para PM (PM10 e PM2.5) e CO em ambientes interiores, para uma média de 8 horas e com uma margem de tolerância de 100% para PM em edifícios existentes e edifícios novos sem sistemas mecânicos de ventilação. Os valores dos limiares de proteção estão descritos na Tabela 2.

*Tabela 2 - Limiares de proteção para PM (PM10 e PM2.5) e CO em ambiente interior segundo a Portaria nº138-G/2021.*  
Fonte: Adaptado de Portaria nº138-G/2021

<b>Poluente</b>	<b>Limiar de proteção</b>
<b>PM10</b>	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>PM2.5</b>	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

<b>CO</b>	10 mg/m <sup>3</sup>
-----------	----------------------

Para o monóxido de carbono, caso se verifiquem concentrações superiores ao limiar de proteção legislado na tabela anterior, várias condições devem ser verificadas simultaneamente para que o CO permaneça na conformidade.

Por fim, na Tabela 3 estão apresentados os limites impostos pela WHO, atualizados em 2021, para os poluentes já mencionados na Tabela 1.

*Tabela 3 - Valores limite de concentrações para os poluentes PM (PM10 e PM2.5), NO<sub>2</sub> e CO segundo a WHO. Fonte: Adaptado de WHO (2021)*

<b>Poluente</b>	<b>Período de referência</b>	<b>Valor limite</b>
<b>PM10</b>	1 dia	45 µg/m <sup>3</sup> , a não exceder por 3-4 vezes por ano
	1 ano civil	15 µg/m <sup>3</sup>
<b>PM2.5</b>	1 dia	15 µg/m <sup>3</sup> , a não exceder por 3-4 vezes por ano
	1 ano civil	5 µg/m <sup>3</sup>
<b>NO<sub>2</sub></b>	1 dia	0,01 ppm, a não exceder por 3-4 vezes por ano
	1 ano	0,005 ppm
<b>CO</b>	1 hora	30,55 ppm
	8 horas	8,73 ppm
	1 dia	3,49 ppm, a não exceder por 3-4 vezes por ano

## **2.3 Efeitos na Saúde Humana**

A exposição a curto e longo prazo a poluentes atmosféricos causa efeitos na saúde que se relacionam com problemas respiratórios e cardiovasculares, porém existe um vasto leque de efeitos para além destes mais frequentes. Alterações crónicas nas funções fisiológicas e restrições do crescimento uterino derivado da exposição a longo prazo a poluentes, no segundo caso durante a gravidez, são dois exemplos de efeitos na saúde não muito abordados (WHO, 2006).

Os efeitos que os poluentes podem provocar num sujeito, estão por um lado, dependentes da suscetibilidade de cada um, que difere entre indivíduos consoante algumas características tais como o seu estado de saúde, idade, dieta e composição genética, padrões de atividade, entre outras. Alguns exemplos de grupos considerados suscetíveis são as crianças, com taxas de respiração mais elevadas do que um adulto pelo que inalam uma maior quantidade de poluentes atmosféricos por unidade de peso corporal, e pessoas com doenças cardíacas ou respiratórias (WHO, 2006).

O conceito da dose inalada de partículas e consequente deposição no HRT contribui, tal como a suscetibilidade de cada indivíduo, para diferentes efeitos na saúde, uma vez que as partículas (de diferentes granulometrias) se depositam em diferentes regiões do trato respiratório e consequentemente conduzem a efeitos distintos para a saúde humana. Os estudos da deposição de partículas nas diferentes regiões do HRT recorrem, frequentemente, a modelos de dosimetria e já demonstraram que as partículas mais grosseiras (PM10) têm uma maior tendência para se depositar na parte superior do trato respiratório (região extratorácica) (Chalvatzaki et al., 2020), enquanto que as partículas mais finas (PM2.5) têm uma capacidade elevada de alcançar as regiões mais profundas (Martins et al., 2015). A maior deposição das partículas nas regiões superiores do HRT permite que as mesmas sejam removidas mais facilmente, não alcançando os pulmões, região na qual a remoção das partículas é menos eficiente e a qual se considera uma região mais perigosa para o aparecimento e desenvolvimento de doenças (Williams et al., 2011).

As concentrações a que os indivíduos se encontram expostos têm uma grande influência na dose depositada, porém, o período de exposição também é determinante para o cálculo da dose depositada, uma afirmação considerada unânime nos estudos sobre esta matéria (Chalvatzaki et al., 2020; Martins et al., 2015). A dose depositada no HRT depende ainda de outros fatores, tais como taxa ou padrão de respiração e também de determinadas características do sujeito, já mencionadas anteriormente.

## **3. Exposição a poluentes em deslocações e Relação**

### **Interior/Exterior dos veículos**

A exposição a poluentes atmosféricos durante deslocações, quer seja de automóvel, autocarro, metro ou comboio, foi alvo de diversos estudos ao longo dos anos, em grande parte devido à contribuição que o tráfego representa nas emissões de poluentes para a atmosfera. O nível de exposição a poluentes é influenciado por diversos fatores. O meio de transporte é provavelmente o mais discutido, porém, existem outros, tais como tipo de combustível, de ventilação, a rota escolhida, etc. Asmi et al. (2009) estudaram, em Helsínquia (Finlândia), a exposição a partículas em autocarros e elétricos de



diferentes gerações e com níveis de emissões consequentemente distintos, e observaram as diferenças na exposição no compartimento do condutor e na cabine. Concluíram que a exposição dos condutores a poluentes é minimizada em transportes modernos com boas tecnologias de ventilação e um bom isolamento do compartimento do condutor. Heberle et al. (2019) estudaram igualmente a exposição dos condutores durante deslocações em autocarros, e verificaram uma maior exposição deste grupo de trabalhadores a poluentes comparativamente à exposição de trabalhadores num escritório de um edifício. Yu et al. (2012) estudaram a exposição em cinco modos de transporte distintos na cidade de Shanghai (China). O nível de exposição no autocarro foi o mais elevado entre os diferentes modos. A exposição no interior de autocarros aumentava significativamente quando as janelas eram abertas devido à elevada poluição do ambiente exterior, no entanto, a poluição provocada pelo próprio autocarro e o uso de vias de tráfego mais lentas (com maiores eventos de pára-arranca) também contribuíram para as elevadas concentrações. Estes estudos levados a cabo nos últimos anos permitem concluir que o nível de exposição a poluentes difere entre as várias cidades devido ao histórico de poluição associado e a características muito próprias de cada uma. Posto isto, quando se comparam níveis de exposição, o contexto em que cada estudo foi realizado é algo que deve ser considerado.

A relação entre as concentrações medidas no interior e no exterior do veículo, designada muitas vezes por razão IN/OUT, depende de vários fatores. As concentrações no interior dos autocarros, por exemplo, dependem do tipo de autocarro, da rota escolhida e do nível de trânsito verificado ao longo da mesma, assim como de fontes internas do próprio autocarro (fenómenos de autopoluição), provenientes do motor ou dos gases de escape (Molle et al., 2013). Estes últimos fenómenos de poluição de origem interna são muitas vezes responsáveis pelas maiores concentrações verificadas no interior de um espaço relativamente ao exterior (Abi-Esber & El-Fadel, 2013; Chalvatzaki et al., 2020). A razão IN/OUT de determinados poluentes como o CO é influenciada ainda por outros fatores, para além dos já mencionados, tais como a temperatura e RH, como demonstraram Abi-Esber & El-Fadel (2013). Neste estudo investigaram a influência da idade do veículo nos rácios IN/OUT, contudo, este fator não demonstrou ser a causa de grandes variações.

#### **4. Sensores móveis de baixo custo**

Ao longo dos anos, diversos estudos demonstraram a variação temporal e espacial da poluição atmosférica. A variação temporal nas concentrações de poluentes foi observada durante o dia, entre horas de ponta e horas fora de ponta (Nagendra et al., 2019) ou entre diferentes estações, denominadas de variações sazonais (Heberle et al., 2019). A variação espacial da poluição também é facilmente identificada comparando zonas da cidade com maior densidade de tráfego e zonas suburbanas, com tráfego reduzido (Asmi et al., 2009; Nagendra et al., 2019).

As estações de monitorização da qualidade do ar, existentes nas grandes cidades, têm infraestruturas próprias que elevam os seus custos, e dada a constante movimentação das pessoas e variação espacial dos poluentes, as estações estacionárias não têm capacidade de alcance para identificar hotspots de poluição nem permitem ter um conhecimento amplo sobre a exposição individual de cada indivíduo numa área específica da cidade. Tendo em conta as limitações na avaliação da qualidade do

ar existentes ainda em algumas cidades, e em consequência também do crescimento de redes wireless e dos serviços web nos últimos anos e que permitem obter informações em tempo real, surgiram sensores de tamanho reduzido, e de baixo custo, que possibilitam a medição de poluentes com elevada resolução temporal e espacial. As tecnologias disponíveis atualmente viabilizam os sensores de baixo custo e perspetivam os mesmos como uma alternativa do presente e para o futuro (Snyder et al., 2013). A sua implementação em massa nos transportes públicos nas cidades permite obter e disponibilizar mais dados da qualidade do ar à população, ampliando a quantidade de informação disponível na Internet.

Os estudos recentes demonstram resultados satisfatórios à implementação dos sensores nos transportes públicos, apesar de serem necessários mais testes e mais desenvolvimentos para estes se afirmarem definitivamente (Nagendra et al., 2019). Há alguns anos atrás, a fiabilidade dos sensores a longo prazo ainda era questionada uma vez que os sensores não eram sujeitos a diferentes condições climáticas de maneira a comprovar a sua qualidade e precisão, pelo que quando eram colocados em condições reais demonstravam algumas falhas (Snyder et al., 2013). Apesar dos desafios encontrados à data da publicação do artigo de Snyder et al. (2013), o futuro dos sensores de baixo custo vislumbrava-se promissor, algo que os estudos recentes têm vindo a demonstrar.

O desenvolvimento e implementação deste tipo de sensores progrediu e cada vez mais são publicados artigos sobre estes dispositivos. Nagendra et al. (2019) usaram um conjunto de sensores que monitorizou a qualidade do ar numa cidade da Índia, medindo a exposição a poluentes (CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e PM) no percurso pedestre e de autocarro. Os sensores usados para cada um dos poluentes demonstraram boa precisão e a exposição pessoal durante as diferentes rotas de autocarro foram eficazmente capturadas pelos sensores, tendo sido possível aceder, por exemplo, às horas do dia em que as concentrações de um determinado poluente foram elevadas. Porém, como já tinha sido documentado por Snyder et al. (2013), as condições ambientais demonstraram ser também um elemento prejudicial para as medições, uma vez que os sensores são sensíveis às variações de temperatura e RH. Na Europa, mais concretamente na Suécia, Kaivonen & Ngai (2020) recorreu igualmente a sensores wireless para monitorizar poluentes em autocarros da cidade. Um dos objetivos do seu trabalho, e que se assemelha aos sensores do projeto ExpoLIS estudados nesta dissertação, foi avaliar a capacidade e precisão dos sensores móveis e comparar os seus resultados com dados dos sensores estacionários. Os valores divulgados pelos sensores podem também ser comparados em alguns casos com valores estabelecidos por organizações ambientais internacionais como a WHO (Fuentes et al., 2016). No estudo de Kaivonen & Ngai (2020) as condições meteorológicas foram novamente um desafio, pelo que os sensores instalados foram cobertos por uma proteção que impedia a neve e chuva de danificar os sensores. No geral, o estudo obteve resultados satisfatórios, apesar de terem encontrado alguns obstáculos, como, por exemplo, o baixo desempenho do sensor de NO<sub>2</sub>. O sensor apresentava o valor zero se a concentração do gás fosse muito baixa, pelo que o sensor demonstrou não ser suficientemente sensível para realizar a operação, acabando por dar 99% dos resultados como valor zero. Também o sensor do CO apresentou erros e a causa pode ter sido um sistema de arrefecimento de um conjunto de ultracapacitores (tipo de armazenamento de energia) que

ficava situado perto do sensor. Estas falhas e desafios encontrados nos estudos publicados recentemente fazem prever que muitos desenvolvimentos e ajustes têm que ser executados no futuro.

Os sensores móveis de poluentes atmosféricos têm a capacidade de medir as concentrações de gases ou partículas. Os sensores de gases dividem-se em dois grupos, aqueles em que decorrem interações entre material de deteção, célula eletroquímica ou semicondutor de óxido de metal (Nagendra et al., 2019), e a componente da fase gasosa (NO<sub>2</sub> ou CO por exemplo), e aqueles que realizam medições da absorção da luz no comprimento de onda do visível ou do infravermelho, ou por quimioluminescência (Snyder et al., 2013). No caso dos sensores que medem concentrações mássicas de partículas, as medições ocorrem de modo direto por alterações na frequência de um elemento do sensor oscilante ou indiretamente por dispersão da luz, em que a luz difusa se relaciona com a concentração mássica de matéria particulada através de uma constante de proporcionalidade (Snyder et al., 2013).

Os sensores devem ser portadores de determinadas características em termos de estrutura. Devem ter um tamanho e massa reduzidos, facilitando assim a sua implementação nos transportes e o processo de manutenção quando for necessário (o código de sensor deve ser fiável para que não necessite de manutenções e ajustes recorrentes). Como já foi dito anteriormente, os sensores devem incluir também uma cobertura de proteção das condições meteorológicas adversas, que conseqüentemente é também uma forma de prolongar a vida útil do sensor e evitar falhas técnicas. A cobertura deve ser devidamente cuidada e submetida a testagem de forma a que o sinal que transmite os dados dos sensores para uma nuvem não seja bloqueado durante as medições (Kaivonen & Ngai, 2020).

## **4.1 Tecnologia dos sistemas de sensores**

No que diz respeito à composição e tecnologias presentes nos sistemas de sensores, estes possuem determinados elementos básicos, tais como: um elemento que dá resposta às espécies de interesse e que varia com a massa do poluente num volume de amostra de ar; o transdutor que converte as respostas aos sinais elétricos; capacidade de armazenamento de dados; e a fonte de energia como, por exemplo, uma bateria (Snyder et al., 2013). Para além destes componentes básicos, é usual os sensores atuais conterem um microcontrolador que realiza a leitura dos dados, filtrando e enviando os mesmos para a base de dados, uma rede GPRS e uma unidade GPS (Nagendra et al., 2019).

Os sensores usados recentemente aplicam recorrentemente o conceito da Internet das Coisas em que o objeto físico interliga-se com eletrónica, software, sensores e ligações sem fios de maneira a monitorizar grandes quantidades de dados em tempo real (Fuentes et al., 2016). Os sensores, de uma forma geral, recolhem as medições dos diferentes poluentes, os dados recolhidos pelos sensores são enviados para um serviço de nuvem via wireless onde são processados e armazenados com o nome do sensor responsável pelas medições, a duração das mesmas e o registo de todas as medições realizadas (Kaivonen & Ngai, 2020). Os dados são transmitidos em tempo real para uma aplicação na qual a população consegue ter acesso a mapas com os registos de medições de poluentes ao longo das movimentações dos autocarros e das rotas que estes realizam.

## 4.2 Rede de Sensores do projeto ExpoLIS

Após a revisão de alguns sistemas de sensores já desenvolvidos e das tecnologias aplicadas pelos mesmos, é importante descrever a rede de sensores que foi utilizada nesta dissertação. Os sensores do presente estudo são um protótipo do sistema ExpoLIS, um sistema que visa ser implementado no futuro em autocarros na cidade de Lisboa, permitindo avaliar em tempo real a exposição das pessoas aos poluentes atmosféricos e disponibilizando mapas *online* com as concentrações dos poluentes nos vários locais da cidade, para que a população consiga optar por realizar rotas mais saudáveis. Tal como ilustra a Figura 2, o sistema ExpoLIS pode ser dividido em três etapas (Santana et al., 2021):

- 1ª camada (camada inferior): inclui os sensores que são distribuídos pelos veículos e que recolhem as informações do ambiente, comunicando posteriormente esses dados ao servidor ExpoLIS através de um canal wireless pela Internet;

- 2ª camada (camada intermédia): composta pelo servidor ExpoLIS que visa obter e armazenar os dados dos sensores, com o intuito de no futuro providenciar os mesmos aos cidadãos. O servidor coordena igualmente todos os sensores, assegurando a robustez do sistema;

- 3ª camada (camada superior): nesta camada estão inseridos os utilizadores do ExpoLIS, que terão acesso através de mapas de alta resolução temporal e espacial (disponíveis na internet) aos dados da QA armazenados na base de dados do servidor. Desta forma, é possível aos utilizadores planear rotas dentro da região que foi monitorizada de maneira a reduzir a sua exposição à poluição atmosférica.

A rede de sensores do sistema apresenta vários componentes: um microcontrolador (atua como o cérebro do sensor, faz a leitura do mesmo, filtra os dados que obtém e envia os mesmos para a nuvem através do módulo de transmissão de dados), uma unidade GPS (localiza o nó do sensor), um módulo de comunicações Wi-Fi e/ou rede GSM/GPRS, uma fonte de energia (sistema elétrico do local onde está inserido) e sensores de CO, NO<sub>2</sub> e PM. Para além de medir a concentração de vários poluentes, os nós de sensores associam os mesmos a uma marca temporal e de posição estimada com uma unidade de GPS. Cada nó de sensores é inserido numa caixa de forma a estar protegido de possíveis impactes externos.

Os sensores de partículas e gases presentes no protótipo necessitam de ser calibrados periodicamente, de maneira a manter uma elevada precisão na medição. Na calibração recorre-se a equipamentos de referência pessoais e facilmente transportáveis, no caso das medições decorridas em laboratório ou em movimento, enquanto que nas medições estáticas realizadas em estações de monitorização, a referência inclui não só os equipamentos mencionados anteriormente, como também os analisadores da própria estação de monitorização (equipamentos previamente calibrados) e um equipamento gravimétrico.

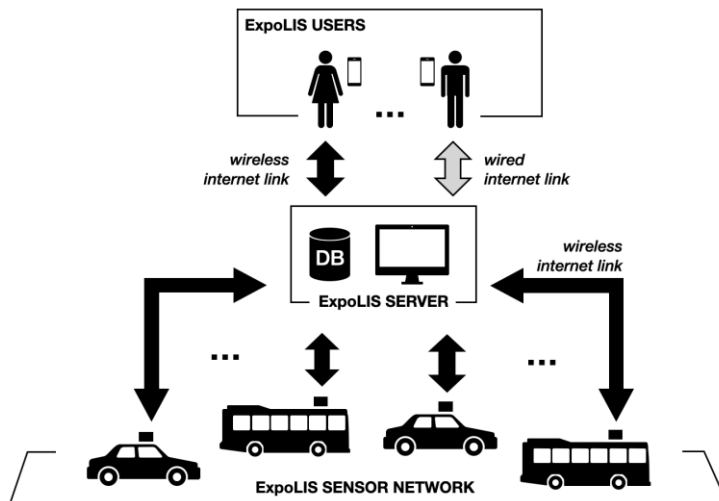


Figura 2 - Método ExpoLIS em três camadas. As setas pretas e cinzentas correspondem a ligações Internet sem fios e com fios, respetivamente. Os nós dos sensores são representados como pequenos retângulos pretos colocados na parte superior de cada veículo.  
 Fonte: Santana et al. (2021)

### **III. Método**

No capítulo III é descrita a área de estudo, as diferentes condições dos testes de validação da qualidade dos sensores do sistema ExpoLIS, assim como os materiais utilizados. De seguida, é descrita a fase final de implementação do sistema em autocarros e dos vários percursos realizados. Por fim, são detalhados alguns tipos de correções aos dados, aplicados na fase de testes dos sensores.

#### **1. Caracterização geográfica da área de estudo**

As medições dividiram-se em duas fases: uma primeira fase de testes ao protótipo, composta por três tipos de testes distintos, entre eles testes laboratoriais, em estações de monitorização da qualidade do ar e em movimento. Finalizada a fase de testes, a segunda fase consistiu em várias medições em deslocações de autocarro, realizadas com o protótipo do sistema ExpoLIS já replicado (composto por duas caixas de sensores). A localização das medições realizadas encontra-se descrita já de seguida, enquanto que uma descrição mais pormenorizada de cada uma pode ser encontrada no subcapítulo 3.

Os testes laboratoriais, decorridos num ambiente fechado e controlado, realizaram-se numa primeira fase, numa sala do Campus Tecnológico e Nuclear (CTN). O CTN é um dos pólos do Instituto Superior Técnico, situa-se na freguesia da Bobadela, concelho de Loures. Na segunda fase as medições desenrolaram-se numa garagem privada de uma vivenda, situada em Elvas, distrito de Portalegre.

Como se encontra representado na Figura 3, os testes no exterior (de modo estático) decorreram em dois locais distintos do município de Lisboa, nomeadamente na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (estação urbana de fundo), que se encontra situada na freguesia dos Olivais, e na estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (estação urbana de tráfego), situada na freguesia de Alvalade. Ambas as estações estão localizadas em zonas urbanas, com a estação de Entrecampos a ser sujeita habitualmente a um tráfego rodoviário mais intenso por se encontrar junto à praça de Entrecampos, local onde se cruzam três grandes avenidas, Avenida da República, Avenida dos Estados Unidos da América e Avenida das Forças Armadas. Já a estação dos Olivais, instalada no interior de uma escola secundária e ao lado de uma escola básica e um jardim de infância, assiste no período escolar a momentos de grande afluência de veículos na rua adjacente. Os equipamentos que serviram de base à realização do trabalho foram instalados nestes locais e permaneceram lado a lado com os equipamentos de monitorização da qualidade do ar que fazem parte das estações.

O teste em movimento num automóvel, também representado na Figura 3, foi conduzido igualmente na área metropolitana de Lisboa (AML), contudo, o mesmo teve início e término no CTN. O automóvel passou por três estações de monitorização durante o percurso, assim como em zonas muito movimentadas da cidade de Lisboa.

As medições finais envolveram vários percursos realizados em autocarros da CARRIS (Companhia Carris de Ferro de Lisboa), na cidade de Lisboa.

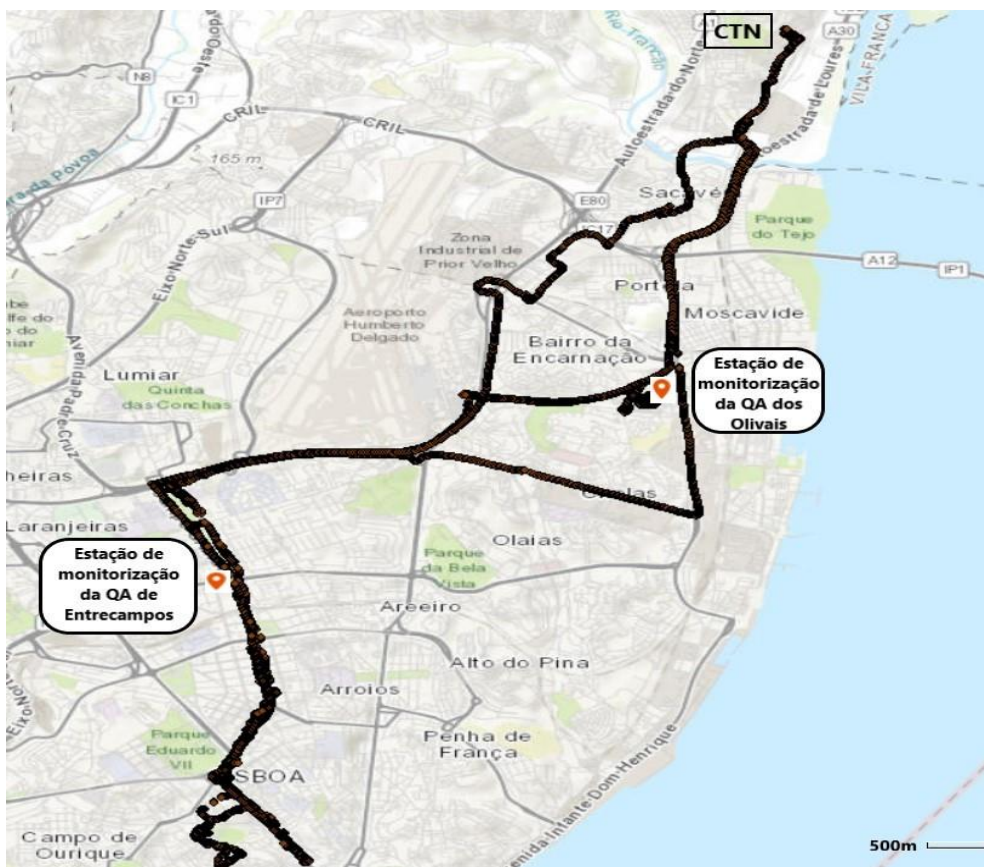


Figura 3 – Mapa do percurso de automóvel realizado no teste em movimento e localização dos dois locais de medições em estações de monitorização da qualidade do ar.

## 2. Técnicas de medição, monitorização e amostragem

No presente capítulo são descritos os equipamentos utilizados ao longo das várias etapas de testagem dos sensores, nomeadamente em termos de especificações técnicas, dimensões, intervalos de temperatura e RH de atuação, entre outras características. A recolha de dados para o trabalho iniciou no dia 25 de maio e foi dada como finalizada no dia 5 de novembro de 2021.

### 2.1 Equipamentos utilizados

#### 2.1.1 Protótipo do sistema ExpoLIS

O protótipo da caixa de sensores ExpoLIS (Figura 4) foi aperfeiçoado e sujeito a alterações antes e no decorrer dos testes de validação do presente trabalho, de forma a alcançar um produto final capaz de ser uma alternativa ou complemento aos métodos de referência de monitorização da QA já existentes na cidade de Lisboa. No que diz respeito às características físicas do modelo, o mesmo apresenta dimensões de 20,6 cm, 17,5 cm e 9 cm de altura, largura e profundidade, respetivamente. Apesar da sua dimensão reduzida, a caixa inclui vários equipamentos de controlo da QA, nomeadamente dois sensores de partículas, um da marca Alphasense (sensor OPC-N3) e outro sensor da marca Honeywell (sensor HPMA 115CO-004), destinados a medir PM1, PM2.5 e PM10, e dois sensores de gases da marca Alphasense, destinados à medição de NO<sub>2</sub> (sensor NO<sub>2</sub>-B43F) e CO (sensor CO-B4). O sistema

ExpoLIS incorpora ainda um sistema de sucção do ar, a eletrónica necessária ao funcionamento do equipamento e um GPS. Na Figura 4 encontra-se representado o sistema ExpoLIS, tal como foi usado nas últimas medições decorridas em autocarros. O sistema final inclui duas caixas de sensores (destinadas a realizar medições no interior e exterior do autocarro), duas bombas SKC Leland Legacy (uma para cada caixa), e uma bateria de chumbo (12 Volts) que permitiu fornecer energia aos sensores no autocarro. Como o sistema de sucção de ar presente na caixa de sensores não era suficiente para forçar uma entrada de ar constante na caixa, a bomba SKC Legacy foi incorporada no sistema e vários caudais de ar foram testados. Contudo, no futuro, estas bombas não farão parte deste sistema, dado que os sensores serão implementados em autocarros, e por isso, serão substituídas por ventiladores de menor dimensão (com o caudal já otimizado) que, por sua vez, serão integrados nas caixas dos sensores.



*Figura 4 - Sistema ExpoLIS com duas bombas SKC Leland Legacy. A bateria de chumbo (no meio) fornece energia às duas caixas.*

### **2.1.1.1 Sensores de partículas**

Os sensores de partículas presentes no protótipo diferem entre si em termos de tamanho, especificações técnicas, precisão e preço. O propósito deste tipo de sensores é o de contabilizar e dimensionar as partículas existentes na atmosfera. De forma a analisar as diferenças entre os dois sensores, de seguida são descritas algumas características físicas, técnicas e elétricas de ambos e as suas diferenças visuais podem ser igualmente contempladas na Figura 5 (Alphasense OPC-N3) e 6 (Honeywell HPMa).

O sensor denominado OPC-N3, da marca Alphasense, ilustrado na Figura 5, é o sensor mais dispendioso (custo aproximado de 415€) e de maiores dimensões (75 x 63.5 x 60 mm) quando comparado com o sensor HPMa. O OPC é um contador ótico de partículas, desenvolvido pela marca Alphasense, muito usado neste tipo de estudos em ambientes urbanos. Para contabilizar as partículas é usado o princípio da dispersão da luz, que recorre a um laser que ilumina as partículas quando estas chegam à câmara de deteção. A luz refletida pelas partículas que atravessam o laser é detetada e



convertida em sinais elétricos por um fotodetector. A intensidade dos impulsos elétricos é proporcional ao tamanho das partículas, e o sensor classifica as partículas em 24 gamas de tamanho dentro da gama de detecção (0,35-40  $\mu\text{m}$ ). Assumindo a densidade de 1,65 e índice de refração de 1,5, a concentração mássica de PM em cada gama de tamanho é calculada. Sendo uma versão melhorada do OPC-N2, o OPC-N3 fornece dados de PM1, PM2.5 e PM10 e detém a capacidade de detetar concentrações de 0-2000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Alphasense, 2017c). A ficha técnica disponibilizada pela Alphasense especifica ainda que o sensor deve atuar num intervalo entre -10°C e 50°C de temperatura e entre 0 a 95% de RH, e tem um tempo de resolução de 1 segundo.



*Figura 5 - Sensor de partículas OPC-N3 (Alphasense).  
Fonte: Adaptado de Alphasense (2017c)*

O sensor HPMA, do fabricante Honeywell, deteta apenas concentrações de 0-1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , tem um custo (aproximadamente 50€) e dimensões (44 x 36 x 12 mm) bastante inferiores ao sensor OPC-N3, um tempo de vida de operação de dez anos e realiza medições de PM1, PM2.5, PM4 e PM10 (Honeywell, 2021). Quanto ao nível de exatidão, no intervalo de 0-100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , o sensor pode medir PM2.5 e PM10 com um desvio de  $\pm 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $\pm 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  relativamente ao valor real. No intervalo de 100-1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , o sensor pode medir PM2.5 e PM10 com um desvio de 15% e 25% relativamente ao valor real. Este tipo de sensor tem igualmente como base a medição das partículas através da dispersão da luz, contudo, apenas na fração de partículas PM2.5, já que as concentrações de PM10 são estimadas a partir de PM2.5. Segundo as indicações disponibilizadas pelo fabricante, o sensor deve operar com temperaturas entre -20°C e 70°C. Em termos de condições de RH a que o sensor pode estar exposto, o intervalo de valores é igual ao recomendado para o OPC-N3.



*Figura 6 - Sensor de partículas HPMA 115CO-004 (Honeywell).*

### 2.1.1.2 Sensores de gases

No que concerne a leituras dos gases, o sistema inclui dois sensores, destinados a monitorizar NO<sub>2</sub> e CO, cujas referências são Alphasense NO<sub>2</sub>-B43F e Alphasense CO-B4, respetivamente. O sensor NO<sub>2</sub>-B43F pode operar entre -30°C e 40°C de temperatura e entre 15% e 85% de RH (Alphasense, 2017b), enquanto que o sensor CO-B4 pode operar entre -30°C e 50°C de temperatura e entre 15% e 90% de RH (Alphasense, 2017a).

