

