Ambos os sensores são de natureza eletroquímica, funcionam segundo a tecnologia de células de combustível e são portadores de quatro elétrodos (elétrodo de trabalho, de referência, auxiliar e contra elétrodo). Este tipo de sensores gera corrente elétrica, mais precisamente duas leituras de voltagem, uma leitura correspondente à voltagem gerada pelo elétrodo de trabalho e uma segunda leitura do elétrodo auxiliar (Liu et al., 2020). A corrente gerada pela diferença ( $V_{diff}$ ) verificada entre as voltagens de elétrodo de trabalho ( $V_{ET}$ ) e elétrodo auxiliar ( $V_{EA}$ ) é diretamente proporcional à concentração do gás alvo num ambiente estável (Wei et al., 2018). Desta forma, o uso deste tipo de sensores torna-se vantajoso quando comparados com outros uma vez que é possível obter as concentrações dos gases (em partes por milhão) a partir dos impulsos elétricos gerados (em Volts).

Os quatro elétrodos presentes no sensor eletroquímico diferem no que diz respeito à sua principal função. O elétrodo de trabalho é o elétrodo gerador de corrente elétrica e que é exposto ao gás alvo, enquanto que o elétrodo auxiliar (consiste fundamentalmente num segundo elétrodo de trabalho) não se encontra exposto ao gás que se está a medir (Baron & Saffell, 2017). O elétrodo de referência serve de suporte e orientação ao sensor, permitindo que o elétrodo de trabalho funcione dentro de um intervalo de valores razoável e que este assegure uma linearidade e sensibilidade constante ao sensor. O contra elétrodo tem como propósito equilibrar a reação do elétrodo de trabalho, gerando a corrente que é proporcional ao gás alvo (Wei et al., 2018).

As características e especificações, mais relevantes para o estudo, de ambos os sensores estão resumidos na Tabela 4.

*Tabela 4 - Características e especificações técnicas dos sensores NO<sub>2</sub>-B43F e CO-B4.*

Fonte: Adaptado de Alphasense (2017a, 2017b)

Gás-alvo	Sensor (marca Alphasense)	Sensibilidade (nA/ppm a 2ppm de gás-alvo)	Tempo de resposta ( $t_{90}$ de 0 a 2ppm NO <sub>2</sub> /10ppm CO)	Zero de tensão (nA em ar zero a 20°C)	Limite máximo de desempenho (ppm)
NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub> -B43F	-200 a -650	<80	-80 a +80	20
CO	CO-B4	420 a 650	<30	+30 a -250	1000

### 2.1.1.3 Bomba SKC Leland Legacy

A bomba de amostragem de ar SKC Leland Legacy, representada na Figura 7, trabalha com um caudal de 5 a 15 L/min e foi utilizada como parte integrante do sistema ExpoLIS. A bomba é responsável pela sucção do ar e foi conectada à caixa dos sensores através de um tubo, sendo o caudal desejado para cada teste imposto pelo utilizador. A bomba foi utilizada no processo dado que a caixa necessitou de um fluxo constante de ar, contudo, tal como foi mencionado anteriormente, este é um equipamento que no futuro será substituído por um motor a ser instalado em cada caixa, permitindo que esta funcione autonomamente.



*Figura 7 - Bomba SKC Leland Legacy*

### 2.1.2 Leckel MVS6

O amostrador de partículas denominado Leckel MVS6, representado na Figura 8, foi utilizado no período de medições decorrido na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais, realizando-se a recolha de partículas com o referido equipamento durante 8 dias. O Leckel MVS6 mede PM<sub>10</sub> de acordo com as normas EN 12341 e PM<sub>2.5</sub> de acordo com EN 14907 (Leckel, 2021). Este equipamento foi equipado com uma cabeça de pré-separação concebida e desenvolvida pelo grupo de investigação “Environmental Radioactivity Laboratory and Aerosol Group” do Institute of Nuclear & Radiological Sciences and Technology, Energy & Safety (NCSR DEMOKRITOS), para a recolha simultânea de PM<sub>2.5-10</sub> e PM<sub>2.5</sub>, com um caudal constante de 2,3 m<sup>3</sup>/h. Na recolha das amostras PM<sub>2.5-10</sub> foram usados filtros Nuclepore (Whatman), com 25 mm de diâmetro e poros de 0,4 µm, enquanto que as amostras de PM<sub>2.5</sub> foram recolhidas em filtros de membrana de Politetrafluoroetileno (PTFE) (Whatman), com 47 mm de diâmetro e poros de 2 µm. Estes filtros foram trocados diariamente e procedeu-se à análise gravimétrica que permite determinar as concentrações mássicas das partículas. Primeiramente, e antes da pesagem dos filtros, estes foram acondicionados durante pelo menos 24 horas, a uma temperatura e RH constantes (20°C e 50%, respetivamente). De seguida, os filtros foram

pesados numa microbalança Sartorius R160P (Greifensee). A concentração mássica de PM foi determinada dividindo a massa de partículas retidas no filtro pelo volume de ar filtrado.

Os resultados gravimétricos obtidos com o Leckel MVS6 foram utilizados como referência para calibrar um outro equipamento usado no processo, o DustTrak 8533, descrito de seguida.



Figura 8 - Leckel MVS6.  
Fonte: Leckel (2021)

### 2.1.3 DustTrak 8533

O equipamento DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533 (marca TSI) (Figura 9) é um fotómetro laser de dispersão de luz que mede a fração em massa e tamanho das partículas em tempo real (TSI, 2021a). Utilizou-se o equipamento referido uma vez que é adequado tanto para ambientes interiores como exteriores, permitindo medir concentrações de frações de massa por tamanho, PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub>, respirável, PM<sub>10</sub> e PM<sub>total</sub>. De modo a ser possível analisar os dados medidos, os mesmos foram transferidos do DustTrak para um computador através de um *software* denominado TrakPro Version 4.7.2.1. Uma vez que este equipamento não é considerado equipamento de referência, o mesmo funcionou em paralelo com o Leckel MVS6, no período de medições na estação de qualidade do ar dos Olivais, entre o dia 25 de maio e 8 de junho de 2021, obtendo-se uma reta de calibração (Figura 10) que permitiu corrigir as concentrações mássicas de partículas registadas pelo DustTrak em todas as etapas do trabalho.



Figura 9 - DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533.  
Fonte: TSI (2021a)

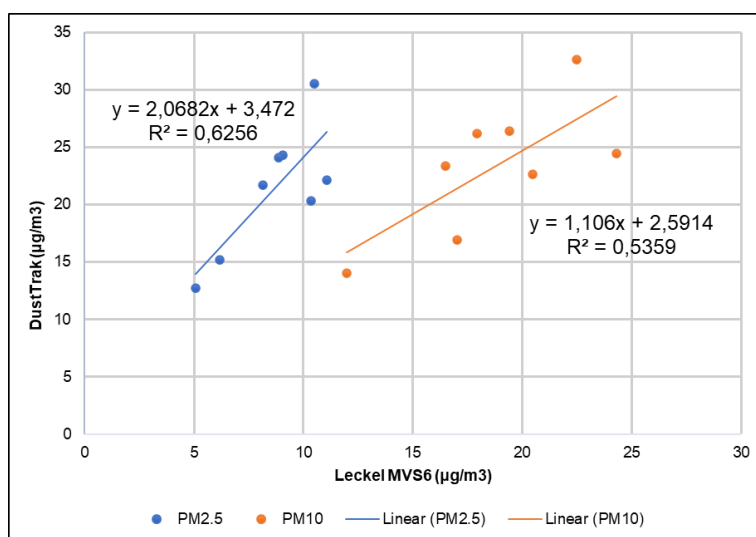


Figura 10 - Teste Olivais - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak e do equipamento de referência Leckel MVS6 (Método gravimétrico).

#### 2.1.4 Analisadores das estações de Monitorização da Qualidade do Ar

Os analisadores instalados nas estações de Monitorização da Qualidade do Ar da CCDR-LVT, representados na Figura 11, serviram como referência durante o período de medições em duas das estações (Olivais e Entrecampos) pertencentes à Rede de Monitorização. Os equipamentos presentes nas estações são previamente calibrados e cumprem todos os requisitos legais.

Os equipamentos da estação amostram o ar exterior, produzindo, por sua vez, e com base nas propriedades óticas ou físicas dos poluentes, uma leitura imediata do valor de concentração de cada um. Os dados registados nos analisadores são enviados através de GPRS para um servidor da CCDR-LVT que centraliza toda a informação recolhida, sendo posteriormente submetidos a um processo de validação. Os dados das concentrações médias horárias e de um índice de qualidade do ar para as diferentes zonas encontra-se disponibilizado na página da QualAR (APA, 2021; CCDR-LVT, 2017).



Figura 11 - Exemplo de analisadores de uma Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Lisboa e Vale do Tejo.  
Fonte: Câmara Municipal da Amadora (2021)

### 2.1.5 IAQ-Calc 7545

O medidor de concentrações de CO, temperatura e RH, denominado IAQ-Calc Indoor Air Quality Meter 7545 (TSI, 2021b), serviu de referência para corrigir os dados do sensor CO-B4 presente no protótipo, tanto nos testes realizados em ambiente interior, assim como no teste em movimento. O equipamento IAQ-Calc 7545 contém um sensor eletroquímico que mede CO num intervalo de 0 a 500 ppm e com um tempo de resposta de <60 segundos. Os dados registados no equipamento foram extraídos para um computador através do *software* LogDat2.

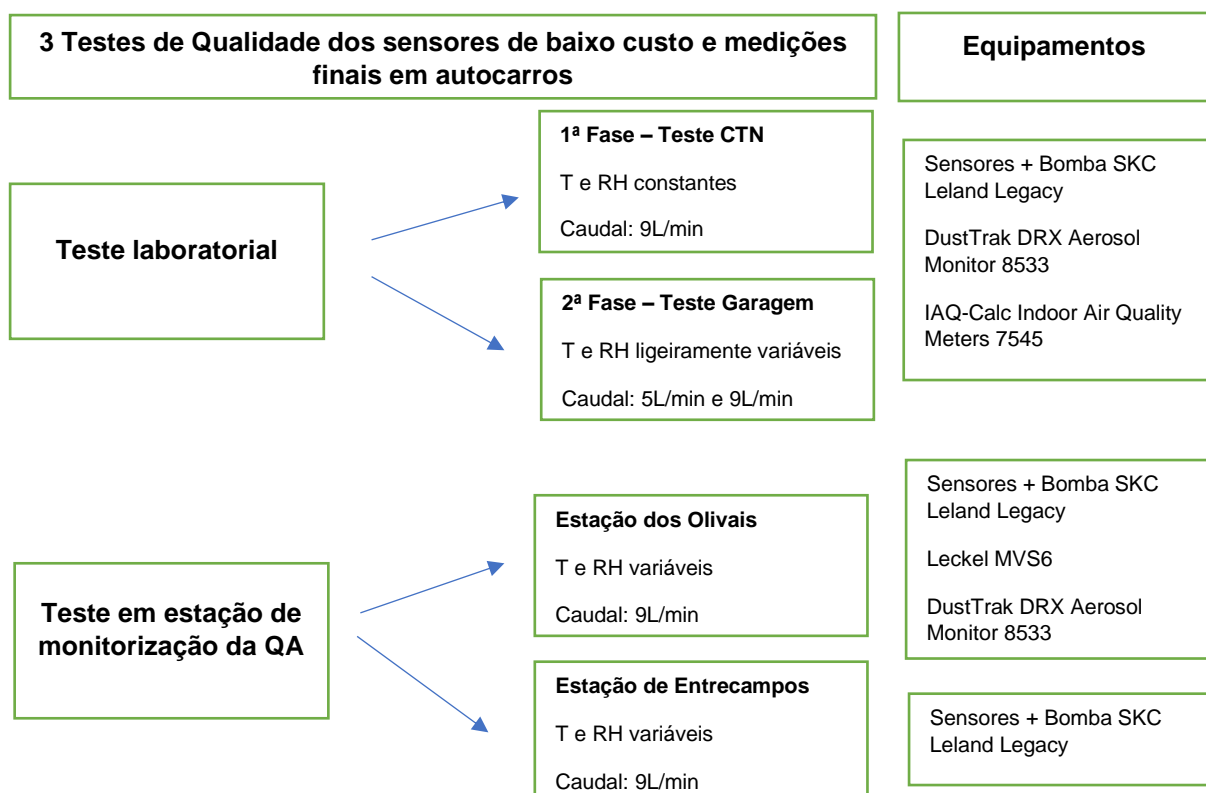


Figura 12 - IAQ-Calc Indoor Air Quality Meters 7545.

### 3. Verificação da qualidade e exatidão dos sensores

No presente capítulo são descritos detalhadamente os três tipos de testes realizados no decorrer do trabalho. Estes testes partiram de um propósito de avaliar a exatidão e robustez dos dados fornecidos pelos sensores de partículas e gases. Para esse efeito, as concentrações de poluentes provenientes dos sensores foram comparadas com os dados provenientes de vários equipamentos de referência, entre eles o Leckel MVS6 (usando o método gravimétrico para obter as concentrações de PM), assim como os dados provenientes das estações de monitorização mencionadas anteriormente. Tal como foi mencionado anteriormente, os dados obtidos pelo equipamento DustTrak foram sujeitos, em todos os momentos, a calibrações recorrendo à reta que relaciona as concentrações de PM obtidas pelo DustTrak com as do método gravimétrico. Posto isto, considera-se o equipamento DustTrak um equipamento de referência uma vez que os seus dados são previamente calibrados antes de qualquer comparação com os sensores em estudo. Para estas comparações foram usadas médias das concentrações dos vários poluentes, nomeadamente de 1, 5, 30, 60 minutos ou até médias de 1 dia aproximadamente (no caso do Leckel MVS6). Os dois sensores de partículas foram comparados igualmente entre si de modo a avaliar qual deles apresenta o melhor desempenho.

Na Figura 13 encontra-se resumido, através de uma representação esquemática, todos os testes de qualidade dos sensores realizados ao longo do trabalho, assim como as medições finais em autocarros. A partir do esquema mencionado, é possível ter a informação dos equipamentos utilizados e caudais aplicados em cada etapa, assim como condições de temperatura e RH.



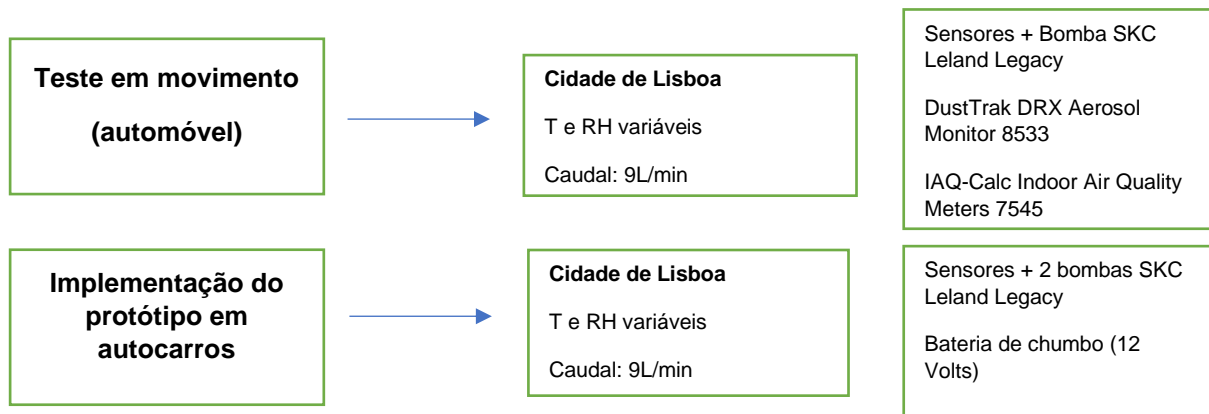


Figura 13 - Representação esquemática e caracterização dos vários testes de qualidade e medições finais realizados aos sensores do protótipo ExpoLIS.

## 3.1 Caracterização dos testes de qualidade

### 3.1.1 Teste laboratorial

Os testes laboratoriais permitiram testar os sensores de uma forma controlada, numa primeira fase com temperatura e RH constantes, ou seja, sem fatores externos a influenciar a medição dos sensores. Este processo demonstra ser fundamental, já que a obtenção de resultados viáveis num ambiente fechado e controlado, permite avançar para uma etapa seguinte que consiste em colocar os sensores no ambiente exterior e sujeitá-los a condições de temperatura e RH variáveis e que usualmente afetam a sensibilidade dos sensores. As medições em laboratório dividiram-se assim em dois locais. Um dos testes decorreu numa sala fechada do CTN (Figura 14), entre os dias 19 de julho (19:00) e 21 de julho (10:05). Os equipamentos utilizados neste teste foram: bomba de sucção de ar ligada à caixa de sensores (a operar a um caudal de 9 L/min) e equipamentos de medição da QA DustTrak 8533 e IAQ-Calc 7545. Foi aceso um pau de incenso uma vez por dia (permanecendo aceso no máximo entre 3 a 4 horas), simulando um cenário de poluição no interior da sala. O processo de queima de incenso origina matéria particulada fina e ultrafina, poluentes gasosos, entre outros (Tran et al., 2021).

- O segundo teste, realizado numa garagem particular (Figura 15), entre os dias 9 e 13 de agosto, foi dividido nas seguintes fases:

- 9 de agosto (20:00) até 10 de agosto (10:15), com a Bomba SKC Leland Legacy a operar a 9L/min. O motor do automóvel foi colocado a trabalhar às 20:04:07 e foi desligado às 20:05:31.

- 12 de agosto (20:00) até 13 de agosto (10:00), com a Bomba SKC Leland Legacy a operar a 5L/min. O motor do automóvel foi colocado a trabalhar às 20:58:46 e foi desligado às 21:00:29.

Nas duas experiências de testagem na garagem um automóvel com motor a diesel foi colocado a trabalhar durante 1 minuto e 30 segundos aproximadamente. De seguida, o motor foi desligado e a porta da garagem permaneceu fechada até à manhã do dia seguinte. Foram testados dois caudais de forma a confirmar o melhor caudal com que os sensores devem operar. O teste contou com a presença da bomba de sucção de ar ligada à caixa de sensores, do DustTrak 8533 e do IAQ-Calc 7545. É



importante frisar que, tanto no primeiro como no segundo teste, as admissões de ar do DustTrak e do tubo dos sensores foram colocadas sensivelmente à mesma altura, tal como se observa nas Figuras 14 e 15.



*Figura 14 - Disposição dos equipamentos utilizados no teste laboratorial realizado na sala do CTN.*



*Figura 15 - Disposição dos equipamentos utilizados no teste laboratorial realizado na garagem.*

### **3.1.2 Teste em estação de monitorização da Qualidade do Ar**

O primeiro teste realizou-se entre os dias 25 de maio (17:20) e 8 de junho de 2021 (10:55) na estação de monitorização da QA dos Olivais. A experiência foi levada a cabo com o protótipo do sistema ExpoLIS, a bomba de amostragem de ar conectada ao mesmo (a operar a um caudal de 9 L/min), o Leckel MVS6, o DustTrak 8533, e os analisadores da própria estação de monitorização da QA dos Olivais. O segundo teste realizado na mesma estação decorreu entre os dias 28 de junho (11:40) e 7

de julho (08:40), porém, nestas medições apenas esteve presente o protótipo ExpoLIS conectado à bomba SKC Leland Legacy. A demonstração de um dos testes realizados na estação de monitorização da QA dos Olivais pode ser observada na Figura 16. Com o intuito de analisar o comportamento dos sensores num ambiente exterior com concentrações mais elevadas, foi realizado um teste estático na estação de Entrecampos, como se pode observar na Figura 17. Este último aconteceu entre dia 27 de julho (10:00) e 5 de agosto (16:00).

Em todos os testes mencionados anteriormente foi usado o *software* Sensor Node Manager, através de uma rede de Internet própria do sistema ExpoLIS, para conectar o computador diretamente aos sensores e retirar os dados.



*Figura 16 - Teste com o protótipo do sistema ExpoLIS, na estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (25 maio–8 junho).*



*Figura 17 - Teste com o protótipo do sistema ExpoLIS, na estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (27 julho-5 agosto).*

### **3.1.3 Teste em movimento**

O teste realizado em movimento, ao longo de um percurso de carro na cidade de Lisboa, decorreu no dia 25 de junho de 2021. O CTN foi o ponto de partida (pelas 08:50) e o destino final (pelas 11:50) do percurso realizado. A rota passou por vários pontos de interesse para a realização de comparações dos dados produzidos pelos sensores com equipamentos de referência localizados na cidade. O GPS do protótipo contribuiu para uma melhor percepção da variação da concentração de poluentes ao longo de todo o percurso efetuado. Pontos como estações de monitorização da QA, nomeadamente estação dos Olivais, da Avenida da Liberdade e de Entrecampos, surgem como pontos de interesse para esta fase de testes aos sensores.

Os equipamentos usados foram o protótipo do sistema ExpoLIS com a bomba de amostragem de ar conectada (a operar a um caudal de 9L/min), o DustTrak 8533 e o IAQ-Calc 7545. Os equipamentos foram instalados nos três lugares de trás do automóvel, à exceção do IAQ-Calc que durante todo o percurso foi seguro na mão da pessoa sentada no lugar ao lado do condutor. Como as janelas foram abertas durante todo o percurso, foi assumido um cenário de poluição no interior do carro semelhante ao verificado no ambiente exterior.

## **3.2 Descrição da implementação do protótipo em autocarros**

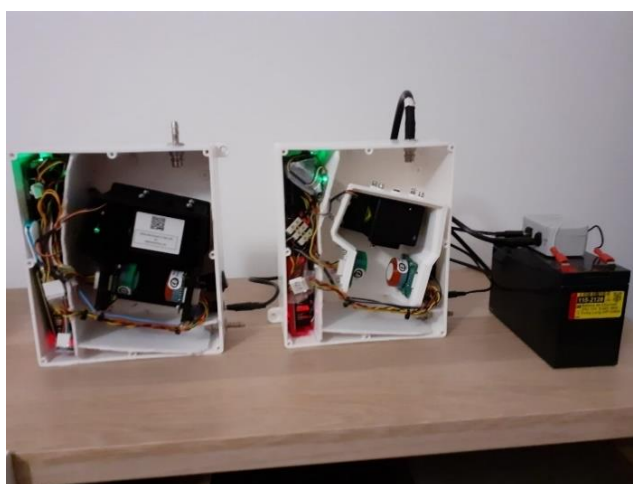
As medições finais foram realizadas em autocarros da CARRIS, ao longo de quatro rotas distintas, nomeadamente: Restauradores-Oriente; Restauradores-Moscavide; Odivelas-Cais do Sodré; Portas de Benfica-Cais do Sodré. A escolha destas rotas teve como principal motivo o facto de as mesmas conterem uma heterogeneidade significativa de níveis hierárquicos rodoviários. Este sistema de níveis hierárquicos, definidos pelo Município de Lisboa, caracterizam as vias em 4 níveis distintos: nível 1, estruturação da rede rodoviária, que suporta percursos de longa distância; nível 2, rede principal de distribuição, cuja principal função é a distribuição entre os diferentes ramos da cidade; nível 3, rede de distribuição secundária, que apoia a distribuição de proximidade; nível 4, rede de proximidade, que funciona ao nível de recolha e distribuição dentro de bairros e acessos locais. Na Tabela 5 são apresentadas, para cada percurso realizado, as percentagens de níveis hierárquicos, o dia das medições, e o tempo despendido. As medições decorreram, para os quatro percursos seleccionados, em dois horários distintos do dia, nomeadamente horário de ponta da manhã e horário de início de noite. As medições no período da manhã foram iniciadas aproximadamente às 08:00h, enquanto que no período da noite tiveram início no mínimo às 20:00h, para assegurar que eram realizadas fora do período da hora de ponta da tarde. Cada percurso consistiu numa viagem de ida e volta.

No que diz respeito aos equipamentos utilizados nesta fase, é importante salientar que foram usadas duas caixas de sensores, tal como representa a Figura 18. A primeira caixa usada nos testes de validação (“caixa 2”) foi replicada, de maneira a ser possível medir as concentrações de poluentes no interior (“caixa 2”) e exterior (“caixa 3”) do autocarro. Para além das duas caixas, foram usadas duas bombas de sucção de ar (cada uma ligada a uma das caixas, a operar com um caudal de 9 L/min) e uma bateria de chumbo (12 Volts). A bateria serviu como fonte de alimentação de energia das duas caixas. Os equipamentos foram instalados nos últimos bancos da parte traseira do autocarro, já que a

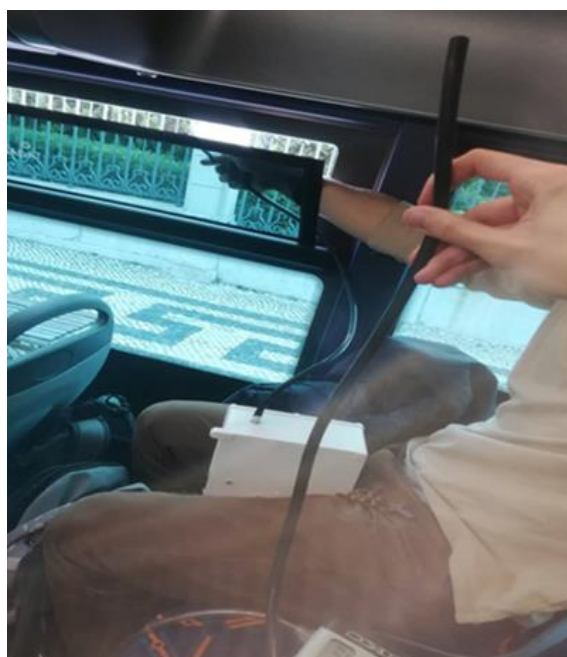
janela se encontrava a uma altura que permitia facilmente colocar o tubo de uma das caixas para o exterior, tal como representa a Figura 19.

*Tabela 5 - Descrição dos percursos efetuados em autocarros.*

Dias	Percurso	Nível hierárquico (%)				Nº da carreira	Tempo de percurso
		1	2	3	4		
25 out (2ª)	Restauradores-Oriente	0	10.3	63.6	26.2	759	63 min
2 Nov (3ª)	Restauradores-Moscavide	0	54.8	30.4	14.9	744	46 min
3 Nov (4ª)	Odivelas-Cais do Sodré	5.9	31.2	50.9	12	736	55 min
5 Nov (6ª)	Portas de Benfica-Cais do Sodré	0	3.8	91.7	4.5	758	52 min



*Figura 18 - Sistema ExpoLIS com duas caixas (abertas) de sensores e bateria de chumbo que fornece energia às duas caixas*



*Figura 19 - Disposição dos equipamentos nas medições realizadas em autocarros*

Após as medições de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> obtidos pelos sensores OPC-N3, instalados em cada caixa, foram devidamente corrigidos com o equipamento de referência (DustTrak), possibilitando a construção de mapas de concentração de poluentes. Os mapas foram realizados no *ArcMap*, uma das aplicações presentes no *ArcGIS*.

### 3.3 Efeito das condições meteorológicas no desempenho dos sensores

#### 3.3.1 Influência da Humidade Relativa e correção do seu efeito no sensor OPC-N3

Os sensores de partículas OPC, quando colocados em ambientes com RH elevada, registam concentrações em massa de partículas superiores ao esperado devido à maior absorção de água por parte das partículas nesses ambientes. Esta característica conduz, conseqüentemente, a um aumento do diâmetro das partículas (Crilley et al., 2020). São muitas as evidências já demonstradas que estabelecem a conexão entre a percentagem de RH elevada com o aumento significativo das concentrações de partículas atmosféricas (Jayaratne et al., 2018). Devido ao facto dos sensores de baixo custo não terem incorporado um mecanismo de secagem de aerossóis, de forma a eliminar ou pelo menos minimizar a influência da RH nas concentrações verificadas, alguns estudos já testaram este tipo de mecanismos (mantendo os custos reduzidos) sob diversas condições. Por exemplo, Samad et al. (2021) concluíram que a influência negativa provocada pela RH pode ser claramente minimizada. Desta forma, e como no presente trabalho foram usados sensores incapazes de eliminar a influência negativa da humidade, os resultados necessitaram de correções adequadas.

A RH influencia igualmente os sensores de gases, porém, de maneira distinta. Enquanto que nos sensores de partículas se verificam concentrações superiores em ambientes húmidos, nos sensores de gases, segundo a Alphasense, a RH provoca picos de corrente com um decaimento de aproximadamente 10 minutos. Com uma diminuição da humidade verifica-se um pico positivo e depois um pico negativo, e o inverso é observado com um aumento da humidade, como se pode constatar na Figura 20 (Alphasense Ltd., 2013).

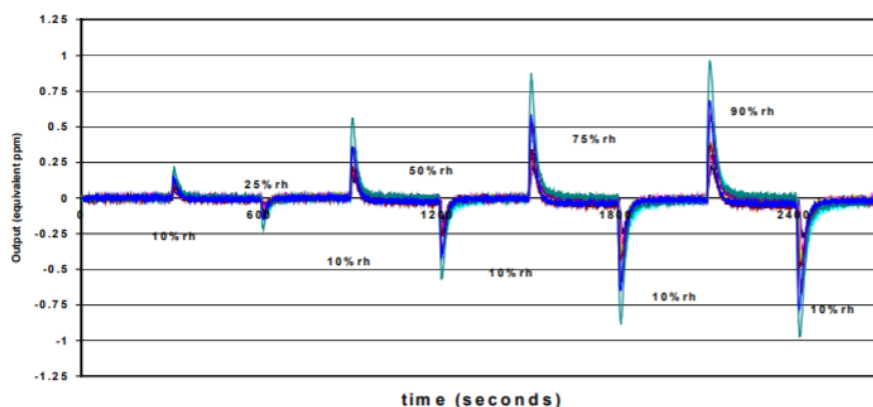


Figura 20 - Efeito da alteração da humidade relativa na corrente gerada por um sensor de NO<sub>2</sub>.  
Fonte: Alphasense Ltd. (2013)

Tal como foi referido anteriormente, o sensor OPC-N3 demonstra, nos períodos de madrugada, com percentagens de RH elevada, concentrações de PM10 superiores ao expectável. Posto isto, uma correção deve ser implementada ao sensor de modo a eliminar ou minimizar este efeito.

Com base na teoria k-Köhler, que relaciona a higroscopicidade das partículas (capacidade que as partículas detêm de absorver água) e o volume, foi desenvolvida a Equação 1, utilizada neste trabalho, de forma a obter concentrações em massa das partículas secas (Crilley et al., 2018):

$$\frac{m}{m_0} = 1 + \frac{\frac{\rho_w k}{\rho_p}}{-1 + \frac{1}{a_w}} \quad (\text{Equação 1})$$

Na equação descrita acima,  $a_w$  corresponde à atividade da água ( $a_w = \text{humidade relativa}/100$ ),  $\rho_w$  e  $\rho_p$  são a densidade da água ( $1 \text{ g/cm}^3$ ) e das partículas (assumindo a densidade uniforme das partículas em todos os locais,  $1,65 \text{ g/cm}^3$ ), respetivamente. A constante  $k$  representa o declive da reta exponencial do humidograma que relaciona o rácio  $m/m_0$  (rácio entre a concentração em massa de PM10 do OPC-N3 e a concentração de PM10 do equipamento de referência) e  $a_w$ . O equipamento de referência usado nesta correção possui obrigatoriamente um mecanismo de secagem dos aerossóis, obtendo a concentração em massa do aerossol seca ( $m_0$ ). A partir da equação anterior e com o valor da incógnita  $k$  previamente obtido através do humidograma, a incógnita  $m_0$  torna-se na variável que dará o valor corrigido em relação ao efeito da humidade, ou seja, a concentração em massa do OPC seca. Outra forma distinta de obter a concentração seca do OPC consiste em aplicar fatores de correção, tal como foi descrito por Crilley et al. (2020). Assim, na gama de RH mais elevada, após esta correção é expectável que se verifique uma diminuição das concentrações de PM10 para valores considerados normais.

### 3.3.2 Influência da Temperatura

No que diz respeito aos sensores de partículas OPC-N3 e HPMA, na generalidade dos estudos já realizados com os mesmos, a temperatura, quando comparada com a RH, não demonstra uma influência tão acentuada sob o desempenho dos mesmos, pelo que muitas vezes requer apenas uma correção simples.

Relativamente aos sensores de gases, a Alphasense fornece os gráficos, representados na Figura 21 e 22 que traduzem a dependência da sensibilidade dos sensores NO<sub>2</sub>-B43F e CO-B4, respetivamente, à variação da temperatura, entre -30 e 50°C. Nos dois gráficos a referência para a sensibilidade ocorre à temperatura de 20°C.

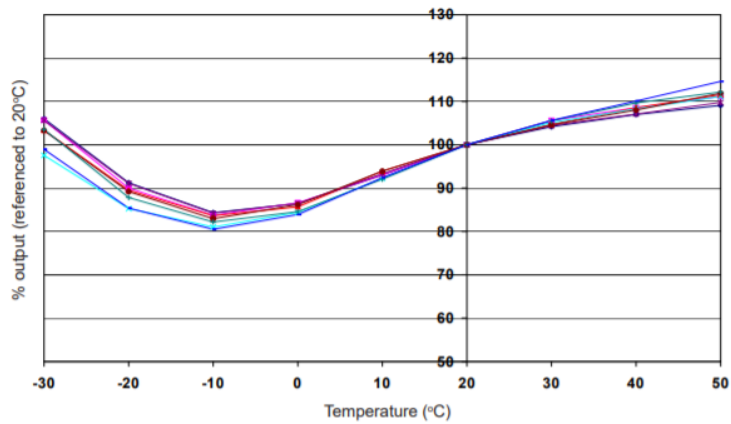


Figura 21 - Dependência da sensibilidade do sensor NO<sub>2</sub>-B43F à variação de Temperatura a 2ppm NO<sub>2</sub>. As diferentes cores são representativas dos vários sensores.  
Fonte: Alphasense (2017b)

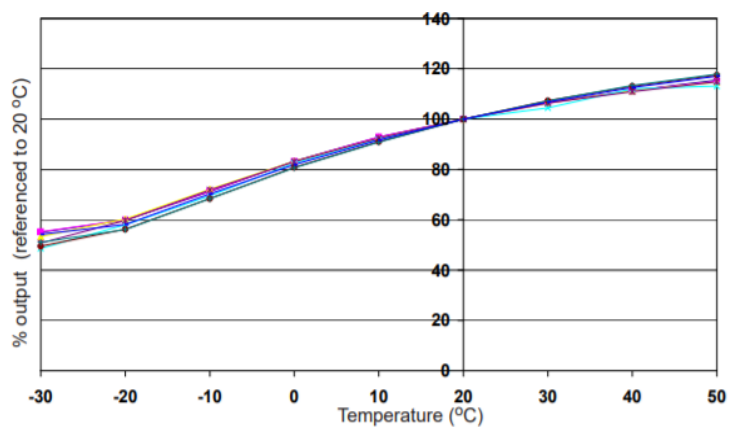


Figura 22 - Dependência da sensibilidade do sensor CO-B4 à variação de Temperatura a 2ppm CO. As diferentes cores são representativas dos vários sensores.  
Fonte: Alphasense (2017a)

#### 4. Conversão de impulsos elétricos para concentrações de monóxido de carbono e dióxido de azoto

Os sensores de gases utilizados no trabalho fornecem impulsos elétricos que necessitam de ser convertidos para concentrações. Para isso, aplicaram-se técnicas de calibração pré-estabelecidas. As técnicas de calibração mais utilizadas na comparação dos dados de sensores de gases com métodos de referência difere entre os dois poluentes gasosos em estudo.

No caso do CO, um dos métodos mais usual e aquele que oferece valores mais elevados de coeficientes de correlação ( $R^2$ ) é o modelo de regressão linear múltipla (MLR), usando como covariáveis a temperatura e a RH. O modelo de regressão linear múltipla e o modelo de regressão linear simples são dois modelos que no decorrer das correções são igualmente usados para os dados de PM, tal como aplicou Jagatha et al. (2021), entre muitos outros. A aplicação de técnicas mais avançadas na calibração de gases é também frequente, porém, não demonstra oferecer melhores resultados do que a regressão linear múltipla (Karagulian et al., 2019).

Relativamente às concentrações de NO<sub>2</sub>, estas são maioritariamente calibradas e comparadas com outros sensores através do método MLR, apesar de algumas técnicas mais avançadas apresentarem melhores desempenhos em termos de R<sup>2</sup> em determinadas ocasiões (Karagulian et al., 2019).

Algoritmos de *machine learning* são incluídos por vezes em estudos com sensores, contudo, são superados pelo MLR, dada a facilidade de interpretação e implementação dos mesmos, a conversão eficaz dos dados brutos provenientes do sensor para concentrações calibradas, entre outras vantagens (Zuidema et al., 2021).

Posto isto, no presente trabalho priorizou-se o uso de modelos de regressão linear (simples e múltipla), pois são modelos fidedignos e amplamente estudados na calibração de sensores de gases em relação a uma referência. No modelo simples foi usada apenas a Equação 2, enquanto que no MLR foram aplicadas três variações de equação, uma que incorpora a temperatura como covariável (Equação 3), outra com a RH como covariável (Equação 4), e uma última equação que inclui a temperatura e RH como covariáveis (Equação 5). No eixo das ordenadas encontra-se o valor do diferencial dos elétrodos ( $V_{diffCO}$  ou  $V_{diffNO_2}$ ), em milivolts, dado pelo sensor de baixo custo, enquanto que no eixo das abcissas está o valor do equipamento de referência ( $Ref_{CO}$  ou  $Ref_{NO_2}$ ), em ppm.

$$V_{diff} = a \times Ref + b \text{ (Equação 2)}$$

$$V_{diff} = a \times Ref + b \times Temp + c \text{ (Equação 3)}$$

$$V_{diff} = a \times Ref + b \times RH + c \text{ (Equação 4)}$$

$$V_{diff} = a \times Ref + b \times Temp + c \times RH + d \text{ (Equação 5)}$$

Na equação 2, “a” representa o declive da reta de calibração, enquanto “b” é a constante da equação. Na equação 3, “a” e “b” são as inclinações de Ref e Temp, respetivamente, e “c” é a constante da equação. Na equação 4, “a” e “b” são as inclinações de Ref e RH, respetivamente, e “c” é a constante da equação. Por fim, na equação 5, “a”, “b” e “c” são as inclinações de Ref, Temp e RH, respetivamente, e “d” é a constante da equação. É importante salientar que por vezes o diferencial dos elétrodos foi negativo, pelo que esses valores foram removidos antes de aplicar a correção aos dados. No caso do sensor de CO, a quantidade de valores negativos fornecidos pelo sensor foi reduzida, pelo que facilmente os mesmos foram retirados antes de calibrar, enquanto que o sensor de NO<sub>2</sub> não apresentou um bom desempenho, demonstrando constantemente valores negativos de diferencial, impossibilitando qualquer tipo de calibração.

## 5. Parâmetros de avaliação do desempenho dos sensores

Determinados parâmetros permitiram avaliar a qualidade dos sensores e demonstraram ser úteis no momento de estabelecer correlações com dados de sensores de referência, entre eles:

- coeficiente de correlação (R<sup>2</sup>), que consiste num valor entre 0 e 1, permite relacionar o sensor de baixo custo e o sensor de referência. Este parâmetro é uma medida da qualidade de ajuste, pelo que,



quanto maior é o valor de  $R^2$ , maior é a correlação entre o sensor e o equipamento de referência (Karagulian et al., 2019). Na avaliação do parâmetro  $R^2$  deve ser tido em conta se as concentrações usadas constituem médias ao minuto, horárias ou diárias.

- Inclinação da linha de regressão ( $m$ ), sendo que esta é uma medida do nível de exatidão dos dados. O parâmetro “ $m$ ” indica se os valores registados pelos sensores se encontram subestimados ou sobrestimados relativamente à referência.

- Desvio relativo, é o parâmetro usado na determinação do desvio do valor medido pelo sensor relativamente à referência. A Equação 6 descreve este parâmetro:

$$\text{Desvio relativo} = \left( \frac{\text{sensor} - \text{referência}}{\text{referência}} \right) \times 100\% \text{ (Equação 6)}$$

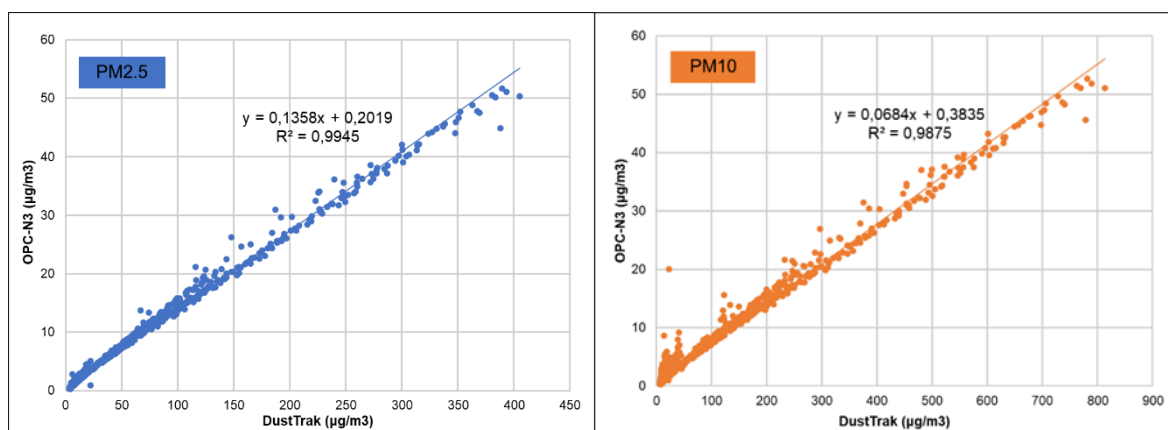
## IV. Resultados e Discussão

Os resultados apresentados na presente secção são divididos em três capítulos, com respetivos subcapítulos. O primeiro capítulo destina-se à avaliação do desempenho dos sensores nos testes realizados em laboratório, primeiramente no CTN, num ambiente fechado e controlado (temperatura e RH constantes), e depois numa garagem, na qual a temperatura e RH variaram ligeiramente. De seguida, é avaliado o desempenho dos sensores nos testes em estações de monitorização da QA, decorridos nas estações dos Olivais e Entrecampos (em ambiente exterior, com temperatura e RH variáveis). Ainda neste capítulo de testes realizados em ambiente exterior, é efetuado uma análise ao teste em movimento, no qual os sensores se encontram mais perto das fontes de poluição e a temperatura e RH se revela novamente variável. Por fim, no último capítulo, são descritos e analisados os resultados obtidos na primeira implementação do sistema ExpoLIS em autocarros na cidade de Lisboa.

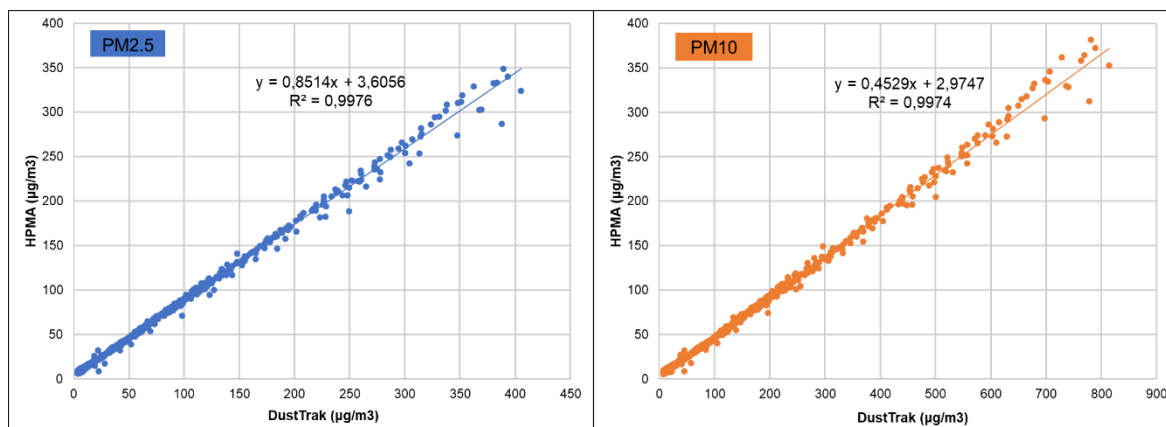
### 1. Avaliação do desempenho dos sensores em ambiente interior

#### 1.1 Teste laboratorial CTN

Analisando primeiramente o desempenho dos sensores de partículas a operar com um caudal de 9L/min em laboratório, na sala do CTN, a Figura 23 descreve a relação entre as concentrações mássicas de matéria particulada (médias de 1 minuto), PM2.5 e PM10, dadas pelo equipamento DustTrak (devidamente calibrado com a reta que relaciona este equipamento com o método gravimétrico) e pelos dois sensores de partículas, OPC-N3 (Figura 23 (i)) e HPMA (Figura 23 (ii)).



(i)



(ii)

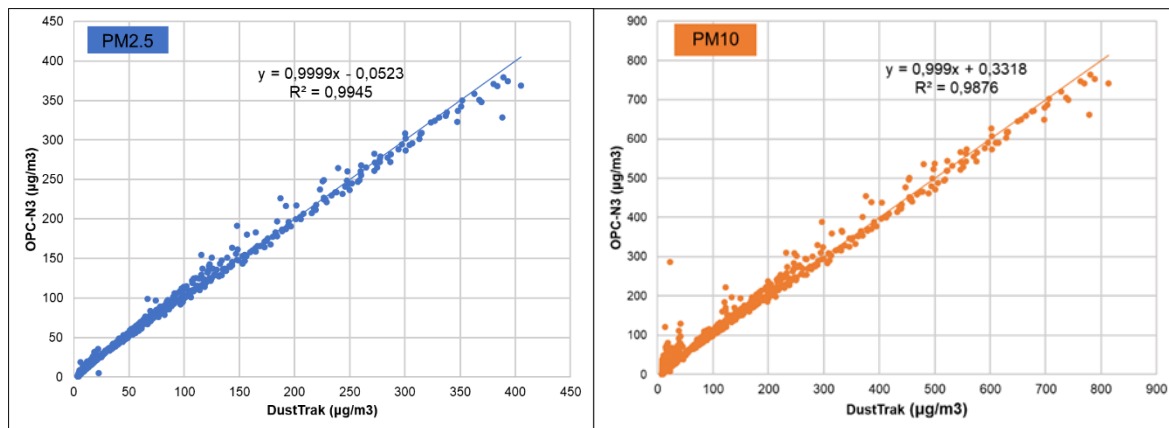
Figura 23 - Teste CTN - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos).

A correlação entre os sensores e o DustTrak demonstra ser excelente, com  $R^2$  próximos de 1 para ambas as frações granulométricas de matéria particulada. Contudo, é visível a tendência demonstrada pelos sensores de partículas em subestimar as concentrações quando comparado a um equipamento de referência. Essa tendência é mais evidente no sensor OPC-N3, dado que o intervalo de concentrações de PM medido pelo mesmo encontra-se aproximadamente entre [0-50]  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , enquanto que na referência DustTrak, PM2.5 e PM10 variam aproximadamente entre [0-400]  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e [0-800]  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente.

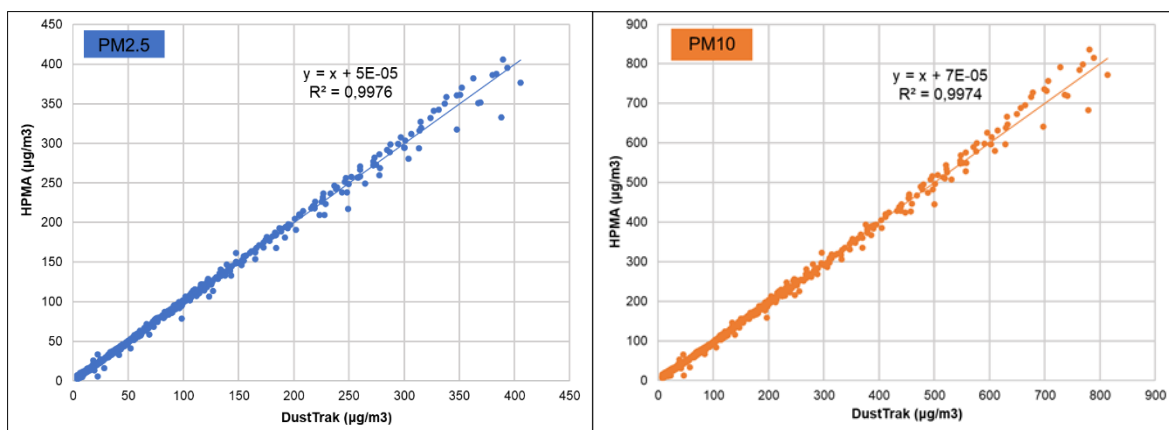
Posto isto, e tendo em conta que as condições de temperatura e RH permaneceram praticamente inalteradas, esta lacuna verificada por ambos os sensores pode ser corrigida aplicando a seguinte equação linear, usando como referência o equipamento DustTrak:

$$PM_{\text{sensor}} = a \times PM_{\text{Referência}} + b \quad (\text{Equação 7})$$

Na equação,  $PM_{\text{sensor}}$  representa as concentrações de PM (PM2.5 ou PM10) dos sensores (OPC-N3 ou HPMA),  $PM_{\text{Referência}}$  é a concentração de PM (PM2.5 ou PM10) da referência (DustTrak), a variável “a” representa o declive da reta de calibração, e “b” é a constante da equação. Na Figura 24 encontra-se exposto o resultado da correção aplicada aos sensores.



(i)



(ii)

Figura 24 - Teste CTN - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e as concentrações dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados corrigidos).

Analisando os gráficos da Figura 24, a correção colocou as concentrações de PM dos sensores no mesmo intervalo de concentrações do equipamento de referência DustTrak (com declives perto de 1), anulando assim o efeito verificado anteriormente nos sensores em subestimar os valores. Posto isto, a partir de correlações efetuadas com médias de 1 minuto conclui-se que ambos os sensores de partículas apresentam um bom desempenho em ambiente fechado, com temperaturas e RH constantes e concentrações elevadas. As altas concentrações foram obtidas através da queima de um incenso, de forma a simular uma situação de poluição.

O presente teste laboratorial ditou uma concentração média (corrigida) de PM2.5 (médias de 1 minuto), referente ao período entre as 19:00 do dia 19 de julho e as 10:05 do dia 21 de julho, de 26,19  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 26,20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  por parte do sensor OPC-N3 e HPMA, respetivamente. Contudo, o incenso não permaneceu aceso durante todo o período de medição, pelo que, tendo em conta o período em que o incenso foi aceso e as 2 horas seguintes a esse acontecimento (considerando o cenário de poluição intensa), a concentração média de PM2.5 medida pelo OPC-N3 e HPMA foi de 230,72  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 231,24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Os valores médios de PM2.5 de ambos os sensores de partículas durante o período de 2 horas em que o incenso se manteve aceso revelaram-se semelhantes aos valores registados no estudo de Tran et al. (2021). No estudo referido, a concentração média de PM2.5 medida

em casas com queima constante de incensos foi de 201,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ainda neste estudo, concluiu-se que 31 das 32 casas monitorizadas registaram concentrações médias diárias de PM<sub>2.5</sub> superiores ao valor limite estabelecido (25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pela WHO e que se encontrava em vigor à data de publicação do estudo (EEA, 2020). Posto isto, a utilização de incensos revela ser algo a evitar em ambientes fechados dado que origina concentrações muito elevadas de matéria particulada e que, por sua vez, prejudica a qualidade do ar interior e a saúde humana.

Relativamente a PM<sub>10</sub>, no período entre 19 e 21 de julho, as concentrações médias (médias de 1 minuto corrigidas) medidas pelos sensores OPC-N3 e HPMA foram de 54,52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 52,68  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. A temperatura e RH mantiveram-se maioritariamente constantes durante o período de medição, com valores médios ao minuto de 28,34°C e 47,4%, respetivamente.

## 1.2 Teste laboratorial Garagem

Na continuação dos testes laboratoriais, seguiu-se o primeiro teste realizado numa garagem com um automóvel no seu interior. Na Figura 25 é exposta a relação entre PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> do equipamento DustTrak (calibrado com o método gravimétrico) e dos sensores de partículas, OPC-N3 (Figura 25 (i)) e HPMA (Figura 25 (ii)), operando com 9L/min de caudal:

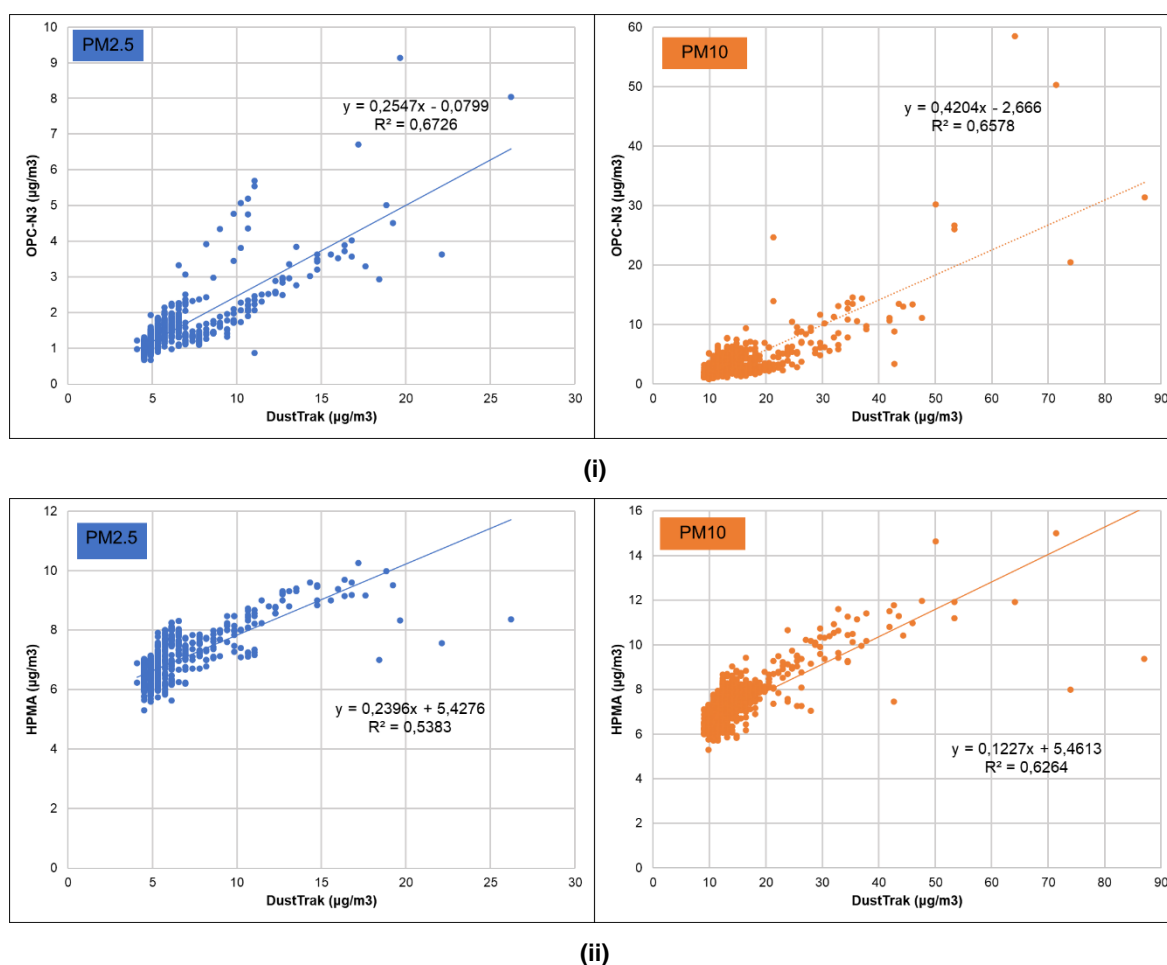


Figura 25 - 1º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos).

Analisando os gráficos da Figura 25, e estabelecendo uma comparação com o teste realizado no CTN, na garagem as concentrações de PM medidas pelo DustTrak foram muito inferiores, com médias de PM2.5 e PM10 de 5,96 e 13,98  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. Deste modo, observando os gráficos da Figura 25, conclui-se que os dois sensores de partículas apresentam uma ligeira diminuição do desempenho num ambiente com concentrações mais reduzidas.

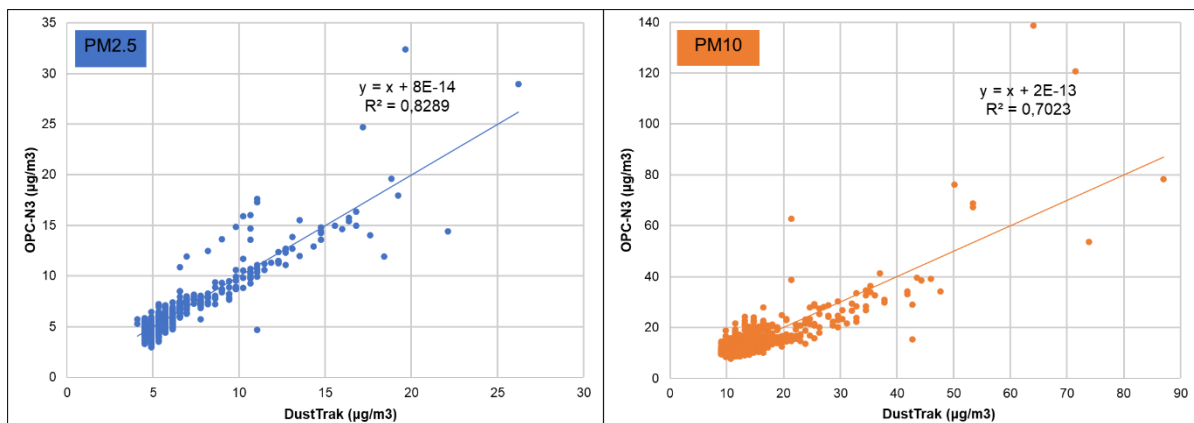
Posto isto, a redução de desempenho verificada num ambiente diferente (garagem), com o mesmo caudal (9 L/min), não afeta a fiabilidade de ambos os sensores, demonstra apenas que concentrações mais reduzidas podem conduzir a uma maior dispersão dos dados. Tratando-se de correlações efetuadas com médias de 1 minuto, os sensores continuam a demonstrar valores de  $R^2$  promissores para uma primeira fase laboratorial. Equiparando exclusivamente os dois sensores de partículas, o OPC-N3 manifestou uma correlação melhor com a referência, apesar de ambos terem subestimado as concentrações novamente, algo que necessita de correção (Figura 26).

O ambiente no qual as concentrações são inferiores pode não ser o único fator explicativo da diminuição do desempenho dos sensores, já que a temperatura e a RH não foram totalmente constantes, variando entre 26,5°C e 31,8°C, e entre 28,2% e 41,0%, respectivamente. O estímulo dado (pelo automóvel) pode constituir também um elemento que conduz a uma subida considerável das concentrações num curto espaço de tempo e consequentemente a uma maior dispersão de dados.

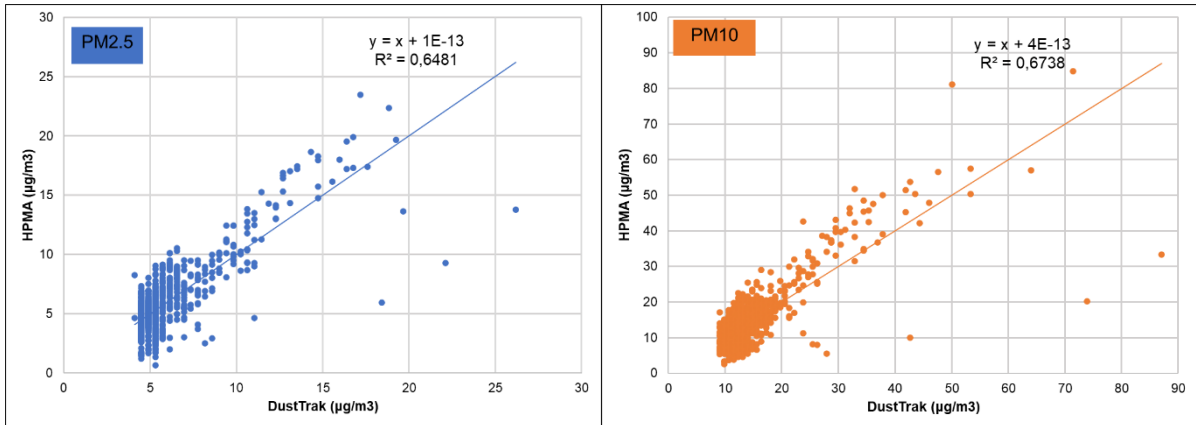
Na Figura 26 é apresentada a correlação entre as concentrações medidas pelos sensores e o equipamento de referência DustTrak após ser aplicada uma correção que consistiu numa regressão linear múltipla incluindo a temperatura e a RH como covariáveis, aplicando a Equação 8:

$$PM_{\text{sensor}} = a \times PM_{\text{Referência}} + b \times \text{Temp} + c \times \text{RH} + d \quad (\text{Equação 8})$$

Temp representa a temperatura, RH a humidade relativa, e as letras a, b e c são as inclinações de  $PM_{\text{Referência}}$ , Temp e RH, respectivamente. A letra d representa uma constante da própria reta de regressão.



(i)

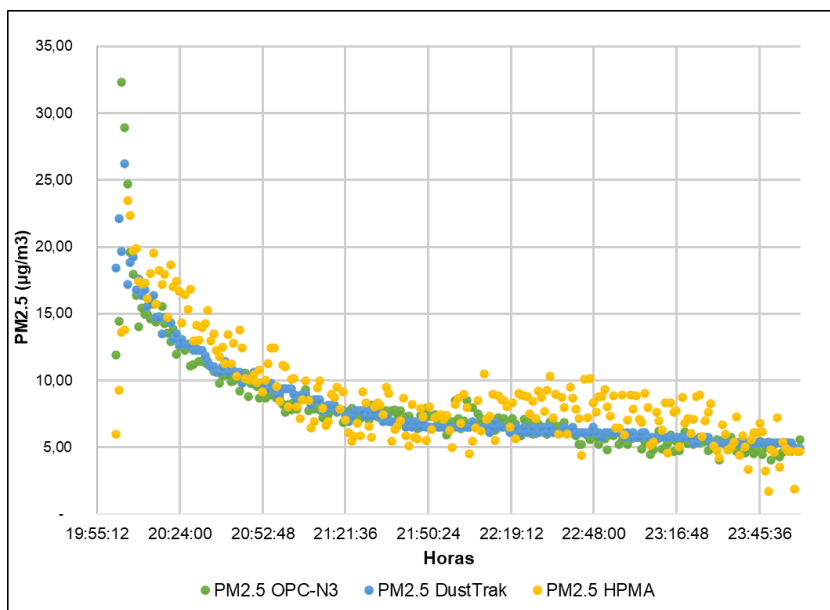


(ii)

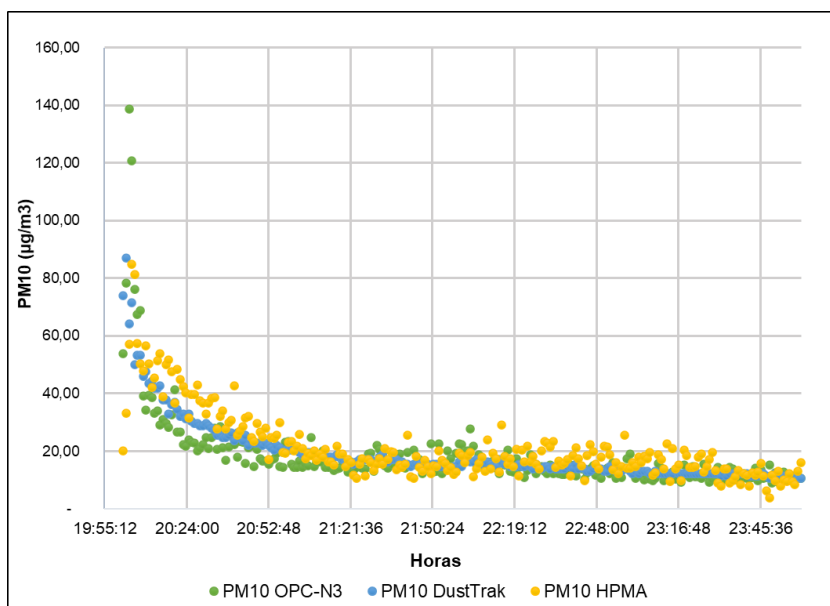
Figura 26 - 1º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos).

Após a correção que envolve a influência da temperatura e da RH, os coeficientes de correlação melhoraram significativamente, com os melhores valores a serem obtidos de novo pelo sensor OPC-N3, com  $R^2$  de 0,83 e 0,70 para PM2.5 e PM10, respetivamente. A correção aplicada permitiu também obter declives de 1 (situação ideal), anulando o efeito de ambos os sensores em subestimar as concentrações.

Dadas as circunstâncias não ideais em que foi realizada a experiência na garagem, com um motor de um automóvel ligado e emitindo poluentes de exaustão durante mais de 1 minuto, ambos os sensores de partículas forneceram garantias de que suportam ambientes com cenários de grande poluição num curto período de tempo. Com o propósito de avaliar a possível influência que o momento em que o motor permaneceu ligado representou nestes resultados, na Figura 27 é apresentada a evolução temporal das concentrações dos sensores (a operar com 9 L/min) e DustTrak nas primeiras horas de medições do 1º teste garagem, tanto para PM2.5 como para PM10, respetivamente.



(i)



(ii)

Figura 27 - 1º Teste Garagem - Evolução temporal de PM<sub>2.5</sub> (i) e PM<sub>10</sub> (ii) do equipamento DustTrak e dos sensores OPC-N3 e HPMA (a operar com caudal de 9 L/min) nas primeiras horas de medições do 1º teste realizado na garagem (dados corrigidos).

Analisando os gráficos representados na Figura 27, é visível uma maior dispersão das concentrações nos primeiros minutos de medições, fruto do estímulo dado pelo motor do automóvel. Para além da dispersão elevada, observaram-se concentrações de PM muito elevadas nos três equipamentos. Porém, alguns minutos após ser dado o estímulo, as concentrações começaram a diminuir até estabilizarem aproximadamente duas horas depois, permanecendo assim até à manhã do dia seguinte. Apesar do grande desvio entre os sensores e o equipamento de referência no momento em que existe um estímulo, é visível através da subida das concentrações em ambos os sensores que os mesmos respondem a um cenário simulado de poluição.



O primeiro teste realizado na garagem, com os sensores a operar com um caudal de 9 L/min e com um automóvel no interior da garagem a provocar um estímulo num curto período de tempo, ditou uma concentração média (corrigida) de PM2.5 e PM10 (médias de 1 minuto), referente ao período entre as 20:00h do dia 9 de agosto e as 10:15h do dia 10 de agosto de 2021, de 5,96 e 13,98  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, por parte de ambos os sensores de partículas. A concentração média de PM2.5 medida pelos dois sensores (5,96  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) é um valor semelhante ao obtido num estudo levado a cabo em três parques de estacionamento, no qual foi registado concentrações médias horárias de PM2.5 entre 4 e 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Liu & Zimmerman, 2021).

Ainda na garagem, os sensores foram testados de novo (2º teste garagem), porém, a funcionar com um caudal mais baixo, de 5 L/min. A relação entre PM2.5 e PM10 do equipamento de referência DustTrak (calibrado com o método de gravimetria) e dos sensores de partículas pode ser observada na Figura 28.

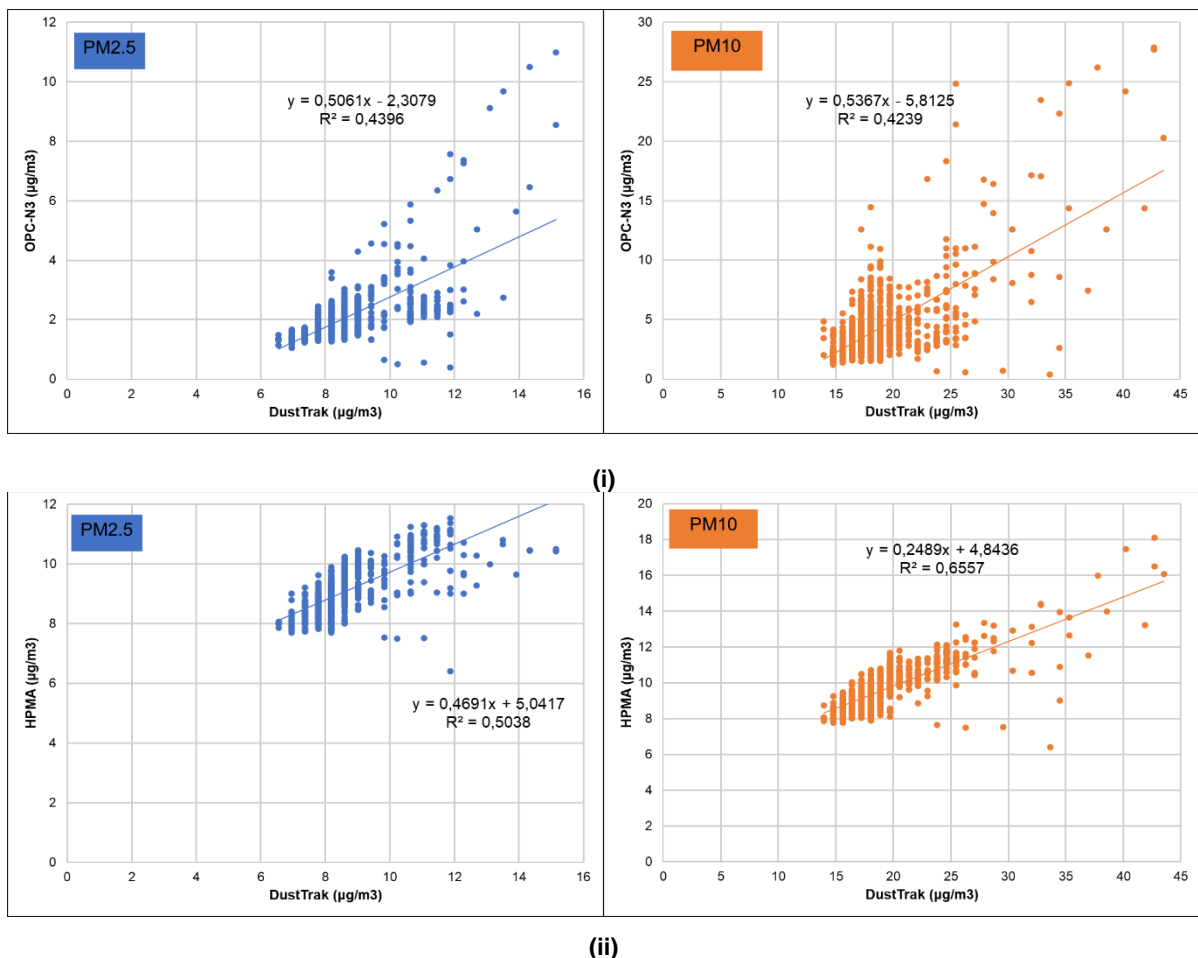
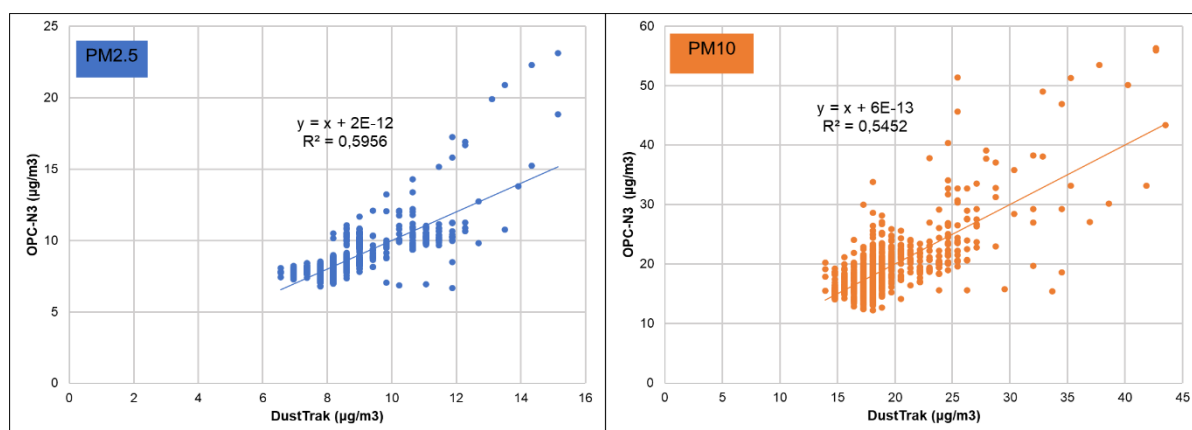


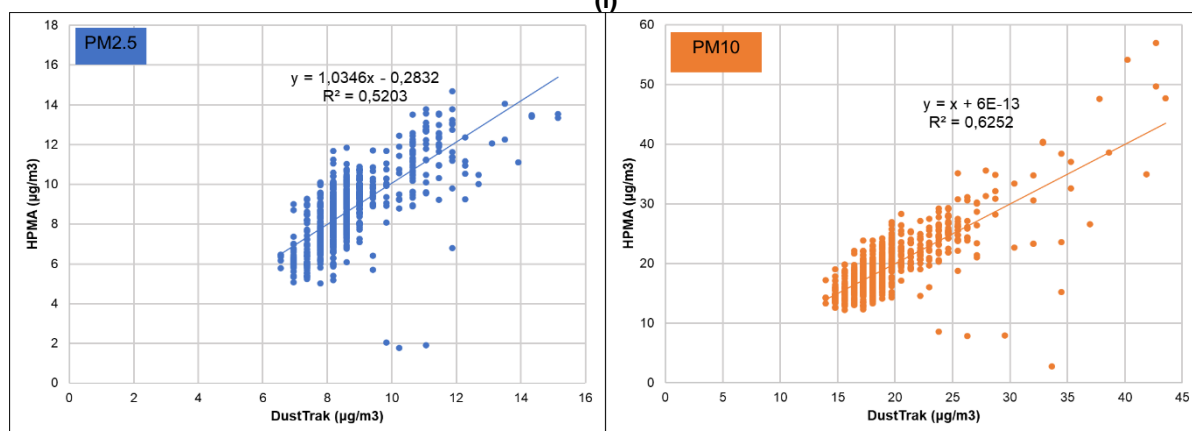
Figura 28 - 2º Teste Garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com um caudal de 5 L/min (dados não corrigidos).

Com um caudal de 5 L/min, o sensor OPC-N3 não obteve uma correlação tão boa com o equipamento DustTrak, com  $R^2$  inferior a 0,5 para ambas as frações de PM. O sensor HPMA revelou valores de  $R^2$  superiores ao sensor OPC-N3 para um caudal de 5L/min, ao contrário do que sucedeu com um caudal de 9L/min. Porém, o sensor HPMA revelou um intervalo de concentrações de PM2.5 muito reduzido,

algo que já tinha sido verificado com 9L/min, mas não tão evidentemente. Levando em consideração apenas a correlação com o equipamento de referência, o caudal de 9 L/min demonstrou ser o mais indicado para trabalhar, algo que coincide com testes anteriores realizados com estes sensores de partículas. A temperatura e a RH variaram entre 29,3°C e 33,4°C e entre 28,6% e 44,5%, respetivamente, pelo que foi aplicada a correção que inclui a temperatura e RH como fatores e os resultados corrigidos encontram-se na Figura 29. O efeito da RH não foi corrigido através da teoria k-Köhler em nenhum dos testes laboratoriais, não só porque não foi observado um crescimento das partículas para RH mais elevadas, mas também porque a RH permaneceu abaixo dos 50% em todos os testes.



(i)



(ii)

Figura 29 - 2º Teste garagem - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e as concentrações corrigidas dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com um caudal de 5 L/min (dados corrigidos).

Após a correção, os sensores demonstraram uma melhoria no que diz respeito ao R<sup>2</sup>, à exceção dos dados de PM10 do sensor HPMA em que o R<sup>2</sup> diminuiu ligeiramente.

O segundo teste realizado na garagem, à semelhança do primeiro teste, realizou-se na presença de um automóvel no interior da garagem, provocando um estímulo de curta duração. A diferença entre o primeiro e segundo teste na garagem prendeu-se com o caudal com que os sensores operaram, 9 e 5 L/min, respetivamente. O presente teste ditou uma concentração média (corrigida) de PM2.5 e PM10 (médias de 1 minuto), referente ao período entre as 20:00h do dia 12 de agosto e 10:00h do dia 13 de

agosto de 2021, de 8,65 e 19,20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente, por parte de ambos os sensores de partículas. Comparativamente ao primeiro teste, o segundo registou uma subida nas concentrações médias, para ambos os sensores e frações de PM.

Na Tabela 6 encontram-se descritas as médias das concentrações de ambos os sensores de partículas e do equipamento de referência nos três testes laboratoriais, antes e após a correção ser aplicada.

Recorrendo a outros parâmetros que visam avaliar o desempenho dos sensores, na Tabela 7 são apresentadas as médias dos desvios relativos percentuais ao minuto, das concentrações de PM, entre os dados dos sensores e os valores de referência (DustTrak), antes e após as correções aplicadas, em cada teste laboratorial.

*Tabela 6 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak) obtidas nos três testes laboratoriais realizados.*

Média das concentrações ao minuto ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )					
		Fração de PM	Teste CTN (9L/min)	1ºTeste Garagem (9L/min)	2ºTeste Garagem (5L/min)
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	3,76	1,44	2,07
		PM10	3,99	3,21	4,49
Com correção	OPC-N3	PM2.5	26,19	5,96	8,65
		PM10	54,52	13,98	19,20
Sem correção	HPMA	PM2.5	25,91	6,85	9,10
		PM10	26,83	7,18	9,62
Com correção	HPMA	PM2.5	26,20	5,96	8,66
		PM10	52,68	13,98	19,20
Equipamento de referência	DustTrak	<b>PM2.5</b>	<b>26,20</b>	<b>5,96</b>	<b>8,65</b>
		<b>PM10</b>	<b>52,68</b>	<b>13,98</b>	<b>19,20</b>

*Tabela 7 – Médias dos desvios relativos percentuais ao minuto (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (DustTrak) obtidos nos três testes laboratoriais realizados.*

Média dos desvios relativos percentuais ao minuto					
		Fração de PM	Teste CTN (9L/min)	1ºTeste Garagem (9L/min)	2ºTeste Garagem (5L/min)
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	-85,43%	-76,01%	-76,47%
		PM10	-91,56%	-78,83%	-77,41%
Com correção	OPC-N3	PM2.5	-15,33%	0,06%	0,09%
		PM10	-15,98%	1,28%	0,13%
Sem correção	HPMA	PM2.5	39,36%	22,72%	6,15%
		PM10	-30,64%	-44,01%	-49,13%
Com correção	HPMA	PM2.5	-0,67%	-0,56%	0,06%
		PM10	3,75%	-1,42%	-0,01%

Analisando os dados descritos, conclui-se que o coeficiente de correlação  $R^2$  não deve ser o único parâmetro de avaliação do desempenho dos sensores. O teste CTN demonstrou as melhores

correlações entre os sensores e o DustTrak, porém, verificou os desvios percentuais mais elevados relativamente à referência, principalmente o sensor OPC-N3. Aparte disto, os sensores apresentaram em todos os testes laboratoriais desvios relativamente baixos após as correções aplicadas, comprovando a utilidade das calibrações a partir de regressões linear (simples ou múltipla).

Quanto ao desempenho dos sensores de gases em laboratório, o processo de calibração dos mesmos não foi possível, uma vez que o aparelho de medição de CO não estava disponível. No entanto, verificou-se que o sensor de CO demonstrou sensibilidade aos estímulos dados, tanto pelo incenso como também pelos gases provenientes do carro, apresentando valores de diferencial de eléctrodo muito elevados nesses momentos de simulação de poluição extrema. As Figuras 30 e 31 revelam a evolução temporal do diferencial de eléctrodo (em milivolts) de CO nas primeiras horas de medições na garagem com caudal de 9 e 5 L/min, respetivamente.

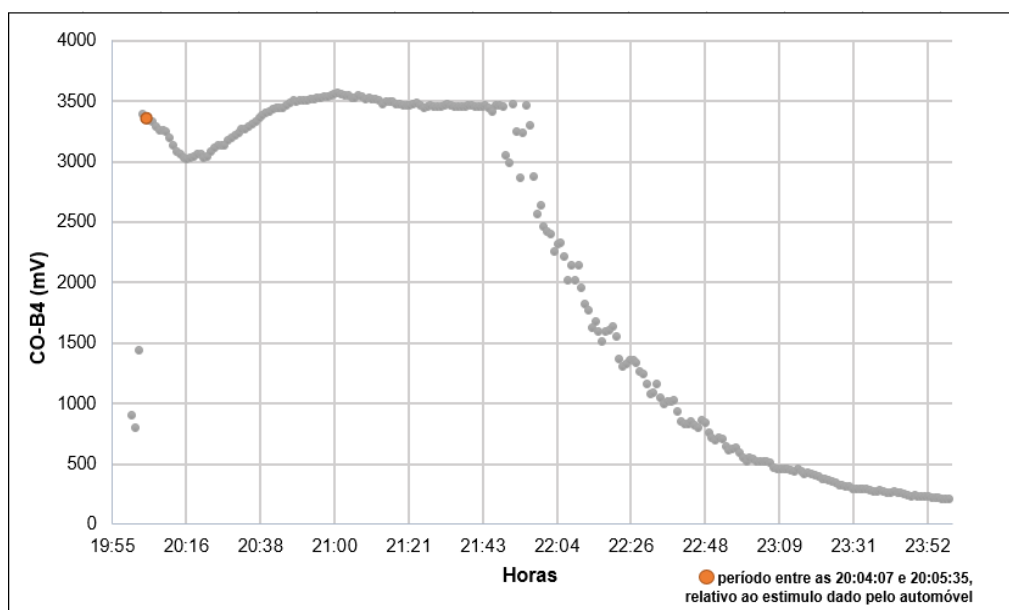


Figura 30 - 1º Teste Garagem - Evolução temporal do diferencial de eléctrodo (médias de 1 minuto) do sensor CO-B4, a operar com um caudal de 9 L/min.

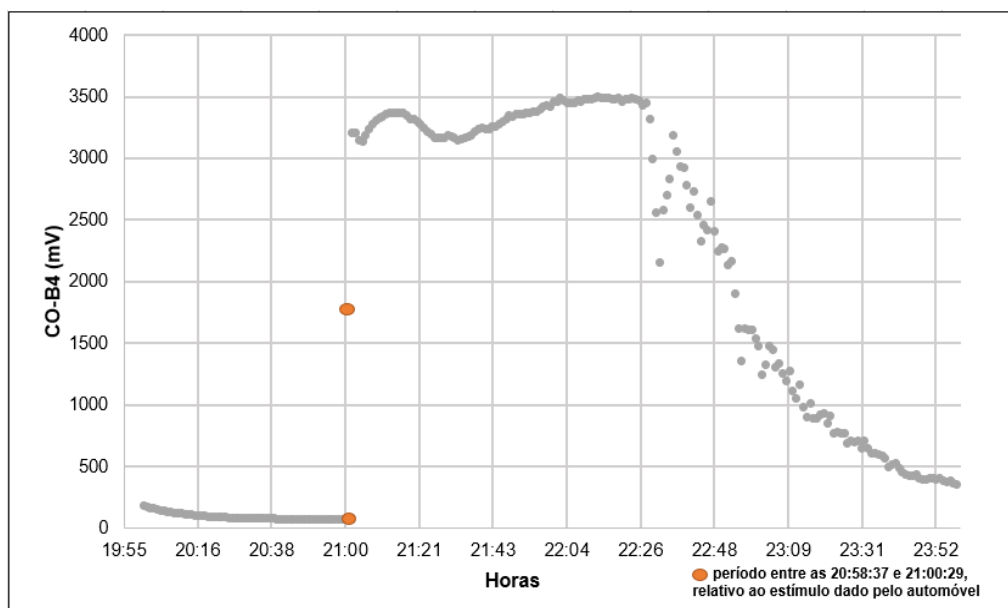


Figura 31 - 2º Teste Garagem - Evolução temporal do diferencial de elétron (médias 1 minuto) do sensor CO-B4, a operar com um caudal de 5 L/min.

Analisando os gráficos das Figuras 30 e 31, conclui-se que o sensor CO-B4 atinge valores elevados quando estimulado. Os estímulos foram provocados em horas diferentes nos dois dias, tal como se pode observar pelas marcas laranja nos dois gráficos. Enquanto que no primeiro teste o estímulo foi provocado entre as 20:04:07 e 20:05:35, no segundo ocorreu entre as 20:58:37 e 21:00:29. No primeiro teste, as médias do diferencial do elétron relativas aos minutos de estímulo permaneceram no intervalo [3000-3500] mV, reduzindo passado cerca de 2 horas e permanecendo assim até à manhã do dia seguinte. No segundo teste, o protótipo foi ligado às 20:00h, verificando-se valores reduzidos até ao momento em que o estímulo foi provocado. O sensor registou valores no mesmo intervalo que tinha verificado com 9 L/min, reduzindo igualmente ao fim de 2 horas. Posto isto, e não existindo um equipamento de referência para gases nestes testes, a conclusão retirada foi que o sensor de CO responde devidamente a um cenário de poluição em ambiente fechado.

Relativamente ao sensor NO<sub>2</sub>-B43F, este apresentou em todos os momentos um diferencial de elétron negativo, mostrando que o sensor não é adequado para as gamas de concentrações medidas e, ao contrário do que sucedeu com o sensor CO-B4, não foi possível observar uma evolução temporal dos valores de diferencial do sensor, assim como a resposta ao estímulo provocado.

## 2. Avaliação do desempenho dos sensores em ambiente exterior

O presente capítulo destinou-se à avaliação do desempenho dos sensores em ambiente exterior, com condições de temperatura e RH variáveis.

Primeiramente, podem ser agrupados os testes em modo estático, realizados nas estações de monitorização da QA dos Olivais e de Entrecampos. De seguida, e de modo a finalizar os testes ao desempenho do protótipo do sistema ExpoLIS, analisa-se um percurso único de automóvel realizado pela cidade de Lisboa.

## 2.1 Teste em estação de monitorização de qualidade do ar

### 2.1.1 Teste na estação de monitorização de qualidade do ar dos Olivais

Os testes realizados na estação permitiram adicionar outros equipamentos de referência ao processo de calibração, os equipamentos instalados na própria estação de monitorização.

Primeiramente, na Figura 32 é apresentada a correlação entre as concentrações mássicas de PM (médias horárias), dadas pelo equipamento DustTrak (corrigido com o método gravimétrico) e pelo sensor OPC-N3 (i) e HPMA (ii), relativa ao período correspondente ao primeiro teste realizado na estação de monitorização da QA dos Olivais, entre 25 de maio e 8 de junho de 2021. Os sensores operaram com o caudal que originou o melhor desempenho do protótipo em testes anteriores, nomeadamente 9 L/min.

A Figura 33 apresenta a relação entre as concentrações mássicas de PM (médias horárias), dadas pelo equipamento da estação e os sensores OPC-N3 (i) e HPMA (ii), relativas ao período dos dois testes decorridos na estação de monitorização da QA dos Olivais, entre 25 de maio e 8 de junho de 2021 e entre 28 de junho e 7 de julho de 2021.

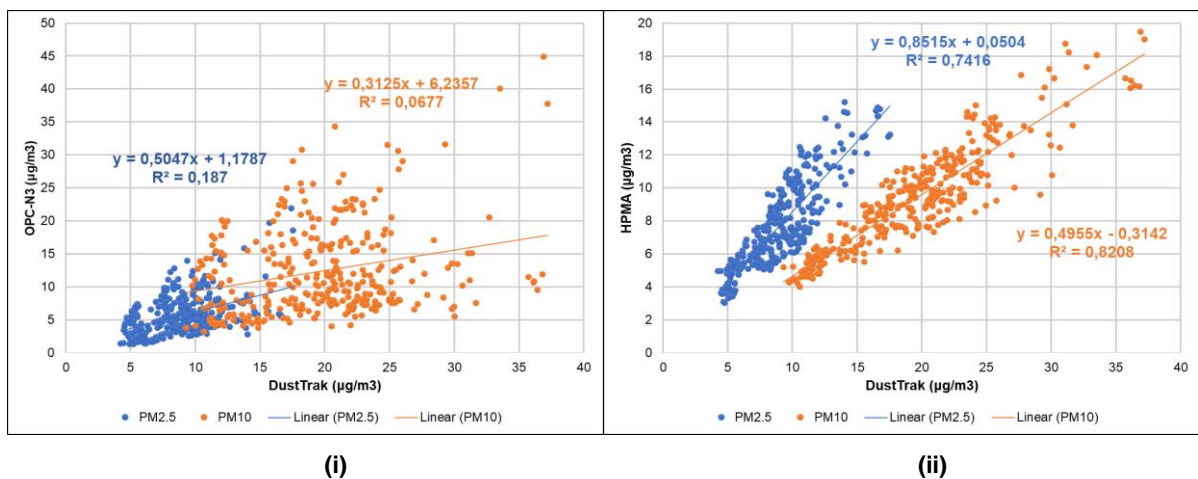


Figura 32 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações mássicas (médias horárias) de PM2.5 e PM10 do DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i), HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos)

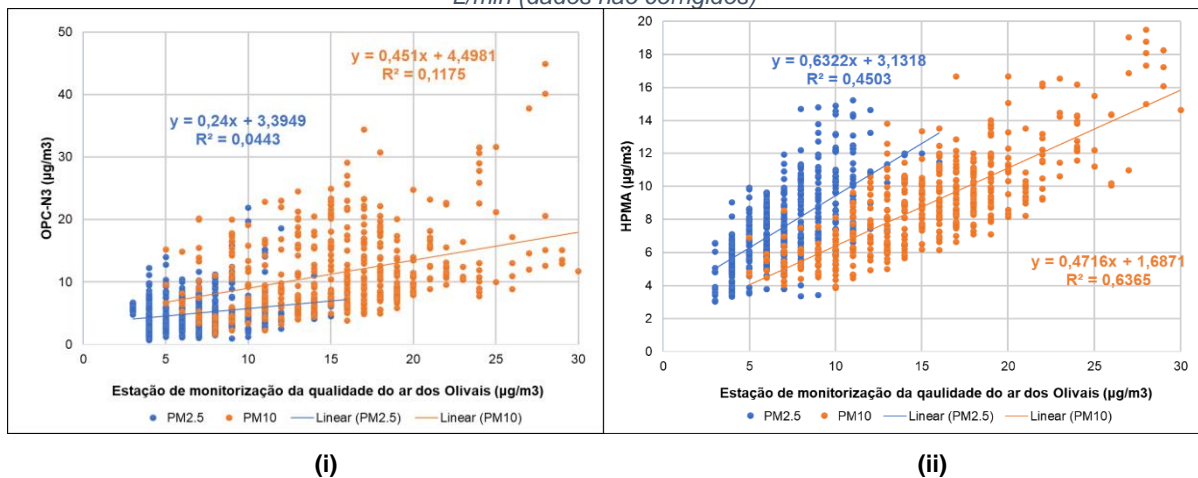


Figura 33 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados não corrigidos)

Analisando os gráficos da Figura 32, o sensor HPMA demonstrou um bom desempenho para PM2.5 e PM10 quando comparado com o equipamento DustTrak, com  $R^2$  de 0,74 e 0,82, respetivamente. Já o OPC-N3 obteve correlações fracas ( $R^2$  de 0,19 e 0,07 para PM2.5 e PM10, respetivamente) e uma elevada dispersão de valores. Um dos fatores que pode ser apontado como causa da falha na medição das partículas por parte do sensor OPC-N3 nestes dias, prende-se com o já conhecido fraco desempenho do sensor quando exposto a baixas concentrações, tal como sucedeu no teste da garagem.

Na Figura 33, o sensor OPC-N3 obteve correlações fracas com a estação (referência), com valores de  $R^2$  de 0,04 e 0,12 para PM2.5 e PM10, respetivamente. O sensor HPMA demonstrou um  $R^2$  satisfatório para PM10, no valor de 0,64, enquanto que na fração PM2.5 o  $R^2$  ficou abaixo de 0,5, mais especificamente 0,45. Os dados disponibilizados pela estação de monitorização da QA são relativos apenas às médias horárias obtidas, pelo que as relações estabelecidas ao longo destes testes realizaram-se sempre recorrendo a médias de 1 hora. No entanto, as correlações obtidas entre sensores e estação demonstram um pior desempenho de ambos os sensores comparativamente aos testes laboratoriais (no qual foram construídos gráficos baseados em médias de 1 minuto).

A grande dispersão de valores do sensor OPC coincide com alguns estudos de campo já realizados com este sensor. Bauerová et al. (2020) assistiram ao fraco desempenho de um sensor OPC-N2 quando comparado com referências, com  $R^2$  de 0,15 para PM2.5. Na fração PM10, as concentrações manifestaram-se elevadas em períodos com RH elevada, o que prejudicou a correlação com a referência. Esta última tendência demonstrada pela fração PM10 do sensor OPC destacou-se igualmente no teste realizado na estação de monitorização da QA dos Olivais, como já era esperado, tal como descreve a Figura 34.

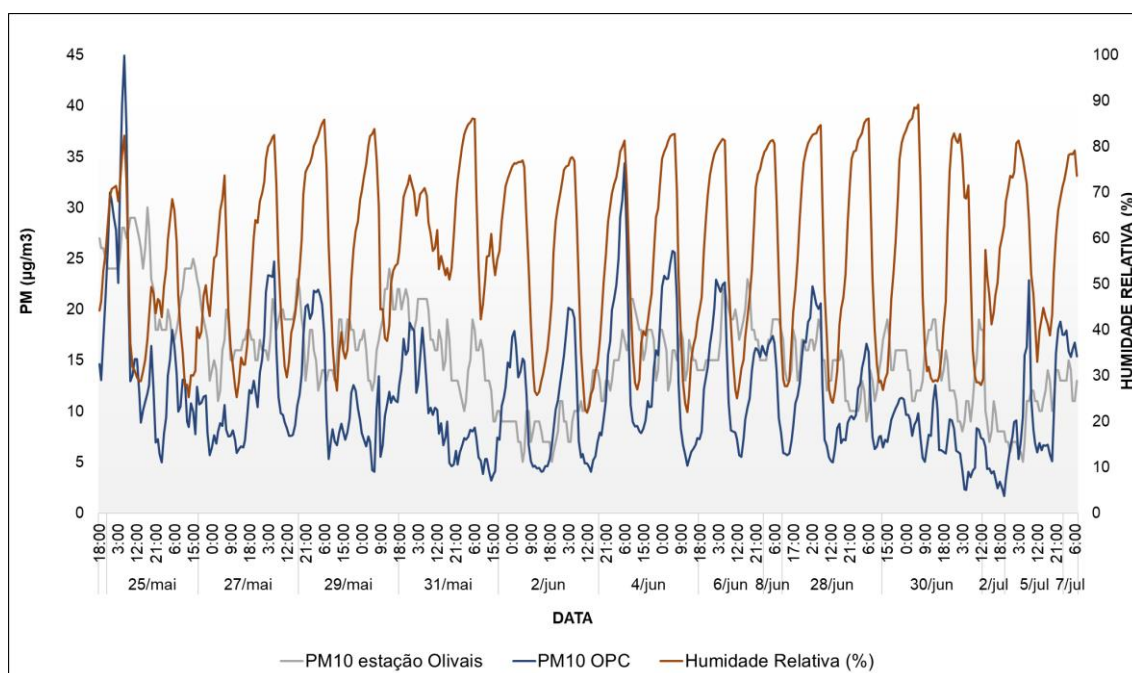


Figura 34 – Teste estação dos Olivais - Evolução temporal de PM10 do sensor OPC-N3 e da humidade relativa no teste realizado na estação de monitorização dos Olivais (dados não corrigidos).

Como se pode observar, nos períodos em que se verificaram picos de RH, o OPC-N3 registou igualmente picos de concentração mássica de PM10. Esta tendência necessitou de ser corrigida, contudo, o equipamento DustTrak não obtém a concentração mássica das partículas secas, pelo que, a correção com base na teoria k-Köhler (mencionada no subcapítulo 3.3.1 da Metodologia) apenas foi aplicada na relação entre os sensores e o equipamento da estação.

Dado que a temperatura e RH variaram ao longo do teste (entre 25 de maio e 8 de junho), entre 13,4°C e 38,3°C e entre 21,9% e 89,2%, respetivamente, recorreu-se à Equação 8 de forma a aplicar a correção que inclui estas duas variáveis aos dados de PM2.5 e PM10 de ambos os sensores relativamente ao equipamento DustTrak. Os resultados da correlação entre os dados corrigidos dos sensores com o equipamento DustTrak encontram-se na Figura 35.

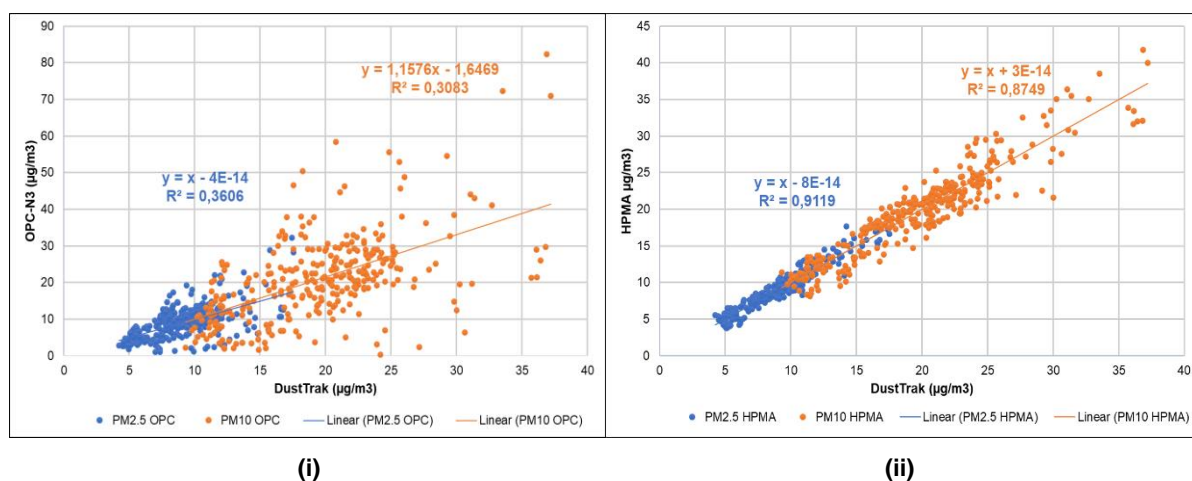


Figura 35 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 do DustTrak (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos).

Analisando os dois gráficos da Figura 35, o sensor HPMA apresentou correlações muito satisfatórias com o equipamento DustTrak após a correção com a MLR (com  $R^2$  de 0,91 e 0,87 para PM2.5 e PM10, respetivamente), apesar de existir uma sobreposição das concentrações de PM2.5 e PM10. A sobreposição de concentrações observada pode ser explicada pela característica deste tipo de sensores (sensor HPMA115CO-004), que calculam as concentrações de PM10 a partir dos dados relativos às concentrações de PM2.5 (Honeywell, 2021). Relativamente ao sensor OPC-N3, denotou-se algumas melhorias, contudo, manteve-se uma dispersão considerável dos dados.

Como foi dito anteriormente, os dados de PM10 obtidos pelo OPC foram sujeitos à correção baseada na teoria k-Köhler (Equação 1), recorrendo às concentrações das partículas secas ( $m_0$ ) do equipamento da estação. Após a correção da RH, para os dados de PM10 foi ainda aplicada uma correção com MLR apenas com a influência da Temperatura. O resultado da correção referida foi comparado com uma correção a partir da equação 8, concluindo-se que a primeira obteve o melhor resultado. Para os dados de PM2.5 do sensor OPC, PM2.5 e PM10 do sensor HPMA, a equação 8 foi aplicada, visto que não apresentavam uma tendência exponencial na relação com a RH e uma correção com a equação 1 não foi tão eficaz.



Assim, a Figura 36 apresenta a relação entre a razão das concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 e referência (estação) com a atividade da água ( $a_w$ ), cujo gráfico é denominado de humidograma, sendo  $a_w$  calculada através da seguinte expressão:  $a_w = \frac{\text{Humidade relativa}}{100}$ .

Na Figura 37 são apresentados os resultados da correlação entre dados corrigidos dos sensores com a estação.

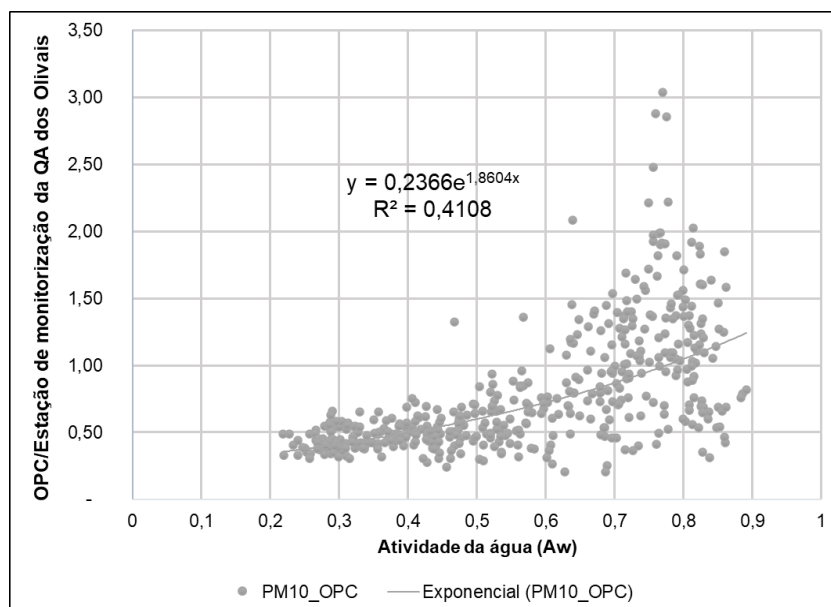


Figura 36 - Teste estação dos Olivais - Humidograma para as concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 em relação à referência ( $k=0,24$ ) (dados não corrigidos).

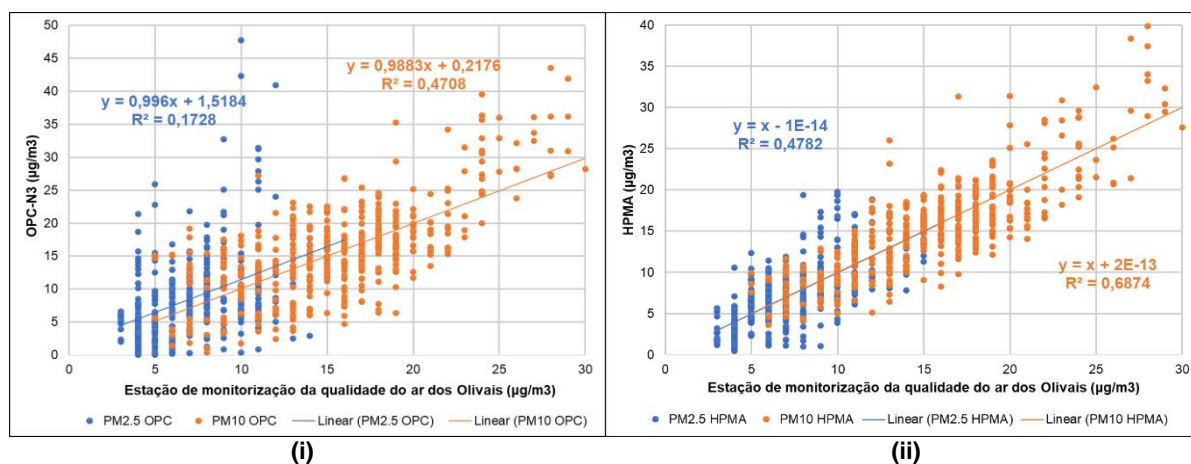


Figura 37 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM2.5 e PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais (referência) e dos sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii), a operar com caudal de 9 L/min (dados corrigidos)

No que diz respeito aos gráficos da Figura 37, ambos os sensores melhoraram a correlação com a estação, com destaque para a grande melhoria dos dados relativos a PM10 após a dupla correção, que progrediu de um coeficiente de correlação de 0,12 para 0,47. Contudo, o sensor OPC-N3 manteve um desempenho abaixo do esperado para médias horárias, com alguma dispersão dos dados.

Apesar do equipamento da estação de monitorização representar uma das referências do processo decorrido nos Olivais, existe ainda outro equipamento de referência, que recorre à análise gravimétrica das partículas (método de referência), o Leckel MVS6, tal como foi mencionado anteriormente. Estabeleceram-se comparações entre os dados de PM provenientes dos sensores e do equipamento Leckel, que permaneceu instalado lado a lado com os sensores apenas no período relativo ao primeiro teste realizado na estação de monitorização da QA dos Olivais, entre 25 de maio e 8 de junho de 2021. Assim, a Figura 38 apresenta a correlação entre as concentrações mássicas de PM2.5 e PM10 (médias diárias) dadas pelo equipamento Leckel MVS6 e pelo sensor OPC-N3 e HPMA, tanto para os dados não corrigidos ((i) e (ii)) como corrigidos ((iii) e (iv)), relativos ao período mencionado.

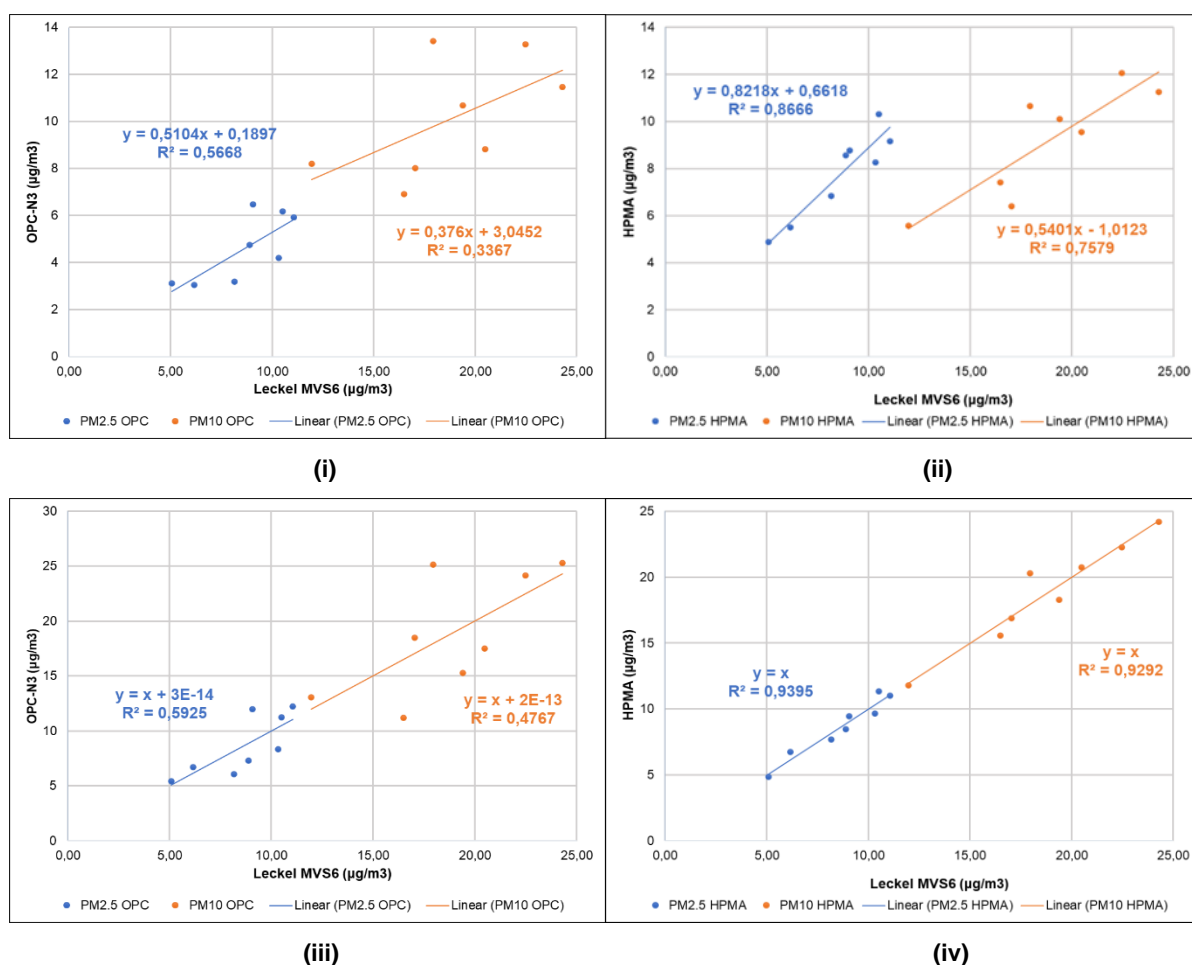


Figura 38 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias diárias) de PM2.5 e PM10 do equipamento Leckel MVS6 (referência) e os sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados não corrigidos); correlação entre as concentrações (médias diárias) de PM2.5 e PM10 do equipamento Leckel MVS6 (referência) e os sensores OPC-N3 (iii) e HPMA (iv) (dados corrigidos)

Analisando os gráficos da Figura 38 (i) e (ii), o sensor OPC-N3 demonstrou igualmente uma correlação fraca com o equipamento Leckel MVS6, tendo melhorado após a correção que usa a MLR e que inclui a influência da temperatura e RH nos dados analisados (Figura 38 (iii)). O sensor HPMA obteve, tal como sucedeu na comparação com o equipamento DustTrak, valores de  $R^2$  bastante satisfatórios. Após a correção, as correlações entre HPMA e Leckel demonstraram-se excelentes, com  $R^2$  acima dos 0,9 tanto para PM2.5 como para PM10 (Figura 37 (iv)).

Nas Tabelas 8 e 9 encontram-se as médias das concentrações horárias de PM registadas por ambos os sensores, antes e após as correções aplicadas, assim como as médias das concentrações dadas por duas das referências, o DustTrak e o equipamento da estação, respetivamente. Na Tabela 10 são expostas as médias das concentrações diárias de PM dadas pelos dois sensores, antes e após a aplicação das correções, tal como as médias das concentrações do equipamento de referência Leckel.

Na Tabela 11 são apresentadas as médias dos desvios relativos percentuais, das concentrações de PM, entre os dados dos sensores e os valores de referência, tanto do equipamento DustTrak, como da estação de monitorização e do Leckel MVS6, antes e após as correções aplicadas, referente aos períodos de medições nos quais sensores e respetiva referência permaneceram lado a lado na estação.

*Tabela 8 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021.*

<b>Média das concentrações horárias (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>			
		<b>Fração de PM</b>	<b>Concentração mássica</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	5,76
		PM10	12,38
Com correção	OPC-N3	PM2.5	9,08
		PM10	20,99
Sem correção	HPMA	PM2.5	7,78
		PM10	9,43
Com correção	HPMA	PM2.5	9,08
		PM10	19,67
<b>Equipamento de referência</b>	<b>DustTrak</b>	<b>PM2.5</b>	<b>9,08</b>
		<b>PM10</b>	<b>19,67</b>

*Tabela 9 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (estação de monitorização da qualidade do ar dos Olivais) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021 e entre 28 de junho e 7 de julho de 2021.*

<b>Média das concentrações horárias (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>			
		<b>Fração de PM</b>	<b>Concentração mássica</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	5,07
		PM10	11,46
Com correção	OPC-N3	PM2.5	8,56
		PM10	15,52
Sem correção	HPMA	PM2.5	7,55
		PM10	8,97
Com correção	HPMA	PM2.5	6,99
		PM10	15,45
<b>Equipamento de referência</b>	<b>Estação de monitorização</b>	<b>PM2.5</b>	<b>6,99</b>
		<b>PM10</b>	<b>15,45</b>

Tabela 10 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (Leckel MVS6) obtidas no período entre 25 de maio e 8 de junho de 2021.

Média das concentrações diárias ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			
		Fração de PM	Concentração mássica
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	4,61
		PM10	10,10
Com correção	OPC-N3	PM2.5	8,65
		PM10	18,76
Sem correção	HPMA	PM2.5	7,77
		PM10	9,12
Com correção	HPMA	PM2.5	8,65
		PM10	18,76
Equipamento de referência	Leckel MVS6	PM2.5	8,65
		PM10	18,76

Tabela 11 – Médias dos desvios relativos percentuais (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação às três referências.

		Fração de PM	Média dos desvios relativos percentuais relativamente a cada equipamento de referência		
			DustTrak	Estação de monitorização	Leckel MVS6
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	-35,41%	-20,05%	-46,55%
		PM10	-34,28%	-21,67%	-45,42%
Com correção	OPC-N3	PM2.5	-0,48%	23,74%	0,28%
		PM10	6,32%	2,05%	0,17%
Sem correção	HPMA	PM2.5	-14,25%	-49,43%	-9,71%
		PM10	-52,20%	-40,36%	-51,63%
Com correção	HPMA	PM2.5	0,07%	-0,96%	0%
		PM10	-0,05%	0,49%	-0,04%

Relativamente aos dados não corrigidos presentes nas Tabelas 8, 9, 10 e 11, determinados padrões mantêm-se desde o teste laboratorial, entre eles: a tendência de subestimação (desvios relativos negativos) das concentrações de PM por parte de ambos os sensores em relação aos equipamentos de referência; o desvio reduzido entre concentrações de PM2.5 e PM10 medidas pelo sensor HPMA; concentrações de PM2.5 dadas pelo sensor HPMA superiores em relação às verificadas pelo sensor OPC-N3. Contudo, nos dados relativos a PM10, o presente teste presenciou concentrações médias superiores do sensor OPC-N3 relativamente ao sensor HPMA, contrariamente ao sucedido no teste laboratorial. Isto pode ser explicado pelos registos mais elevados de RH verificados em ambiente exterior comparativamente aos espaços interiores, que provocam um crescimento excessivo das concentrações de PM10 dadas pelo sensor OPC-N3, enquanto que o sensor HPMA determina,

independentemente do local da medição, as concentrações de PM10 com base nas concentrações de PM2.5.

No que diz respeito aos dados corrigidos nas Tabelas 8, 9, 10 e 11, foi possível eliminar eficazmente a tendência de subestimação das concentrações do sensor OPC-N3 relativamente às referências, à exceção dos dados de PM2.5 relativamente ao equipamento da estação. Neste último caso, antes da correção, nos dados de PM2.5, o sensor apresentou um desvio de -20,05% (subestimação), e, após correção, o desvio foi de 23,74% (sobrestimação). Entre os desvios relativos, destaca-se a evolução dos dados de PM10 do sensor OPC-N3 em relação à estação, que após a dupla correção, progrediu de um desvio de -21,67% para 2,05%. As correções aos dados do sensor HPMA demonstraram médias de desvios relativos abaixo de 1%, comprovando a eficácia das mesmas neste tipo de sensores.

Quanto ao desempenho dos sensores de gases na estação de monitorização da QA dos Olivais, foi possível comparar e calibrar os dados obtidos pelo sensor CO-B4 com os dados registados pelos equipamentos da estação, convertendo os impulsos elétricos obtidos para concentrações mássicas. O sensor NO<sub>2</sub>-B43F apresentou diferenciais de eletrodo negativos ao longo do teste, impossibilitando qualquer calibração. Posto isto, a Figura 39 apresenta a correlação entre os dados das concentrações de CO do sensor CO-B4 e da estação, com os dados do sensor CO-B4 já corrigidos a partir das 4 equações para a calibração dos gases, descritas no subcapítulo 4 da Metodologia.

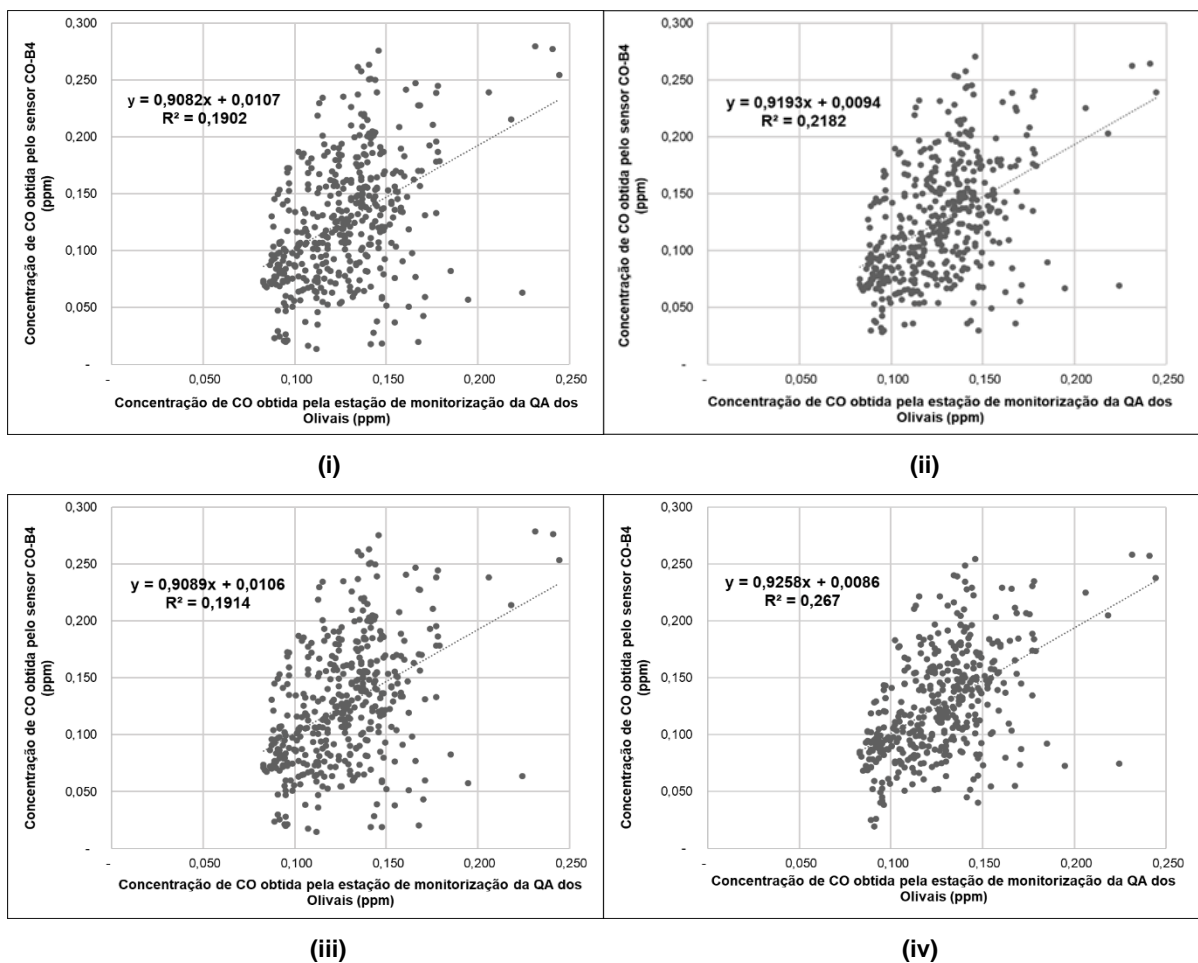


Figura 39 - Teste estação dos Olivais - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de CO da estação de monitorização da QA dos Olivais (referência) e do sensor CO-B4 (dados corrigidos com a Equação 2 (i), 3 (ii), 4 (iii), 5 (iv)).

A equação que envolve a temperatura e a RH como covariáveis (Figura 39 (iv)) demonstrou a melhor calibração de CO, apesar do  $R^2$  ser igualmente reduzido. As concentrações de CO da estação dos Olivais foram reduzidas, possivelmente devido à época do ano em que decorreram as medições (Verão), algo que dificultou a calibração do sensor. A mesma situação foi observada na estação de monitorização da QA de Entrecampos, com uma gama de concentração de CO ainda mais reduzida ([0,1;0,15] ppm). Na Tabela 12 encontram-se as concentrações médias (em ppm) do sensor CO-B4 e da estação de monitorização da QA dos Olivais após a melhor calibração efetuada (com a influência da temperatura e da RH), assim como a média dos desvios relativos percentuais horários entre os dados do sensor e a referência.

Tabela 12 – Médias (corrigidas) das concentrações de CO obtidas pelo sensor CO-B4 e da referência (estação de qualidade do ar dos Olivais) e média dos desvios relativos percentuais horários (corrigida), do sensor CO-B4 relativamente à referência, relativo aos períodos entre 25 de maio e 8 de junho e 28 de junho e 7 de julho de 2021.

Equipamento	Média das concentrações horárias de CO (ppm)	Média dos desvios relativos percentuais horários relativamente à referência
CO-B4	0,126	-0,54%
Estação de monitorização dos Olivais (referência)	0,127	

### 2.1.2 Teste na estação de monitorização de qualidade do ar de Entrecampos

No que diz respeito ao teste realizado na estação de monitorização da QA de Entrecampos, entre 27 de julho e 5 de agosto de 2021, o sensor OPC-N3 demonstrou mais uma vez correlação fraca com a estação, com  $R^2$  de 0,174 e 0,246 para PM2.5 e PM10, respetivamente. Quanto ao sensor HPMA, obteve um  $R^2$  de 0,128 e 0,52 para PM2.5 e PM10, respetivamente. A Figura 40 apresenta a relação entre a razão das concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 e referência (estação) com a atividade da água ( $a_w$ ).

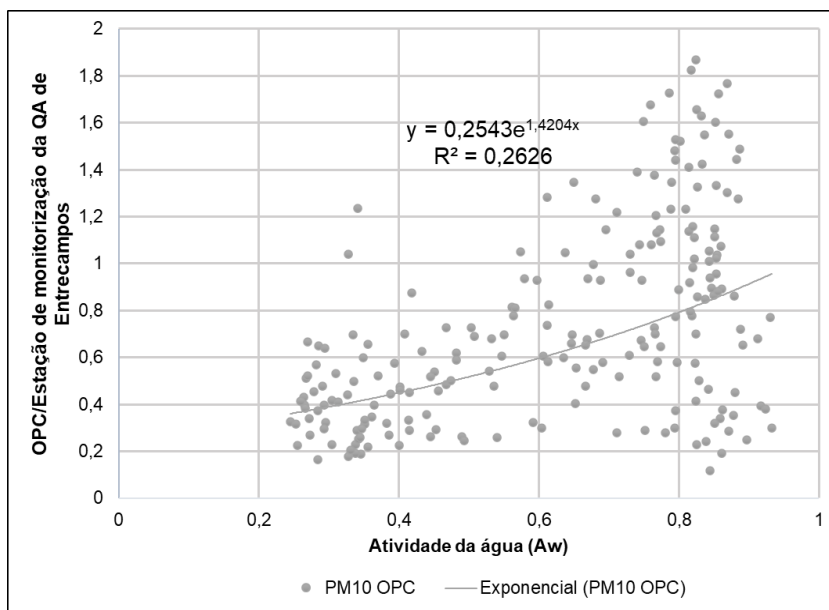


Figura 40 – Teste estação de Entrecampos - Humidograma para as concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 em relação à referência ( $k=0,25$ ) (dados não corrigidos).

Analisando o gráfico da Figura 40, verifica-se uma tendência exponencial da concentração de PM10 do sensor OPC-N3, com concentrações excessivamente altas na gama de RH mais elevada. Esta característica do sensor não foi visível em ambiente interior já que a RH se manteve com valores muito reduzidos, contudo, no teste na estação dos Olivais, em momentos de elevada RH, a mesma verificou-se. Por outro lado, na gama de RH elevada, como se pode observar no gráfico, observam-se igualmente concentrações reduzidas de PM10, o que dificulta uma possível correção nesta gama de humidade relativa.

Na Figura 41 pode ser contemplada a correlação obtida entre o sensor OPC e a estação, mas apenas no intervalo de RH [0,50] %.

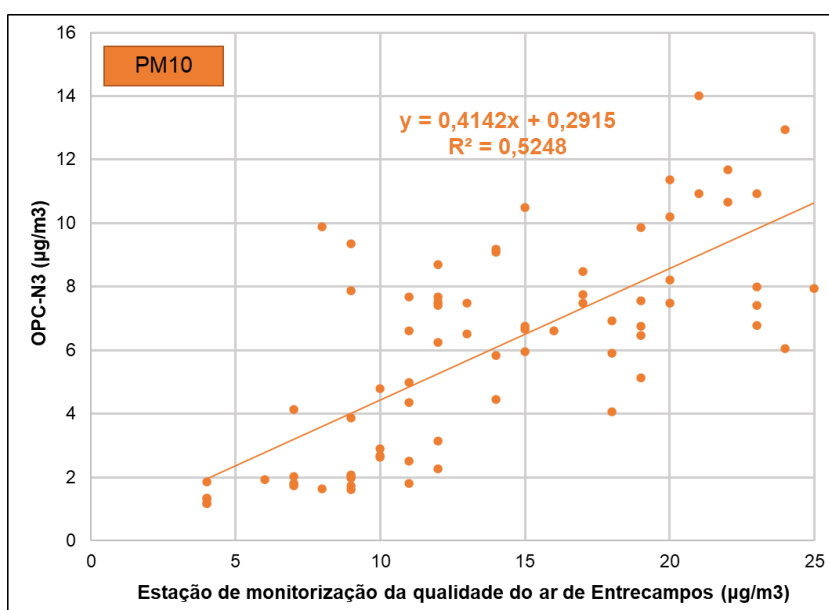


Figura 41 - Teste estação de Entrecampos - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM10 do sensor OPC-N3 e da estação de monitorização da QA de Entrecampos (referência), apenas na gama de  $RH < 50\%$  (dados não corrigidos).

Como pode ser observado pela Figura 41, o sensor denota uma correlação melhor com a estação numa gama de RH mais baixa (excluindo os dados de concentrações de PM10 correspondentes a RH>50%), com  $R^2$  de 0,52, comparativamente à correlação efetuada com as concentrações de PM10 relativas a todas as gamas de RH registadas no presente teste ( $R^2 = 0,25$ ). Conclui-se, deste modo, que a RH elevada influenciou negativamente, de novo, o desempenho do sensor OPC-N3.

Apesar da melhor correlação observada na gama de RH abaixo dos 50%, e ao contrário do que foi observado na gama de RH mais elevada, as concentrações de PM10 do sensor OPC-N3 (com RH<50%) revelaram-se muito inferiores à referência. Cerca de 70% dos valores de PM10 foram inferiores em mais de metade comparativamente à referência. A tendência de subestimação das concentrações de PM10 relativamente à referência, com RH reduzidas, tinha sido igualmente verificada nos testes laboratoriais.

Posto isto, o método de correção da RH (Equação 1) foi aplicado para a relação entre os dados de PM10 do sensor e referência em toda a gama de RH, melhorando o coeficiente de correlação, que se fixou em 0,429. No entanto, a correção baseada na teoria k-Köhler originou um decréscimo excessivo das concentrações de PM10 na gama de RH mais elevada. Dada a correlação ainda fraca, obtida com a correção da equação 1, e como a temperatura e a RH variaram entre 15,9°C e 39,5°C e entre 24,5% e 93,3%, respetivamente, aplicou-se a correção pela MLR. Duas correções foram testadas: o método da MLR com influência da temperatura e da RH, representado na Figura 42 (i), e a teoria k-Köhler seguida do método da MLR com influência da Temperatura, como ilustra a Figura 42 (ii):

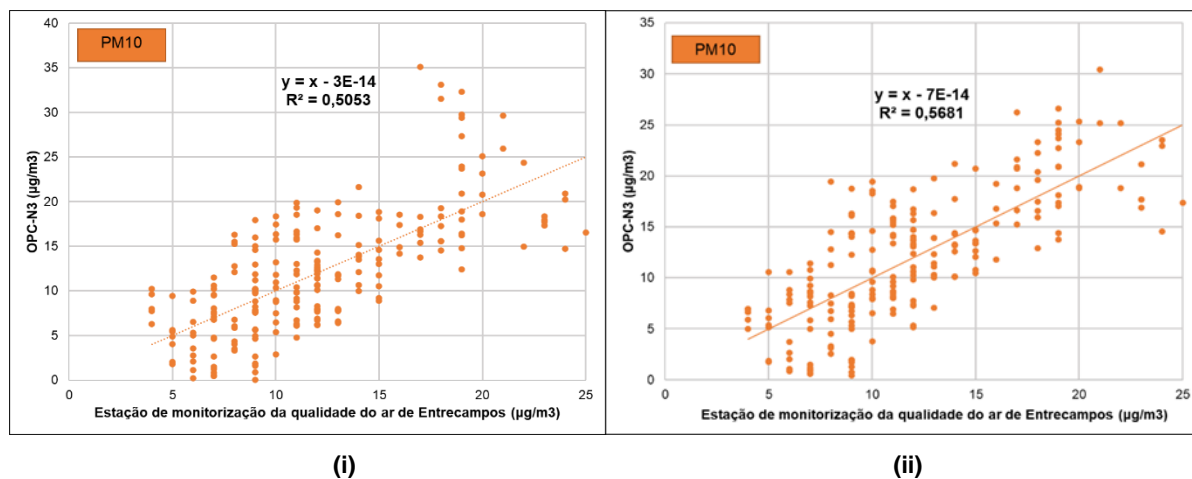


Figura 42 - Teste estação de Entrecampos - Correlação entre as concentrações (médias horárias) de PM10 da estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos (referência) e do sensor de partículas OPC-N3, com correção através da MLR (com influência da Temperatura e da RH) (i) ou com correção da RH (teoria k-Köhler) + correção através da MLR (influência da Temperatura) (ii)

O gráfico da Figura 42 (i) não apresenta uma correlação tão forte com a referência comparativamente à correlação observada na Figura 42 (ii), na qual foi aplicada uma dupla correção. Para além disso, na Figura 42 (ii), foi eliminada a “cauda” de valores no intervalo [15,20]  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  da referência, observada na Figura 42 (i). A atenuação destes valores só foi possível através da correção da teoria k-Köhler.

Relativamente aos dados de PM2.5 do sensor OPC-N3 e de PM2.5 e PM10 do sensor HPMA, foi aplicada a correção da equação 1 (teoria k-Köhler) e a correção da equação 8. A equação 8 conduziu



a resultados mais satisfatórios para estes dados, à semelhança do que tinha acontecido na correção dos dados da estação dos Olivais. Os resultados dos coeficientes de correlação com a referência foram os seguintes:  $R^2= 0,34$  para PM2.5 do sensor OPC-N3,  $R^2= 0,15$  e  $R^2= 0,50$  para PM2.5 e PM10 do sensor HPMA. Não foi encontrada uma explicação para a quebra de desempenho do sensor HPMA comparativamente ao desempenho observado nos testes anteriores.

Na Tabela 13 encontram-se as médias das concentrações horárias de PM registadas por ambos os sensores, antes e após as correções aplicadas, tal como as médias das concentrações de PM dadas pela referência, o equipamento da estação de monitorização da QA de Entrecampos. Na Tabela 14 apresentam-se as médias dos desvios relativos percentuais horários das concentrações de PM de ambos os sensores em relação à referência, antes e após as correções aplicadas.

*Tabela 13 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos) obtidas no período entre 27 de julho e 5 de agosto de 2021.*

<b>Média das concentrações horárias (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>			
		<b>Fração de PM</b>	<b>Concentração mássica</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	3,42
		PM10	8,73
Com correção	OPC-N3	PM2.5	4,94
		PM10	12,00
Sem correção	HPMA	PM2.5	7,58
		PM10	8,25
Com correção	HPMA	PM2.5	5,72
		PM10	12,11
<b>Equipamento de referência</b>	<b>Estação de monitorização</b>	<b>PM2.5</b>	<b>4,76</b>
		<b>PM10</b>	<b>12,00</b>

*Tabela 14 – Médias dos desvios relativos percentuais horários (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (estação de monitorização da qualidade do ar de Entrecampos).*

		<b>Fração de PM</b>	<b>Média dos desvios relativos percentuais horários relativamente à referência</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	-24,57%
		PM10	-26,88%
Com correção	OPC-N3	PM2.5	4,16%
		PM10	0,13%
Sem correção	HPMA	PM2.5	77,12%
		PM10	-24,83%
Com correção	HPMA	PM2.5	19,84%
		PM10	0,74%

Relativamente aos dados não corrigidos das Tabelas 13 e 14, o sensor OPC-N3 subestimou novamente as concentrações de PM2.5 e PM10 em relação à referência, com desvios relativos de -24,57% e -26,88%, respetivamente. Entre os dois sensores de partículas, verifica-se novamente uma

concentração média de PM2.5 superior no sensor HPMA, enquanto que para PM10 o OPC-N3 supera o HPMA.

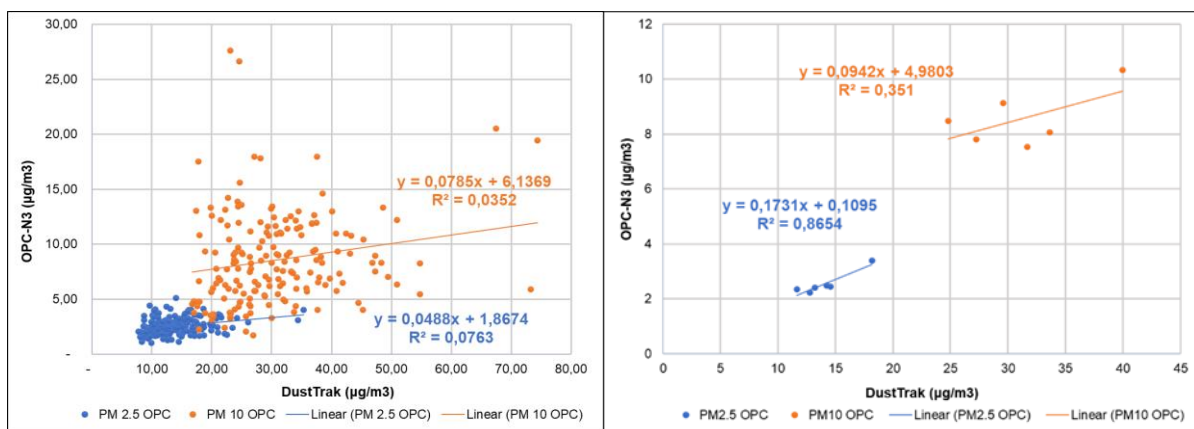
Relativamente aos dados corrigidos das Tabelas 13 e 14, destaca-se o desvio relativo obtido nos dados de PM10 do sensor OPC-N3, resultado da dupla correção aplicada. O sensor HPMA não apresentou resultados tão satisfatórios como anteriormente, com destaque para o desvio de 19,84% (sobrestimação) da fração PM2.5.

Tal como foi mencionado no subcapítulo 2.1.1, o intervalo de concentrações de CO medido pelo equipamento da estação de Entrecampos demonstrou ser reduzido, impedindo a devida calibração dos impulsos elétricos do sensor CO-B4.

## 2.2 Teste em movimento

O teste realizado em movimento teve como finalidade avaliar o desempenho dos sensores quando instalados num meio de transporte. Até este instante, os sensores foram sujeitos a testes laboratoriais (num ambiente controlado) e testes em estações de monitorização da QA, nos quais existia um determinado distanciamento às fontes de poluição, tais como veículos, fábricas, etc. No presente teste, o distanciamento às fontes de poluição diminuiu drasticamente e são esperadas concentrações de PM e CO superiores aos obtidos nos testes anteriores. A poluição provocada pelo próprio veículo em que o sensor está instalado, assim como dos demais veículos circundantes, tem um impacto direto no protótipo e são um teste à capacidade que o mesmo detém de suportar um cenário de poluição real.

O desafio que surge com sensores de baixo custo está ligado à difícil obtenção de resultados satisfatórios com médias de 1 minuto, ao contrário do que sucede com médias de 1 hora (como as que são disponibilizadas pelas estações de monitorização fixas já existentes). O objetivo de futuro consiste em alcançar resultados promissores com dados ao segundo, de forma a disponibilizar informação credível sobre a poluição em tempo real à população. Contudo, nos testes em ambiente exterior até este momento, tal como sucedeu no presente teste realizado em movimento, os fatores meteorológicos e outros fatores, influenciaram negativamente o desempenho dos sensores. Posto isto, os sensores de partículas OPC-N3 e HPMA foram comparados com o equipamento de referência DustTrak, com médias de 1 (i) e 30 (ii) minutos, como pode ser observado nas Figuras 43 e 44, respetivamente.



(i)

(ii)

Figura 43 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do sensor OPC-N3 e DustTrak (referência), para médias de 1 (i) e 30 (ii) minutos (dados não corrigidos).

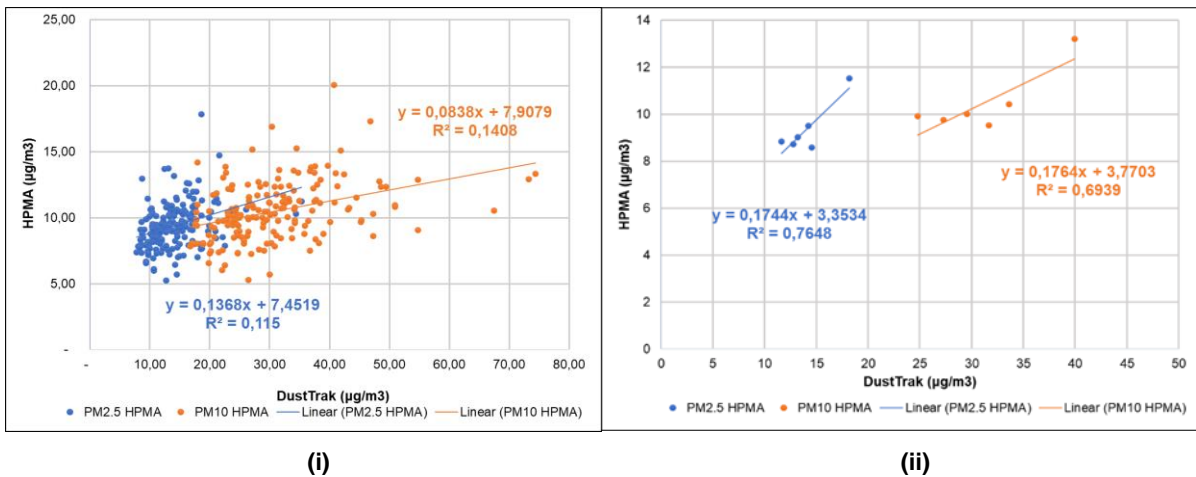


Figura 44 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações de PM2.5 e PM10 do sensor HPMA e DustTrak (referência), para médias de 1 (i) e 30 (ii) minutos (dados não corrigidos)

As correlações obtidas entre os dois sensores de partículas e o DustTrak (referência) para médias de 1 minuto não foram satisfatórias, como era esperado. Pelo contrário, com médias de 30 minutos, o sensor OPC demonstrou uma boa correlação na fração PM2.5 ( $R^2 = 0,87$ ). Os dados de PM10 do OPC-N3 apresentaram uma grande dispersão e um  $R^2$  reduzido. A possível causa apontada seria a RH, contudo, a mesma variou entre 27,0% e 49,5%, pelo que não foi suficientemente elevada para provocar o aumento da dimensão das partículas devido à absorção de água. Já o sensor HPMA apresentou correlações satisfatórias com médias de 30 minutos, tanto para PM2.5 ( $R^2 = 0,76$ ) como para PM10 ( $R^2 = 0,69$ ). No entanto, devido à particularidade destes sensores em calcular PM10 a partir de PM2.5, os desvios entre as duas frações de PM serão sempre muito reduzidos e as concentrações de PM10 nunca serão representativas da realidade, mas sim uma simples estimativa.

Os dados medidos pelos sensores de partículas OPC-N3 e HPMA foram corrigidos recorrendo à equação 8 e os resultados obtidos encontram-se na Figura 45 (i) e (ii), respetivamente.

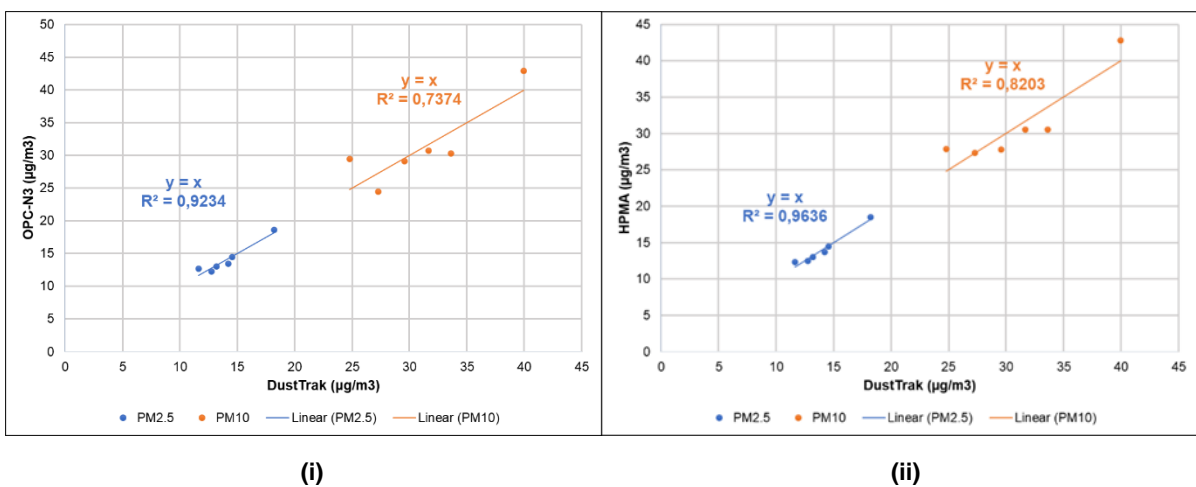


Figura 45 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações (médias de 30 minutos) de PM2.5 e PM10 do equipamento DustTrak (referência) e os sensores de partículas OPC-N3 (i) e HPMA (ii) (dados corrigidos).

Na Tabela 15 são apresentadas as médias das concentrações de PM registradas por ambos os sensores, antes e após as correções aplicadas, assim como as médias das concentrações de PM dadas pela referência. Na Tabela 16 apresentam-se as médias dos desvios relativos percentuais das concentrações de PM de ambos os sensores em relação à referência, antes e após as correções aplicadas.

Tabela 15 - Médias (sem correção e corrigidas) das concentrações dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) e do equipamento de referência (DustTrak).

<b>Média das concentrações (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>			
		<b>Fração de PM</b>	<b>Concentração mássica</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	2,54
		PM10	8,55
Com correção	OPC-N3	PM2.5	14,10
		PM10	31,15
Sem correção	HPMA	PM2.5	9,36
		PM10	10,46
Com correção	HPMA	PM2.5	14,10
		PM10	31,15
<b>Equipamento de referência</b>	<b>DustTrak</b>	<b>PM2.5</b>	<b>14,10</b>
		<b>PM10</b>	<b>31,15</b>

Tabela 16 – Médias dos desvios relativos percentuais (sem correção e corrigidos), dos sensores de partículas (OPC-N3 e HPMA) em relação à referência (DustTrak).

		<b>Fração de PM</b>	<b>Média dos desvios relativos percentuais relativamente à referência</b>
Sem correção	OPC-N3	PM2.5	-81,88%
		PM10	-72,12%
Com correção	OPC-N3	PM2.5	0,07%
		PM10	0,19%
Sem correção	HPMA	PM2.5	-33,10%
		PM10	-66,08%
Com correção	HPMA	PM2.5	0,05%
		PM10	0,17%

Quanto ao desempenho dos sensores de gases, o sensor CO-B4 foi calibrado a partir dos dados fornecidos pelo equipamento IAQ-Calc (referência). O equipamento referido apresentou um intervalo de concentrações aceitável que permitiu uma correção adequada aos dados provenientes dos sensores. A Figura 46 apresenta a correlação entre o diferencial de elétrodo do sensor CO-B4 (em mV) e a referência (em ppm), antes de qualquer calibração, com médias de 1 minuto. A Figura 47 apresenta a correlação entre as concentrações de CO do sensor CO-B4 e a referência, com os dados do sensor devidamente corrigidos através das 4 equações destinadas à calibração dos gases, descritas no subcapítulo 4 da Metodologia.

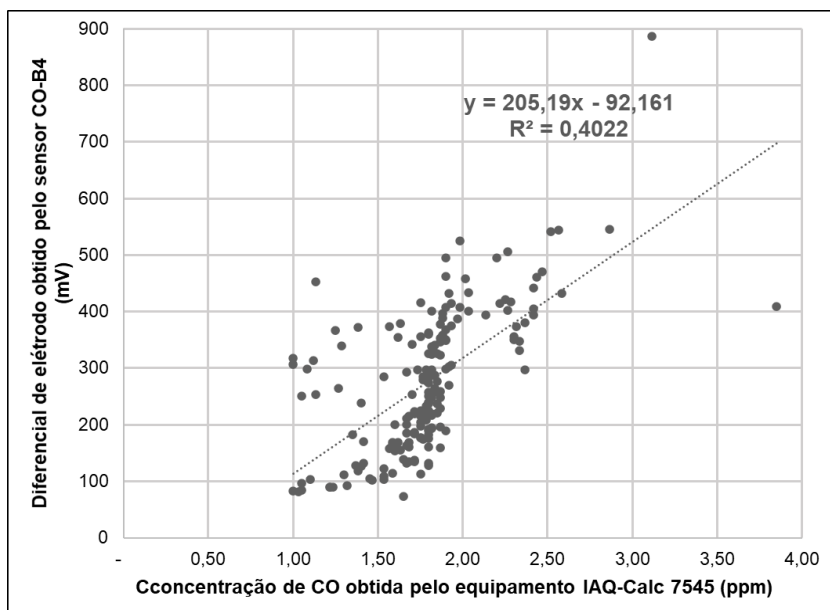


Figura 46 - Teste em movimento - Correlação entre diferencial de elétrico do sensor CO-B4 (mV) e as concentrações de CO do equipamento IAQ-Calc 7545 (referência) (médias de 1 minuto).

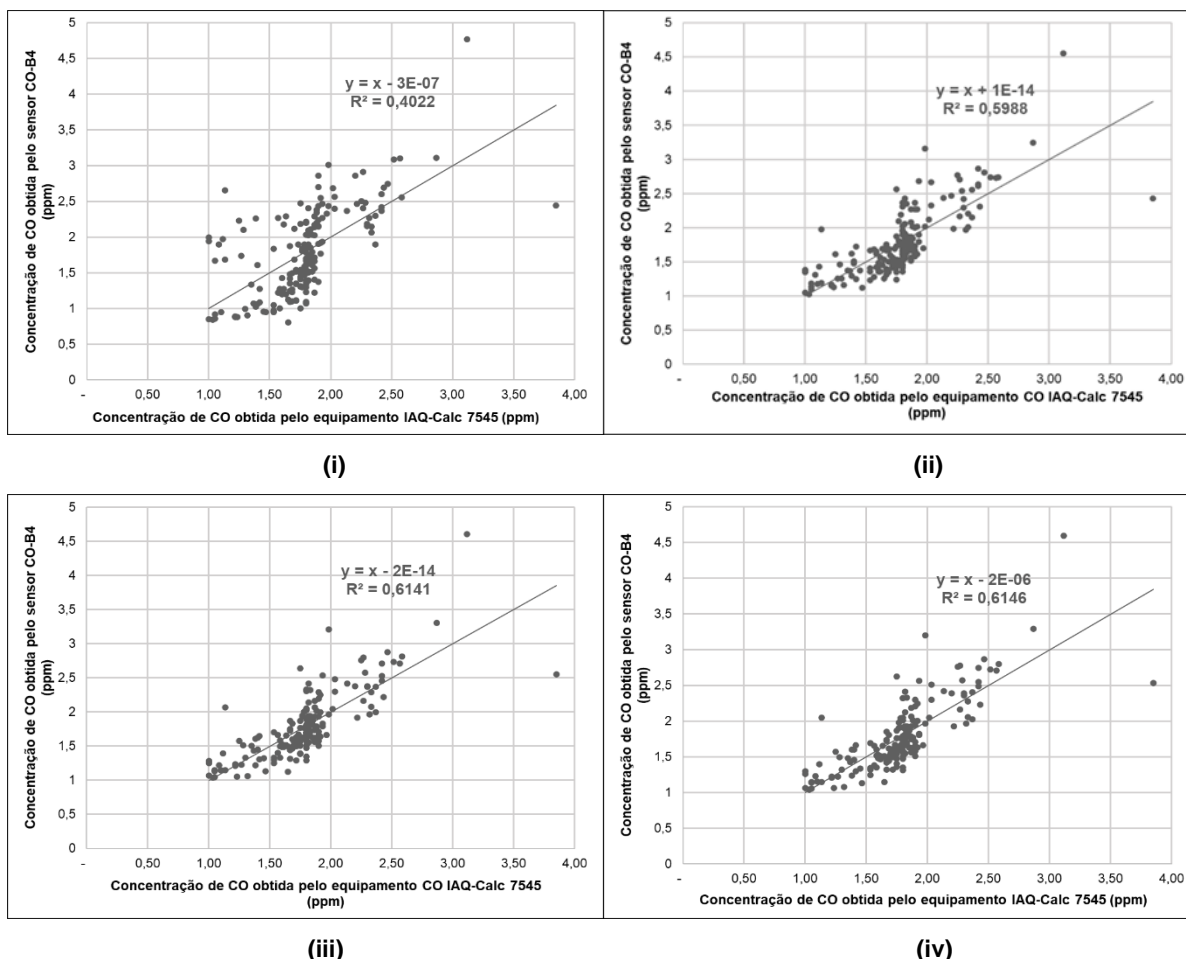


Figura 47 - Teste em movimento - Correlação entre as concentrações (médias de 1 minuto) de CO do equipamento IAQ-Calc 7545 (referência) e do sensor CO-B4 (dados corrigidos com a Equação 2 (i), 3 (ii), 4 (iii), 5 (iv)).

Analisando os gráficos da Figura 47, conclui-se que uma calibração dos impulsos elétricos provenientes do sensor CO-B4 a partir das concentrações mássicas de um equipamento de referência, como o IAQ-

Calc 7545, pode originar resultados muito satisfatórios. A correlação obtida após a correção com a equação 5 ( $R^2 = 0,61$ ), que envolve a temperatura e a RH, foi o melhor resultado obtido, tal como aconteceu no teste realizado na estação de monitorização da QA dos Olivais e como foi evidenciado no estudo realizado por Karagulian et al. (2019). É de realçar que os valores de  $R^2$  apresentados são obtidos com médias de 1 minuto, o que torna o comportamento do sensor ainda mais satisfatório quando comparado com valores de  $R^2$  semelhantes obtidos na estação de monitorização da QA dos Olivais com médias de 1 hora. Em suma, conclui-se que o sensor CO-B4 denota melhores resultados quando calibrado com outro equipamento de calibração pessoal, comparativamente a uma calibração com base numa estação fixa de monitorização da QA. O motivo da melhor calibração a partir do equipamento pessoal prende-se com o intervalo de concentrações dado pelo mesmo, dado que o mesmo é significativamente superior ao intervalo dado pela estação. Posto isto, a Figura 48 representa o resultado final da melhor calibração obtida, comparando o diferencial de elétrodos obtido pelo sensor (em mV) e as concentrações do sensor já devidamente calibradas (em ppm).

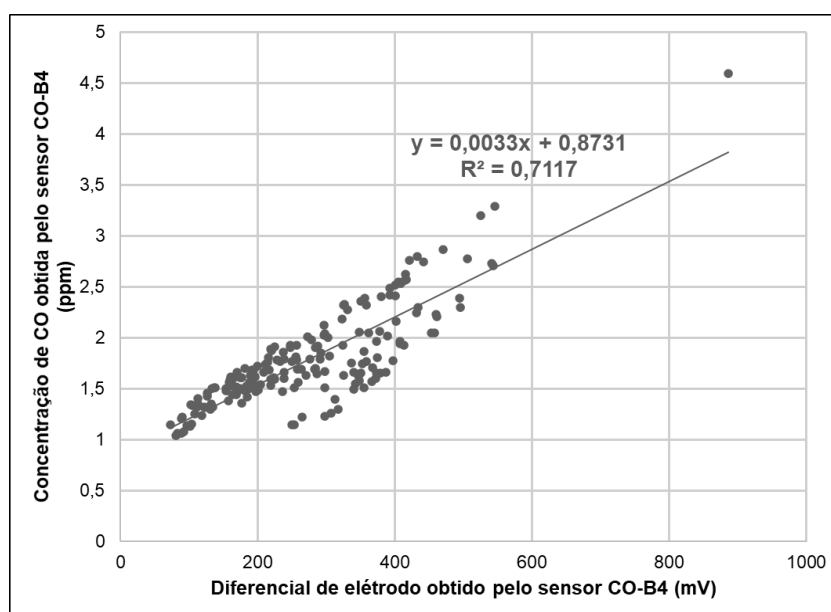


Figura 48 - Teste em movimento - Correlação entre concentrações de CO (médias de 1 minuto) do sensor CO-B4 (ppm) e o diferencial de elétrodo do sensor CO-B4 (mV) (dados corrigidos).

Na Tabela 17 apresentam-se as médias das concentrações ao minuto dadas pelo sensor CO-B4 (corrigidas através da Equação 5) e pelo equipamento IAQ-Calc 7545 (referência), assim como a média dos desvios relativos percentuais ao minuto do sensor em relação à referência.

Tabela 17 – Médias (corrigidas) das concentrações ao minuto de CO do sensor CO-B4 e do equipamento de referência (IAQ-Calc 7545) e média dos desvios relativos percentuais ao minuto (corrigido), do sensor CO-B4 relativamente à referência durante o teste em movimento.

Equipamento	Média das concentrações ao minuto de CO (ppm)	Média dos desvios relativos percentuais ao minuto relativamente à referência
CO-B4	1,785	0,16%
IAQ-Calc 7545	1,784	

A Tabela 17 comprova que, em valores médios, o sensor e o equipamento de referência aproximam-se após a melhor correção ser aplicada. Apesar de, em termos médios, o desvio entre o sensor e a referência ser aproximadamente nulo (0,16%), ao minuto existem desvios entre os dois equipamentos. Contudo, é usual verificar-se desvios entre sensores e referência na medição de CO em experiências de campo (Samad et al., 2020).

De modo a concluir a análise à performance do CO, o teste CTN possivelmente seria uma excelente oportunidade de alcançar um método de calibração promissor para o CO num ambiente com temperatura e RH constantes, e posteriormente aplicar o mesmo nas medições em ambiente exterior. Não tendo sido possível, referências devidamente calibradas e sistemas mais complexos revelam ser essenciais em futuros testes a realizar.

A influência dos fatores meteorológicos revelou-se notória em ambiente exterior, pelo que um dos objetivos futuros será o desenvolvimento de sistemas que consigam anular esse efeito de forma mais eficaz. Apesar da correção por gamas de RH ter fornecido bons resultados, um processo que permita executar medições com diferentes intervalos de temperatura e RH (Samad et al., 2020) facilitará uma observação individual do comportamento do sensor em cada intervalo de RH.

Relativamente ao sensor de NO<sub>2</sub>, este não demonstrou novamente qualquer garantia de qualidade no teste realizado em movimento, apresentando diferenciais de elétrodo negativos e impedindo uma conversão eficaz para concentrações.

### 3. Implementação do protótipo em autocarros

Finalizada a fase de testes ao desempenho dos sensores, o presente capítulo descreve a fase de implementação do sistema ExpoLIS em autocarros. Na presente fase, as concentrações de PM foram determinadas por dois sensores OPC-N3, sendo que um deles foi instalado numa caixa destinada a medir no interior do autocarro (denominada de “caixa 2”, já usada na fase de testes), enquanto que o outro foi instalado numa caixa destinada a medir os poluentes no exterior do autocarro (“caixa 3”), ao longo de quatro percursos pela cidade de Lisboa. O mesmo sucedeu com os sensores CO-B4 e NO<sub>2</sub>-B43F.

Deste modo, primeiramente são descritas as medições que antecederam a implementação do protótipo no autocarro. Estas medições tiveram como propósito obter um registo das duas caixas em simultâneo com um equipamento de referência (DustTrak).

De seguida, são vários os aspetos avaliados nas medições realizadas em autocarros, tais como a variação das concentrações consoante o percurso selecionado, locais de passagem e os períodos do dia (hora de ponta ou hora de noite). É ainda analisada a relação entre as concentrações dos poluentes no interior e exterior do autocarro. Por fim, são apresentados alguns exemplos de mapas de distribuição espacial das concentrações em determinados percursos.

### 3.1 Calibração dos sensores OPC-N3 das Caixas 2 e 3

Entre os dias 19 e 22 de outubro de 2021, no CTN, as duas caixas e um monitor DustTrak (referência) operaram em simultâneo, possibilitando obter não só a relação entre o sensor OPC-N3 de cada caixa e a referência, mas também entre os dois sensores. Com base nas relações estabelecidas entre cada sensor e a referência, tornou-se possível calibrar os dados obtidos em autocarros a partir da equação 7. Contudo, nas próximas implementações em autocarros, um número muito superior de sensores será usado e estes terão que ser calibrados com o método de referência em ambiente exterior de modo a que a temperatura e a RH sejam consideradas na correção.

A Figura 49 descreve a correlação verificada neste período de medições no CTN entre as concentrações de PM dadas pelos sensores OPC-N3 presentes nas duas caixas.

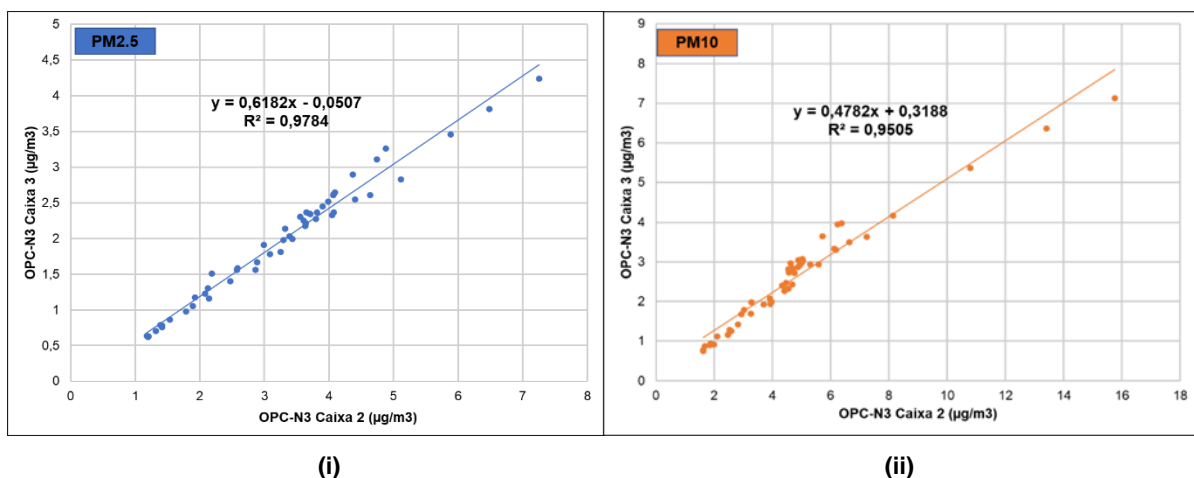


Figura 49 - Correlação entre as concentrações de PM2.5 (i) e PM10 (ii) (médias horárias) do sensor OPC-N3 da caixa 2 com o sensor OPC-N3 da caixa 3.

Os dois sensores OPC-N3 apresentaram entre si uma excelente correlação de dados de PM2.5 e PM10, assegurando desta forma que tanto os dados medidos no interior como no exterior apresentaram qualidade e equilíbrio entre si.

### 3.2 Concentrações médias de PM em cada percurso e diferenças entre períodos do dia

Os quatro percursos de autocarro apresentaram diferenças no que diz respeito às concentrações médias medidas, consoante os períodos do dia e a rota em questão. Assim, as concentrações médias



de PM2.5 e PM10 (devidamente corrigidas) medidas pelo sensor OPC-N3 presente na caixa 2 (interior do autocarro) encontram-se na Figura 50.

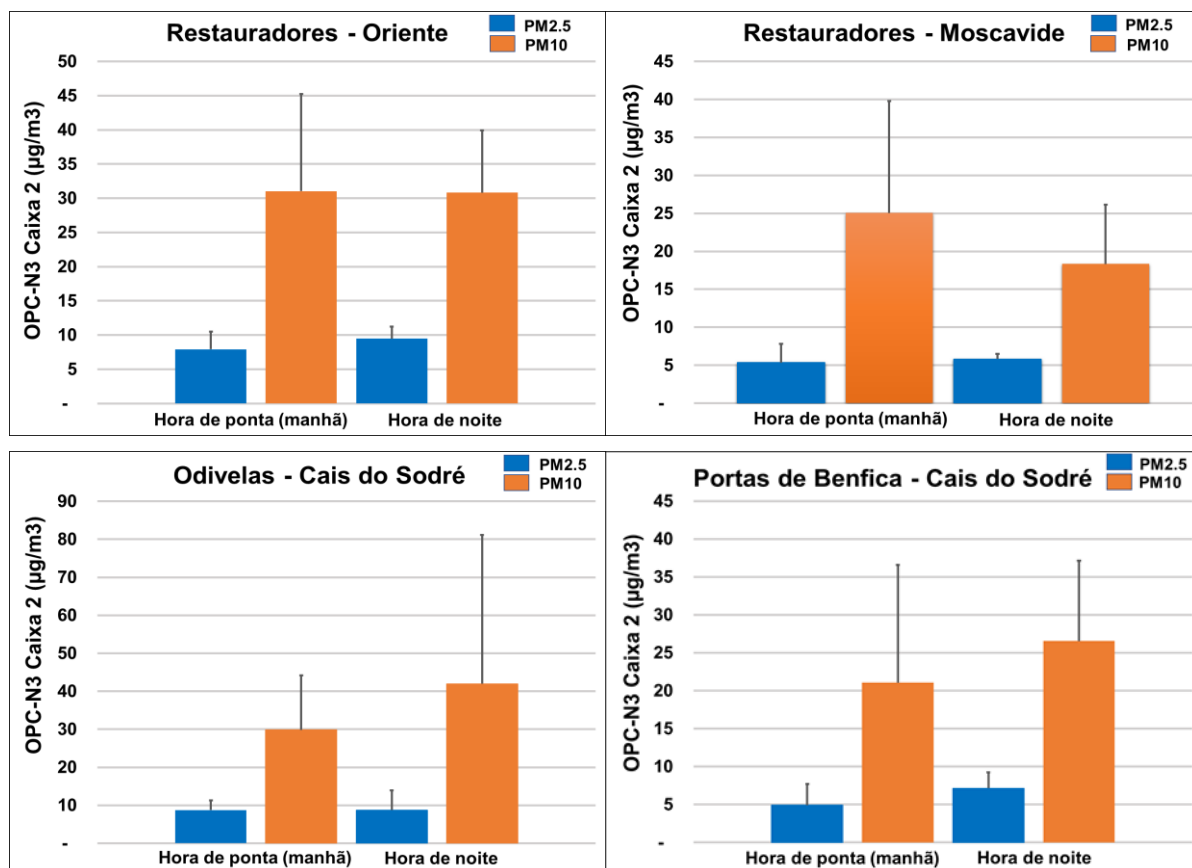


Figura 50 – Médias das concentrações mássicas de PM2.5 e PM10, e desvio padrão, medidos no interior do autocarro pelo sensor OPC-N3, para os quatro percursos realizados (dados corrigidos)

Analisando primeiramente as medições decorridas na hora de ponta da manhã no interior do autocarro, as concentrações mais elevadas de PM2.5 foram verificadas no percurso Odivelas-Cais do Sodré, enquanto que as maiores concentrações de PM10 foram registadas no percurso Restauradores-Oriente, com concentrações médias e desvio padrão de  $9 \pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $31 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. O percurso de autocarro entre Odivelas e Cais do Sodré é marcado por paragens em zonas de tráfego intenso nas horas da manhã, tais como Campo Grande, Saldanha e Avenida da Liberdade, conduzindo a concentrações elevadas de PM2.5 no interior do autocarro, que têm origem nos processos de combustão dos veículos e conseqüentemente se infiltram no próprio autocarro. No que diz respeito a PM10, apesar da concentração média mais elevada ter sido verificada no percurso Restauradores-Oriente ( $31 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), o percurso Odivelas-Cais do Sodré registou um valor semelhante ( $30 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A razão do valor elevado de PM10 verificado nos percursos referidos pode ser atribuída à abrasão de superfícies e ressuspensão do solo de poeiras provenientes de obras em execução.

Nas medições realizadas no horário de noite, a concentração média mais elevada de PM2.5 foi verificada no percurso Restauradores-Oriente, enquanto que a maior concentração média de PM10 ocorreu no percurso Odivelas-Cais do Sodré, com concentrações médias e desvio padrão de  $9 \pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $42 \pm 39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Ao longo do percurso Restauradores-Oriente, no horário de noite, não foi verificado qualquer congestionamento do trânsito. Posto isto, apesar da concentração

média de partículas finas ter sido a mais elevada entre os quatro percursos, incluindo os percursos da manhã, não representa qualquer perigo para a saúde humana e possivelmente teve como fonte principal a poluição provocada pelo próprio autocarro. Outro detalhe que pode ter influenciado foi a quantidade de janelas que permaneceram abertas durante esta rota e, tal como foi visto por Yu et al. (2012), este é um fator que contribui para a elevada exposição a poluentes no interior de autocarros. A concentração média de PM10, medida no horário de noite, no percurso Odivelas-Cais do Sodré, foi superior às concentrações verificadas na hora de ponta, possivelmente devido à emissão de poluentes de exaustão e não-exaustão (que se infiltram no interior do autocarro) provocada por um congestionamento do trânsito na noite do dia 3 de novembro junto à zona do Campo Grande. As situações de “para-arranca” nas zonas mais congestionadas foram mais frequentes do que o normal, o que pode ter contribuído igualmente para as elevadas concentrações registadas. Para além disso, a ocupação do autocarro e a ressuspensão de pó no interior do mesmo pode ter influenciado também as concentrações.

As concentrações médias de PM2.5 registadas nos quatro percursos realizados pela cidade de Lisboa demonstraram ser inferiores ao limite (valor diário) imposto pela WHO ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Os valores registados nas medições não correspondem a concentrações médias diárias, pelo que o valor limite da WHO é apenas indicativo. Comparativamente a outros estudos, as concentrações médias de PM2.5 foram igualmente inferiores. Adams et al. (2001) registaram uma concentração média geométrica de  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em autocarros de Londres, Molle et al. (2013) mediram uma concentração média de  $59 \pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em autocarros de Paris, enquanto que Manojkumar et al. (2020), na Índia, mediram concentrações médias consideravelmente superiores, de 127 e  $116 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em horários de manhã e tarde, respetivamente. Estas diferenças significativas de valores de PM2.5 entre outros estudos e o presente estudo devem-se a vários fatores, entre eles o facto de cidades como Londres, Paris e Vellore (na Índia) apresentarem habitualmente níveis de poluição superiores e um tráfego rodoviário mais intenso comparativamente a Lisboa. Outros fatores que podem justificar a diferença entre os níveis de PM2.5 da cidade de Lisboa e das cidades referidas anteriormente são as condições meteorológicas e época do ano, o tipo de autocarro usado (autocarro comum, articulado, etc) e as condições de ventilação de cada um, assim como o tipo de rota percorrida.

As concentrações médias de PM10 verificadas nos quatro percursos não ultrapassaram o limite diário imposto pela WHO ( $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), apesar dos valores elevados que foram registados em alguns períodos de medição. Tal como sucedeu para PM2.5, o valor diário de PM10 imposto pela WHO é apenas um valor indicativo.

Concluindo, as medições nas horas de noite (horas com trânsito habitualmente menos intenso) revelaram em vários momentos concentrações de PM superiores às registadas em horas de ponta, sendo que um dos principais motivos foi devido ao intenso tráfego rodoviário em Lisboa no início das noites de medições. A greve do metropolitano de Lisboa coincidiu com dois dias de medições, o que conduziu a um maior número de ocupantes nos autocarros até horas mais tardias, assim como a um maior número de veículos na estrada. Já na noite da medição Odivelas-Cais do Sodré, um evento desportivo realizado na zona do Campo Grande provocou filas de trânsito. Com este estudo retira-se

que o volume do tráfego e o número de ocupantes no autocarro são fatores dependentes das próprias circunstâncias do dia e revelam uma influência maior nas concentrações registadas comparativamente aos diferentes períodos do dia.

### 3.3 Relação das concentrações Interior/Exterior

Na Tabela 18 são expostos os valores da razão entre as concentrações verificadas no interior e exterior do autocarro pelos dois sensores OPC-N3, para os quatro percursos realizados. No percurso Restauradores–Oriente, realizado no horário de noite, o sensor de partículas da caixa 3 apresentou a informação de erro, o que impossibilitou qualquer calibração. Os autocarros apresentaram, durante os vários percursos, algumas janelas abertas para além da janela usada para colocar o tubo do sensor. Quanto ao tipo de ventilação, os autocarros não apresentaram o ar condicionado ligado em nenhum dos percursos.

*Tabela 18 - Razão entre as concentrações de PM2.5 e PM10 verificadas no interior e exterior do autocarro ao longo dos quatro percursos estabelecidos, tanto nas horas de ponta da manhã como nas horas de noite.*

Percurso	Fração de PM	Razão $C_{Interior}/C_{Exterior}$		
		Hora de ponta (manhã)	Hora de noite	Média dos dois períodos
Restauradores – Oriente	PM2.5	1,36		1,36
	PM10	1,54		1,54
Restauradores – Moscavide	PM2.5	2,18	1,75	1,96
	PM10	1,87	1,80	1,84
Odivelas – Cais do Sodré	PM2.5	1,94	0,92	1,43
	PM10	1,97	1,17	1,57
Portas de Benfica – Cais do Sodré	PM2.5	3,56	3,09	3,32
	PM10	5,03	4,29	4,66

De forma geral, as concentrações de PM2.5 e PM10 verificadas no interior dos autocarros revelaram-se superiores relativamente às concentrações do exterior, à exceção do percurso Odivelas-Cais do Sodré, no qual foram registadas, no horário de noite, concentrações de PM2.5 no exterior superiores às verificadas no interior (razão  $C_{interior}/C_{exterior}$  igual a 0,92). Também nesse horário e percurso, a razão entre as concentrações no interior e exterior na fração PM10 foi perto de 1 (1,17). Os valores elevados no exterior do autocarro durante o referido percurso no horário da noite coincidem com a explicação dada anteriormente. As medições entre Odivelas e Cais do Sodré decorreram numa noite de intenso tráfego rodoviário, principalmente na zona do Campo Grande, o que originou não só uma grande quantidade de poeiras, mas também partículas finas provenientes do tubo de escape dos veículos presentes (do próprio autocarro e dos demais veículos). Apesar da exceção registada na rota Odivelas-Cais do Sodré, as concentrações de PM2.5 foram, de forma geral, superiores no interior do autocarro relativamente ao exterior, tal como sucedeu no estudo de Molle et al. (2013), realizado em autocarros.

O percurso Portas de Benfica-Cais do Sodré registou valores de razão entre as concentrações no interior e exterior excessivamente elevados (3,32 para PM2.5 e 4,66 para PM10), o que pode indicar

que para além da poluição provocada pelo motor do autocarro, a ocupação do autocarro e a ressuspensão de pó causada pela mesma podem ter contribuído significativamente para esta diferença de valores entre o interior e o exterior.

### **3.4 Distribuição espacial das concentrações de PM**

No presente subcapítulo, foram construídos mapas de distribuição espacial das concentrações de PM medidas no exterior do autocarro. Foram analisados os percursos com as concentrações médias de PM no exterior mais elevadas no horário da noite e horário de ponta. No horário da noite, o percurso no qual foram registadas as concentrações médias de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> mais elevadas teve início em Odivelas e fim no Cais do Sodré. Na hora de ponta, os valores mais elevados foram verificados no percurso Restauradores-Oriente.

#### **- Percursos realizados nas horas de noite**

Nas Figuras 51 (i) e 52 (i) encontram-se representados os mapas da distribuição espacial das concentrações de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>, respetivamente, ao longo do percurso Odivelas-Cais do Sodré, medidas no exterior do autocarro, no horário de noite. Na Figura 51 (ii) é apresentado o exemplo do menu principal da aplicação do Sistema ExpoLIS, que disponibiliza em tempo real a posição do sensor (neste caso, o sensor selecionado era o sensor da caixa 2), assim como a temperatura, a RH, e as concentrações dos vários poluentes ao segundo. O percurso foi ainda dividido em 6 zonas e para cada uma foram calculadas as concentrações médias, descritas na Figura 52 (ii).



(i)

**Concentrações de PM2.5 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):**

- ◆ 5,55 - 10,63
- ◆ 10,64 - 14,79
- ◆ 14,80 - 19,97
- ◆ 19,98 - 29,24



(ii)

**Legenda das zonas:** 1 – Rua do Lumiar e Alameda das Linhas de Torres; 2 – Campo Grande; 3 – Avenida da República; 4 – Avenida Fontes Pereira de Melo; 5 – Avenida da Liberdade; 6 - Restauradores

Figura 51 - Mapa das concentrações de PM2.5 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Odivelas e Cais do Sodré (i); Exemplo do menu principal da aplicação do sistema ExpoLIS, a registar em tempo real os dados de poluentes, temperatura e RH do percurso Odivelas-Cais do Sodré (ii).

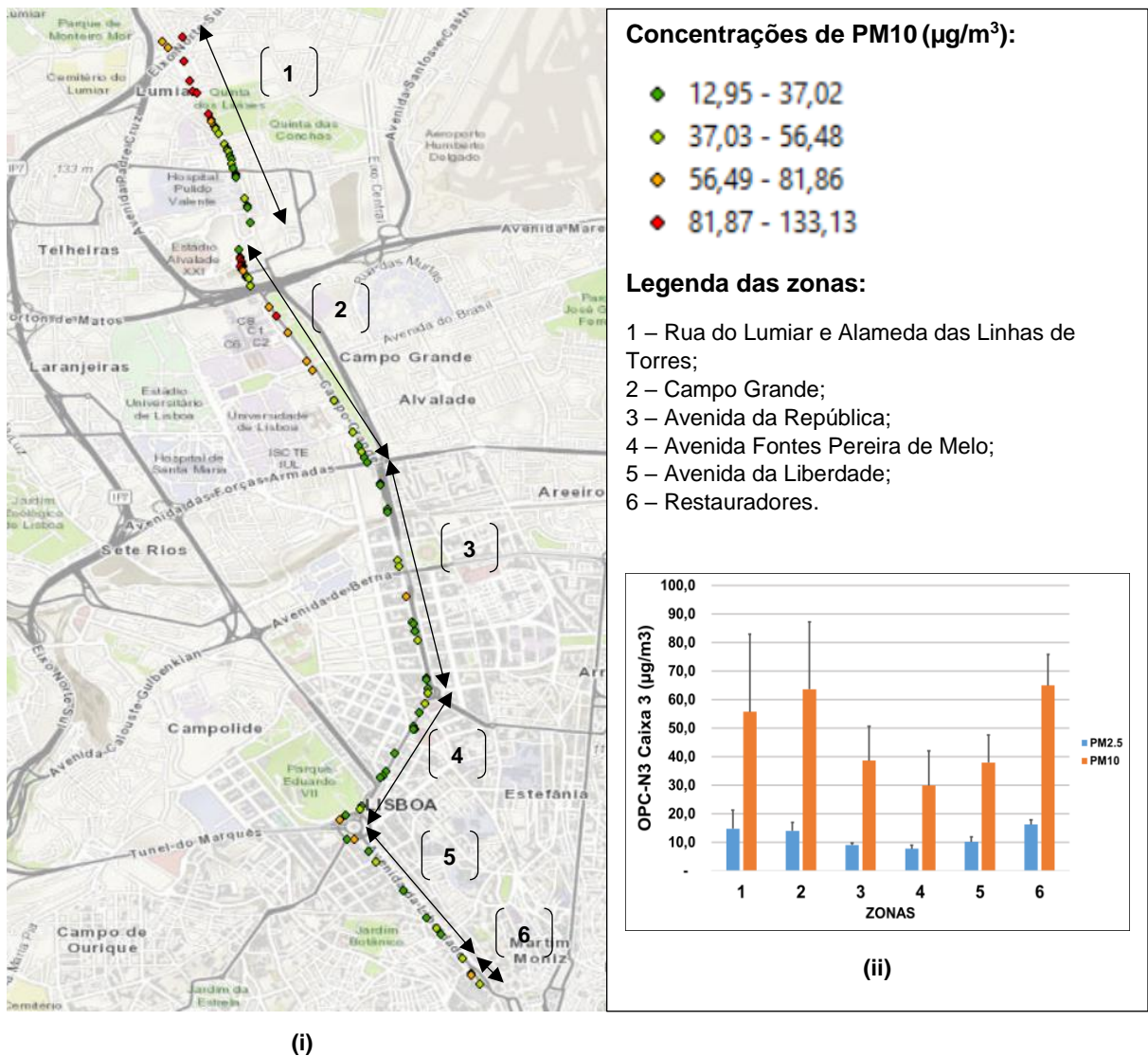


Figura 52 - Mapa das concentrações de PM10 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Odivelas e Cais do Sodré (i); Concentrações médias de PM2.5 e PM10 por zonas (ii).

O percurso analisado verificou concentrações médias de PM2.5 e PM10 de  $9 \pm 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $36 \pm 27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente.

No que diz respeito às concentrações de PM2.5, e como se observa nas Figuras 51 (i) e 52 (ii), as zonas 1, 2 e 6 registaram os valores mais elevados durante o percurso, com concentrações médias e desvio padrão de  $15 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $14 \pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $16 \pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. As cores vermelhas bastante visíveis na primeira parte da rota (Lumiar e Campo Grande) coincidem com o congestionamento do trânsito verificado na noite de 3 de novembro. Na zona 1 e 2, a fila de trânsito proporcionou um grande aglomerado de veículos e conseqüentemente uma libertação de partículas finas dos tubos de escape.

A zona 6 registou igualmente uma concentração média muito elevada, devido à grande quantidade de autocarros presentes no local à noite. Esta zona apresenta não só muitas paragens de autocarro, como também é o ponto de partida de muitas rotas em Lisboa.

Relativamente a PM10, na Figura 52 (ii) também foi visível uma superioridade dos valores registados nas zonas 1, 2 e 6, com concentrações médias e desvio padrão de  $56 \pm 27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $64 \pm 24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $65$

$\pm 11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Os valores médios das três zonas em questão podem ser considerados preocupantes, não só por ficarem acima do limite diário imposto pela WHO para as partículas grosseiras ( $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mas também por serem o resultado de medições realizadas a uma hora de noite. Na Figura 52 (i) é perceptível que as concentrações foram reduzindo à medida que o autocarro foi chegando à zona 3, o que leva a concluir que o tráfego rodoviário e o aglomerado de pessoas junto à zona do Campo Grande podem ter conduzido a uma grande quantidade de poeira suspensa no ar. Na aproximação à zona 3, a intensidade do tráfego já não foi tão significativa, não ocorreram tantas situações de pára-arranca e as partículas grosseiras não mostraram grande representatividade. No final do percurso, a zona 5 e 6 apresentaram um crescimento na concentração média, depois de a zona 4 ter mantido uma concentração baixa.

### - Percursos realizados em horas de ponta

As Figuras 53 e 54 (i) apresentam os mapas de distribuição espacial das concentrações de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>, respetivamente, ao longo do percurso Restauradores-Oriente, medidas no exterior do autocarro, na hora de ponta. O percurso foi dividido em 5 zonas e para cada uma foram calculadas as concentrações médias, descritas na Figura 54 (ii).

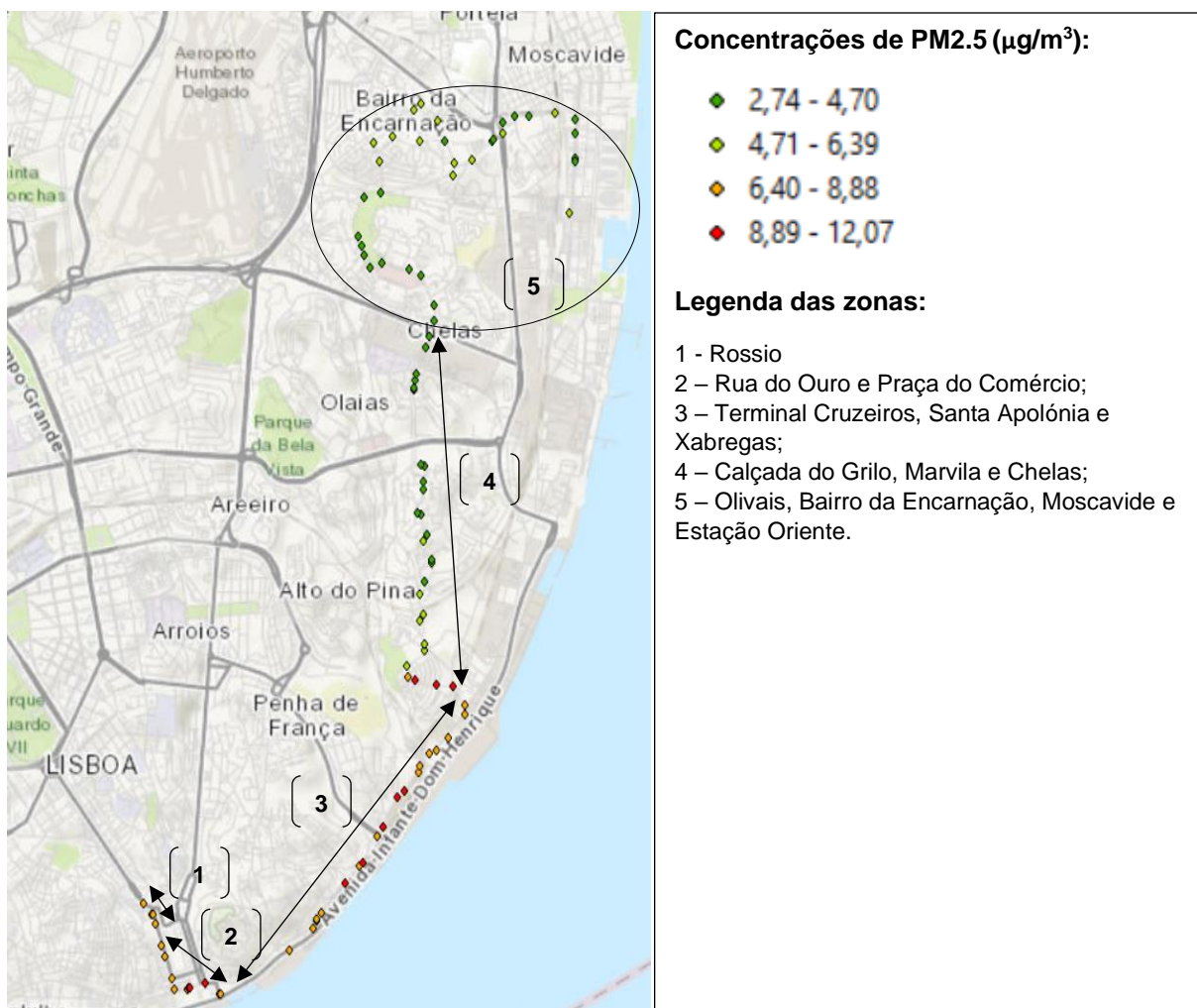
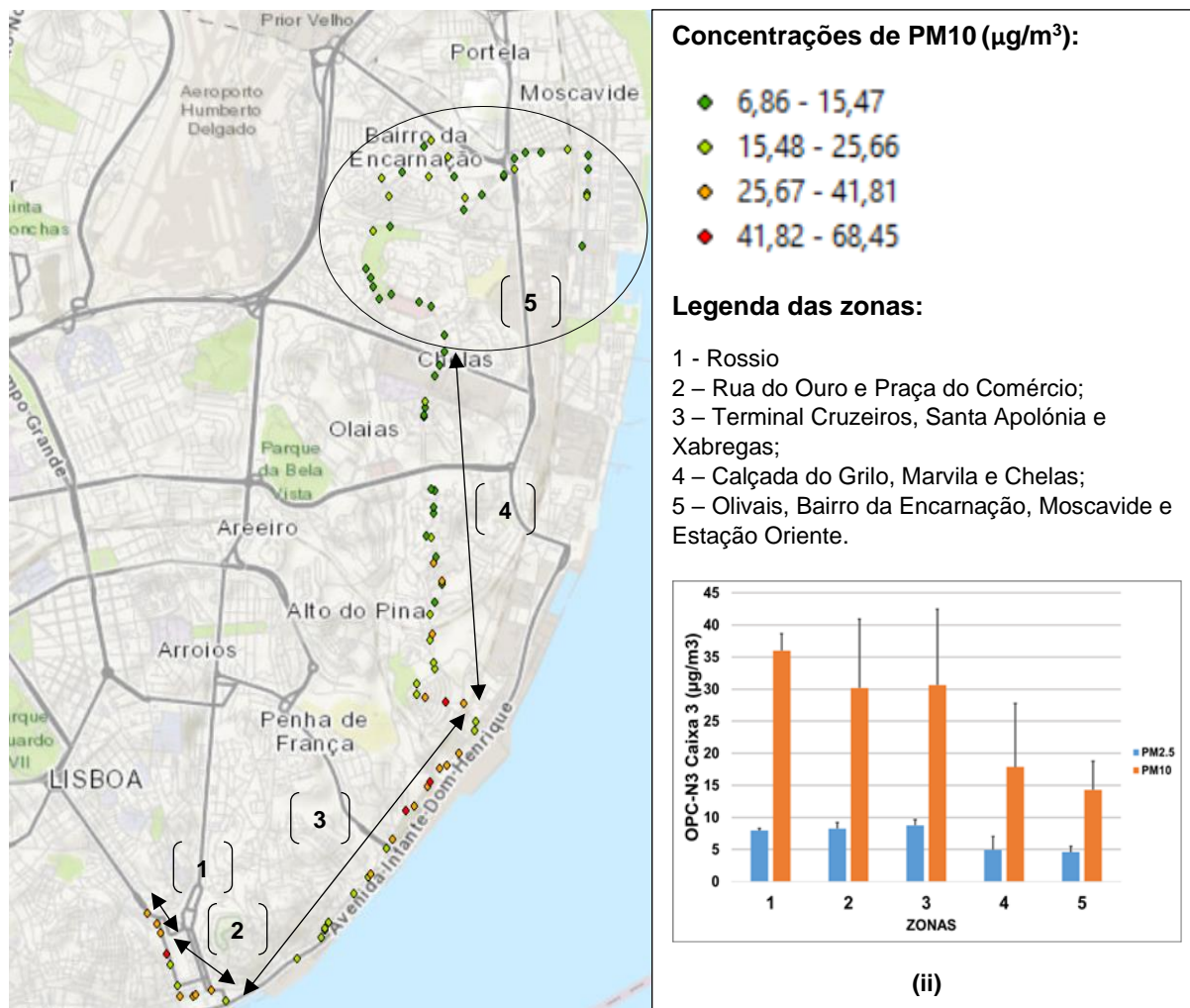


Figura 53 - Mapa das concentrações de PM<sub>2.5</sub> (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Restauradores e Oriente.



(i)

Figura 54 - Mapa das concentrações de PM10 (médias de 30 segundos) ao longo do percurso de autocarro entre Restauradores e Oriente (i); Concentrações médias de PM2.5 e PM10 por zonas (ii).

O percurso analisado verificou concentrações médias de PM2.5 e PM10 de  $6 \pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $20 \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Comparativamente ao percurso Odivelas-Cais do Sodré feito na hora de noite, este percurso realizado em hora de ponta registou concentrações médias inferiores.

Verifica-se que as concentrações de PM2.5 e PM10 foram consideravelmente superiores na primeira parte do percurso, nomeadamente nas zonas 1, 2 e 3. As zonas 1 e 2 apresentaram uma elevada intensidade do tráfego na hora de ponta da manhã, principalmente na Praça do Comércio. As concentrações médias de PM2.5 e PM10 na zona 1 foram de  $8 \pm 0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $36 \pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, enquanto que na zona 2 foram de  $8 \pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $30 \pm 11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente. Na zona 3 também foram verificadas algumas filas de trânsito, em especial na proximidade à estação de Santa Apolónia. As concentrações médias de PM2.5 e PM10 nesta zona foram de  $9 \pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $31 \pm 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente.

As partículas finas registadas na primeira parte do percurso deveram-se principalmente às emissões dos veículos que se encontravam na via na hora de medição. As fontes de partículas grosseiras nas



zonas 1 e 2 que podem ser apontadas dizem respeito às poeiras provenientes de obras existentes junto à Praça do Comércio e ao tráfego rodoviário existente na zona, dado que o desgaste de pneus e travões dos carros, assim como as partículas provenientes dos carris do eléctrico podem contribuir para as concentrações elevadas que foram registadas. Na zona 3, são várias as fontes que podem ter estado na origem de partículas grosseiras, tais como: fricção dos carris dos comboios da estação de Santa Apolónia; os cruzeiros e as atividades existentes no porto; atividades do terminal de contentores; e indústrias instaladas junto à costa. Os cruzeiros emitem uma quantidade considerável de partículas grosseiras quando se encontram nos portos (Toscano et al., 2021), assim como as outras embarcações e indústrias localizadas na zona 3.

Na segunda metade do percurso as concentrações foram substancialmente inferiores, dado que o autocarro passou por zonas mais residenciais, nomeadamente nos Olivais e Bairro da Encarnação. A exposição a matéria particulada em deslocações revela ser menor em rotas residenciais comparativamente com rotas de tráfego (Manojkumar et al., 2020). Ao contrário do que era esperado, as concentrações não apresentaram um crescimento nas proximidades da estação do Oriente, um local habitualmente com trânsito mais intenso e com um maior número de atividades.

Concluindo, os mapas de distribuição espacial revelaram ser úteis na obtenção de informações acerca das zonas com níveis de poluição mais elevados. Algumas zonas com um trânsito habitualmente congestionado revelaram concentrações mais elevadas, como era esperado, enquanto que zonas residenciais demonstraram níveis de PM mais reduzidos. Enquanto que no percurso Odivelas-Cais do Sodré, o trânsito intenso na zona do Campo Grande foi o principal responsável pelos níveis de concentração elevados, o percurso Restauradores-Oriente teve como principais fontes de PM as obras e trânsito junto à praça do Comércio, assim como as embarcações e a estação de comboios.

## V. Conclusões

Concluída a presente dissertação, os objetivos traçados inicialmente foram cumpridos. O primeiro objetivo consistiu na avaliação da qualidade e desempenho dos vários sensores pertencentes ao sistema ExpoLIS em diferentes cenários (laboratorial, em estação de monitorização da QA e em movimento num automóvel), aplicando várias técnicas de calibração e tipos de correção devido à influência da temperatura e da RH. Finalizada a fase de testes, a caixa de sensores foi replicada e implementada em autocarros. Assim, foram realizados vários percursos de autocarro e as concentrações dadas pelos sensores OPC-N3, tanto no interior como no exterior, foram avaliadas consoante os diferentes locais de passagem e períodos de medição. Foi possível ainda, durante estas últimas medições em autocarros, testar a aplicação ExpoLIS, contemplando em tempo real a posição dos sensores no mapa e os valores dados pelos mesmos.

Inicialmente, a caixa de sensores, composta por dois sensores de partículas e dois sensores de gases, assim como os sensores de temperatura e RH, foram testados em laboratório, em dois locais distintos. No primeiro teste, realizado no CTN numa sala fechada, os sensores de partículas obtiveram um bom desempenho em relação a um equipamento de referência. Contudo, numa garagem, na presença de um estímulo de motor de automóvel, os sensores pioraram o seu desempenho. Os testes laboratoriais demonstraram que tanto o sensor OPC-N3, como o sensor HPMA, verificam melhores correlações quando são expostos a concentrações muito elevadas, porém, com concentrações mais reduzidas, observa-se uma dispersão dos dados. Para além disso, ambos os sensores de partículas revelaram subestimar as concentrações de PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> em relação à referência.

Na segunda fase de medições, realizadas em duas estações de monitorização da QA, nomeadamente dos Olivais e Entrecampos, os sensores de partículas, principalmente o sensor OPC-N3, pioraram de forma significativa o seu desempenho quando expostos a condições meteorológicas variáveis, nomeadamente temperatura e RH. Enquanto que em laboratório, em condições estáveis, ambos os sensores apresentaram correlações muito boas com a referência ( $R^2$  próximo de 1), nas estações o mesmo não se verificou. No caso do sensor OPC-N3, a fração PM<sub>10</sub> foi afetada pela RH, verificando-se concentrações muito elevadas em percentagens de RH superiores a 80%. Para esta fração, a correção baseada na teoria de k-Köhler revelou ser essencial na melhoria da qualidade dos dados. Já os dados de PM<sub>2.5</sub>, apresentaram igualmente uma grande dispersão nos dados, tanto na estação de monitorização da QA dos Olivais como de Entrecampos, melhorando ligeiramente após as correções com a MLR. O sensor HPMA apresentou correlações satisfatórias na estação de monitorização da QA dos Olivais, principalmente quando comparado com o equipamento DustTrak. Após a correção com a MLR, o sensor registou um  $R^2$  acima dos 0,9 para PM<sub>2.5</sub>. O único fator que não se exhibe tão favorável relativamente a este sensor de partículas prende-se com a reduzida variabilidade entre a fração PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>, já que os valores de PM<sub>10</sub> são estimados a partir dos valores de PM<sub>2.5</sub>. Para além disso, na estação de Entrecampos o sensor reduziu significativamente o seu desempenho, sendo o motivo desconhecido.

Relativamente ao teste em movimento, o sensor OPC-N3 denotou melhorias na sua correlação com o monitor DustTrak, enquanto que o sensor HPMA manteve o bom desempenho já demonstrado na

estação de monitorização da QA dos Olivais. Contudo, seria necessário obter um bom desempenho com médias de PM de 1 minuto, o que não se verificou em nenhum sensor de partículas.

Os sensores de gases não foram calibrados na fase laboratorial, devido a uma falha no equipamento de referência (IAQ-Calc 7545), impossibilitando uma análise ao comportamento dos sensores numa situação em que não existe influência de fatores meteorológicos. Nas estações de monitorização da QA, a referência tomada em consideração foi o equipamento da própria estação, na qual os sensores foram instalados, porém, os níveis e o intervalo de concentrações, tanto de CO como NO<sub>2</sub>, não foram os ideais, não permitindo uma devida conversão dos impulsos elétricos fornecidos pelos sensores para concentrações mássicas. Enquanto que na estação de monitorização da QA de Entrecampos o intervalo revelou ser tão reduzido que não permitia calibrar, na estação de monitorização da QA dos Olivais os dados de CO foram calibrados recorrendo a 4 equações distintas, nomeadamente uma regressão linear simples, e três regressões lineares múltiplas (uma com influência da temperatura e RH, outra só com influência da RH e uma última somente com a influência da temperatura). A equação MLR que incluía a temperatura e a RH demonstrou ser a mais eficaz na calibração de CO, contudo, a correlação com os dados da estação revelou-se fraca. O sensor de NO<sub>2</sub> apresentou uma maioria esmagadora de diferenciais de elétrodos negativos, ou seja, o elétrodo de referência superou em valor o elétrodo de trabalho, o que impossibilitou estabelecer comparações entre impulsos elétricos e concentrações. No teste realizado em movimento, o sensor CO-B4 apresentou correlações bastante mais satisfatórias com a referência. De novo, o método da MLR com influência da temperatura e RH ofereceu a melhor calibração.

Finalizada a fase de testes aos sensores, a caixa foi replicada, de modo a registar valores no interior e exterior de autocarros ao longo de quatro percursos distintos. Os sensores revelaram capacidade de realizar medições da qualidade do ar, tanto no ambiente interior, avaliando a exposição dos ocupantes do autocarro, como no ambiente exterior, identificando *hotspots* de poluição. Deste modo, o acesso a este tipo de informações sobre a qualidade do ar será útil no futuro para informar a população acerca das melhores rotas a percorrer.

Por fim, alguns fatores que podem ser levados em consideração em futuros testes em movimento a realizar com sensores de baixo custo são, por exemplo, os efeitos da direção e velocidade do vento, tal como sucedeu num estudo realizado em diferentes meios de transporte na cidade de Zhengzhou, na China (deSouza et al., 2021). A inclusão de um maior número de fatores ao processo de calibração poderia ser útil na aproximação dos dados dos sensores a uma referência. Já em modo laboratorial, sistemas que permitissem testar os sensores com diferentes percentagens de RH e temperaturas ajudaria na perceção de como os sensores se comportam perante diferentes condições meteorológicas.

O sensor OPC-N3 apresenta ainda muitas fragilidades quando exposto a RH elevada, pelo que se espera no futuro que o sistema presente no sensor seja melhorado com vista a superar este fator. O sensor HPMA necessita de determinar os valores de PM<sub>10</sub>, ao invés de estimar, visto que esse aspeto aliava o facto do mesmo ser um sensor de baixo custo, com uma grande qualidade nos dados oferecidos. As estações de monitorização da QA fixas fornecem à população dados horários dos

poluentes, algo que os sensores de baixo custo por vezes já demonstram oferecer de maneira fidedigna. Este tipo de sensores pretende revolucionar o conhecimento relativo à exposição a poluentes atmosféricos, proporcionando uma facilidade de acesso aos níveis de poluição em qualquer local de uma grande cidade. Para isso suceder, um maior investimento em sistemas de calibração e um maior número de testes em meios de transporte públicos como metro, autocarro, eléctrico, são necessários para que o potencial dos mesmos seja valorizado e para que ocorra uma transição de testes de qualidade para uma implementação massiva em transportes na cidade de Lisboa.

## Referências

- Abi-Esber, L., & El-Fadel, M. (2013). Indoor to outdoor air quality associations with self-pollution implications inside passenger car cabins. *Atmospheric Environment*, *81*, 450–463. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.040>
- Adams, H. S., Nieuwenhuijsen, M. J., Colvile, R. N., McMullen, M. A. S., & Khandelwal, P. (2001). Fine particle (PM<sub>2.5</sub>) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Science of the Total Environment*, *279*(1–3), 29–44. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00723-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00723-9)
- Alphasense. (2017a). *CO-B4 Carbon Monoxide Sensor Technical Specification*. *44*(0), 0–1. <https://www.alphasense.com/wp-content/uploads/2019/09/CO-B4.pdf>
- Alphasense. (2017b). *NO2-B43F Nitrogen Dioxide Sensor Technical Specification*. *44*(0), 10–11. <http://www.alphasense.com/index.php/products/nitrogen-dioxide-2/>
- Alphasense. (2017c). *OPC-N3 Particle Monitor Technical Specification*. *44*(0). <http://www.alphasense.com/index.php/products/optical-particle-counter/>
- Alphasense Ltd. (2013). Alphasense Application Note 110: Environmental Changes: Temperature, Pressure, Humidity. Retrieved from *Www.Alphasense.Com*, *44*(12), 1–6. [http://www.alphasense.com/WEB1213/wp-content/uploads/2013/07/AAN\\_110.pdf%0Ahttp://www.alphasense.com/industrial-sensors/toxic\\_sensor\\_notes.html](http://www.alphasense.com/WEB1213/wp-content/uploads/2013/07/AAN_110.pdf%0Ahttp://www.alphasense.com/industrial-sensors/toxic_sensor_notes.html)
- Anderson, H. R. (2009). Air pollution and mortality : A history. *Atmospheric Environment*, *43*(1), 142–152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.026>
- APA. (2021). *Qualidade do Ar Ambiente*. <https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=82&sub2ref=316>
- Asmi, E., Antola, M., Yli-Tuomi, T., Jantunen, M., Aarnio, P., Mäkelä, T., Hillamo, R., & Hämeri, K. (2009). Driver and passenger exposure to aerosol particles in buses and trams in Helsinki, Finland. *Science of the Total Environment*, *407*(8), 2860–2867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.004>
- Bagayev, I., & Lochard, J. (2017). EU air pollution regulation: A breath of fresh air for Eastern European polluting industries? *Journal of Environmental Economics and Management*, *83*, 145–163. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2016.12.003>
- Baron, R., & Saffell, J. (2017). Amperometric Gas Sensors as a Low Cost Emerging Technology Platform for Air Quality Monitoring Applications: A Review. *ACS Sensors*, *2*(11), 1553–1566. <https://doi.org/10.1021/acssensors.7b00620>
- Bauerová, P., Šindelářová, A., Rychlík, Š., Novák, Z., & Keder, J. (2020). Low-cost air quality sensors: One-year field comparative measurement of different gas sensors and particle counters with reference monitors at tusimice observatory. *Atmosphere*, *11*(5), 1–15. <https://doi.org/10.3390/ATMOS11050492>
- Both, A. F., Westerdahl, D., Fruin, S., Haryanto, B., & Marshall, J. D. (2013). Exposure to carbon monoxide, fine particle mass, and ultrafine particle number in Jakarta, Indonesia: Effect of commute mode. *Science of the Total Environment*, *443*, 965–972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.082>
- Câmara Municipal da Amadora. (2021). *Qualidade do Ar*. <https://www.cm-amadora.pt/territorio/ambiente/438-avaliacao-da-qualidade-do-ar.html>
- CCDR-LVT. (2017). *Avaliação da Qualidade do Ar na RLVT*. <http://www.ccdr-lvt.pt/pt/avaliacao-da-qualidade-do-ar-na-rlvt/8085.htm>
- Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S. E., Martins, V., Diapouli, T. E., Manousakas, M., Almeida, S. M., Eleftheriadis, K., & Lazaridis, M. (2020). Assessment of the personal dose received by school children due to PM<sub>10</sub> air pollution in lisbon. *Aerosol and Air Quality Research*, *20*(6), 1384–1397. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.01.0022>

- Chen, R. Y., Ho, K. F., Chang, T. Y., Hong, G. B., Liu, C. W., & Chuang, K. J. (2020). In-vehicle carbon dioxide and adverse effects: An air filtration-based intervention study. *Science of the Total Environment*, 723(250), 138047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138047>
- Crilley, L. R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L. J., Price, R., Young, S., Lewis, A. C., & Pope, F. D. (2018). Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11(2), 709–720. <https://doi.org/10.5194/amt-11-709-2018>
- Crilley, L. R., Singh, A., Kramer, L. J., Shaw, M. D., Alam, M. S., Apte, J. S., Bloss, W. J., Hildebrandt Ruiz, L., Fu, P., Fu, W., Gani, S., Gatari, M., Ilyinskaya, E., Lewis, A. C., Ng'ang'a, D., Sun, Y., Whitty, R. C. W., Yue, S., Young, S., & Pope, F. D. (2020). Effect of aerosol composition on the performance of low-cost optical particle counter correction factors. *Atmospheric Measurement Techniques*, 13(3), 1181–1193. <https://doi.org/10.5194/amt-13-1181-2020>
- Decreto-Lei nº102/2010. (2010). Regime da Avaliação e Gestão da Qualidade do Ar Ambiente. In *Diário da República, I Série, Nº186: Ministério do Ambiente e do Ordenamento*.
- Delaney, C. (2008). *Investigation of Polar Mesospheric Cloud Trends Using Geostationary Satellite Data*. September 2008. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1692.5842>
- deSouza, P., Lu, R., Kinney, P., & Zheng, S. (2021). Exposures to multiple air pollutants while commuting: Evidence from Zhengzhou, China. *Atmospheric Environment*, 247(September 2020), 118168. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118168>
- Duci, A., Chaloulakou, A., & Spyrellis, N. (2003). Exposure to carbon monoxide in the Athens urban area during commuting. *Science of the Total Environment*, 309(1–3), 47–58. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00045-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00045-7)
- EEA. (2013). EEA Signals 2013: Every breath we take - Improving air quality in Europe. In *EEA Signals 2013*. <https://doi.org/10.2800/82831>
- EEA. (2017). *E.E.A. Air quality in Europe — 2017 report — EEA Report No 13/2017* (Issue 13). <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2017>
- European Environment Agency (EEA). (2020). Air quality in Europe - 2020 report. In *EEA Report* (Issue No 09/2020). <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- Fuertes, W., Carrera, D., Villacis, C., Toulkeridis, T., Galarraga, F., Torres, E., & Aules, H. (2016). Distributed system as internet of things for a new low-cost, air pollution wireless monitoring on real time. *Proceedings - 2015 IEEE/ACM 19th International Symposium on Distributed Simulation and Real Time Applications, DS-RT 2015*, 58–67. <https://doi.org/10.1109/DS-RT.2015.28>
- Godish, T., Dayne, W. T., & Fu, J. S. (2014). *Air Quality* (5th ed.). Taylor & Francis Group.
- Guerra, M. D., Ribeiro, R., & Rodrigues, S. (2019). *Relatório do Estado do Ambiente Portugal*. 1–85. <https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/rea/REA2019/REA2019.pdf>
- Heberle, S. M., Lorini, C., Rosa, M. S. G., & Barros, N. (2019). Evaluation of bus driver exposure to nitrogen dioxide levels during working hours. *Atmospheric Environment*, 216(August), 116906. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116906>
- Honeywell. (2021). *Particulate Matter Sensors - HPM Series*. <https://sps.honeywell.com/us/en/products/sensing-and-iot/sensors/particulate-matter-sensors/hpm-series>
- Hudda, N., & Fruin, S. A. (2018). Carbon dioxide accumulation inside vehicles: The effect of ventilation and driving conditions. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1448–1456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.105>
- Jagatha, J. V., Klausnitzer, A., Chacón-Mateos, M., Laquai, B., Nieuwkoop, E., van der Mark, P., Vogt, U., & Schneider, C. (2021). Calibration method for particulate matter low-cost sensors used in ambient air quality monitoring and research. *Sensors*, 21(12). <https://doi.org/10.3390/s21123960>
- Janssen, N. A. H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., Brink, H. Ten, Keuken, M., Atkinson, R. W., Ross Anderson, H., Brunekreef, B., & Cassee, F. R. (2011). Black carbon as an

- additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with pm10 and pm2.5. *Environmental Health Perspectives*, 119(12), 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Jayarathne, R., Liu, X., Thai, P., Dunbabin, M., & Morawska, L. (2018). The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11(8), 4883–4890. <https://doi.org/10.5194/amt-11-4883-2018>
- Kaivonen, S., & Ngai, E. C. H. (2020). Real-time air pollution monitoring with sensors on city bus. *Digital Communications and Networks*, 6(1), 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.dcan.2019.03.003>
- Karagulian, F., Gerboles, M., Barbieri, M., Kotsev, A., Lagler, F., & Borowiak, A. (2019). Review of sensors for air quality monitoring. In *JRC Technical Reports*. <https://doi.org/10.2760/568261>
- Leckel. (2021). *Leckel - Model LVS3/MVS6 - Small Filter Device*. <https://www.environmental-expert.com/products/leckel-model-lvs3-mvs6-small-filter-device-634768>
- Lin, W., Zhu, T., Xue, T., Peng, W., Brunekreef, B., Gehring, U., Huang, W., Hu, M., Zhang, Y., & Tang, X. (2015). Association between changes in exposure to air pollution and biomarkers of oxidative stress in children before and during the Beijing olympics. *American Journal of Epidemiology*, 181(8), 575–583. <https://doi.org/10.1093/aje/kwu327>
- Liu, B., & Zimmerman, N. (2021). Fleet-based vehicle emission factors using low-cost sensors: Case study in parking garages. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 91(x), 102635. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102635>
- Liu, X., Jayaratne, R., Thai, P., Kuhn, T., Zing, I., Christensen, B., Lamont, R., Dunbabin, M., Zhu, S., Gao, J., Wainwright, D., Neale, D., Kan, R., Kirkwood, J., & Morawska, L. (2020). Low-cost sensors as an alternative for long-term air quality monitoring. *Environmental Research*, 185(March), 109438. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109438>
- Manojkumar, N., Monishraj, M., & Srimuruganandam, B. (2020). Commuter exposure concentrations and inhalation doses in traffic and residential routes of Vellore city, India. *Atmospheric Pollution Research*, 12(1), 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.09.002>
- Martins, V., Cruz Minguillón, M., Moreno, T., Querol, X., de Miguel, E., Capdevila, M., Centelles, S., & Lazaridis, M. (2015). Deposition of aerosol particles from a subway microenvironment in the human respiratory tract. *Journal of Aerosol Science*, 90, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.08.008>
- Molle, R., Mazoué, S., Géhin, É., & Ionescu, A. (2013). Indoor-outdoor relationships of airborne particles and nitrogen dioxide inside Parisian buses. *Atmospheric Environment*, 69, 240–248. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.050>
- Nagendra, S. S. M., Yasa, R. P., MV, N., Khadirnaikar, S., & Rani, P. (2019). Mobile monitoring of air pollution using low cost sensors to visualize spatio-temporal variation of pollutants at urban hotspots. *Sustainable Cities and Society*, 44(October 2017), 520–535. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.10.006>
- National Ocean Service. (2021). *A Brief History of Air Pollution*. National Ocean Service. [https://oceanservice.noaa.gov/education/tutorial\\_pollution/02history.html](https://oceanservice.noaa.gov/education/tutorial_pollution/02history.html)
- Odekanle, E. L., Fakinle, B. S., Jimoda, L. A., Okedere, O. B., Akeredolu, F. A., & Sonibare, J. A. (2017). In-vehicle and pedestrian exposure to carbon monoxide and volatile organic compounds in a mega city. *Urban Climate*, 21, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.06.004>
- Portaria nº138-G/2021. (2021). *Saúde e Ambiente e Ação Climática, 1ª Série - Nº126 - 1 de julho de 2021*.
- QualAr. (2021). *QualAR Índices*. <https://qualar.apambiente.pt/indices>
- Raub, J. A. (1999). Health effects of exposure to ambient carbon monoxide. *Chemosphere - Global Change Science*, 1(1–3), 331–351. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(99\)00005-7](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(99)00005-7)
- Royal Society of Chemistry. (2016). *Airborne Particulate Matter: Sources, Atmospheric Processes and Health*.

- Samad, A., Ernesto, F., Mimiaga, M., Laquai, B., & Vogt, U. (2021). *Sensors Measuring Ambient Air Quality*.
- Samad, A., Nuñez, D. R. O., Castillo, G. C. S., Laquai, B., & Vogt, U. (2020). Effect of relative humidity and air temperature on the results obtained from low-cost gas sensors for ambient air quality measurements. *Sensors (Switzerland)*, *20*(18), 1–29. <https://doi.org/10.3390/s20185175>
- Santana, P., Almeida, A., Mariano, P., Correia, C., Martins, V., & Almeida, S. M. (2021). Air quality mapping and visualisation: An affordable solution based on a vehicle-mounted sensor network. *Journal of Cleaner Production*, *315*(February). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128194>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate* (3rd ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- Snyder, E. G., Watkins, T. H., Solomon, P. A., Thoma, E. D., Williams, R. W., Hagler, G. S. W., Shelow, D., Hindin, D. A., Kilaru, V. J., & Preuss, P. W. (2013). The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environmental Science and Technology*, *47*(20), 11369–11377. <https://doi.org/10.1021/es4022602>
- Taheri, A., Aliasghari, P., & Hosseini, V. (2019). Black carbon and PM<sub>2.5</sub> monitoring campaign on the roadside and residential urban background sites in the city of Tehran. *Atmospheric Environment*, *218*(August), 116928. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116928>
- Toscano, D., Murena, F., Quaranta, F., & Mocerino, L. (2021). Assessment of the impact of ship emissions on air quality based on a complete annual emission inventory using AIS data for the port of Naples. *Ocean Engineering*, *232*(May), 109166. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2021.109166>
- Tran, L. K., Morawska, L., Quang, T. N., Jayaratne, R. E., Hue, N. T., Dat, M. V., Phi, T. H., & Thai, P. K. (2021). The impact of incense burning on indoor PM<sub>2.5</sub> concentrations in residential houses in Hanoi, Vietnam. *Building and Environment*, *205*(July), 108228. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108228>
- TSI. (2021a). *Dusttrak DRX Aerosol Monitor 8533*. <https://tsi.com/dusttrak-drx-aerosol-monitor-8533/>
- TSI. (2021b). *IAQ-Calc indoor air quality meters 7545*. <https://tsi.com/products/indoor-air-quality-meters-instruments/indoor-air-quality-meters/iaq-calc-indoor-air-quality-meters-7545/>
- Wei, P., Ning, Z., Ye, S., Sun, L., Yang, F., Wong, K. C., Westerdahl, D., & Louie, P. K. K. (2018). Impact analysis of temperature and humidity conditions on electrochemical sensor response in ambient air quality monitoring. *Sensors (Switzerland)*, *18*(2). <https://doi.org/10.3390/s18020059>
- WHO. (2006). *Air quality guidelines: Global update 2005, Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*.
- WHO. (2020). *Manifesto for a healthy recovery from COVID-19*. <https://www.who.int/news-room/feature-stories/detail/who-manifesto-for-a-healthy-recovery-from-covid-19>
- WHO. (2021). *WHO global air quality guidelines*.
- Williams, R. O., Carvalho, T. C., & Peters, J. I. (2011). Influence of particle size on regional lung deposition - What evidence is there? *International Journal of Pharmaceutics*, *406*(1–2), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2010.12.040>
- World Health Organization. (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. *World Health Organization (WHO)*, *60*. <http://tinyurl.com/oe8wmc6%0A>
- Yu, Q., Lu, Y., Xiao, S., Shen, J., Li, X., Ma, W., & Chen, L. (2012). Commuters' exposure to PM<sub>1</sub> by common travel modes in Shanghai. *Atmospheric Environment*, *59*, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.001>
- Zereini, F., & Wiseman, C. (2011). *Urban Airborne Particulate Matter* (Fathi Zereini & C. L. S. Wiseman (eds.)). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1>
- Zuidema, C., Schumacher, C. S., Austin, E., Carvlin, G., Larson, T. V., Spalt, E. W., Zusman, M., Gassett, A. J., Seto, E., Kaufman, J. D., & Sheppard, L. (2021). Deployment, calibration, and cross-



validation of low-cost electrochemical sensors for carbon monoxide, nitrogen oxides, and ozone for an epidemiological study. *Sensors*, 21(12). <https://doi.org/10.3390/s21124214>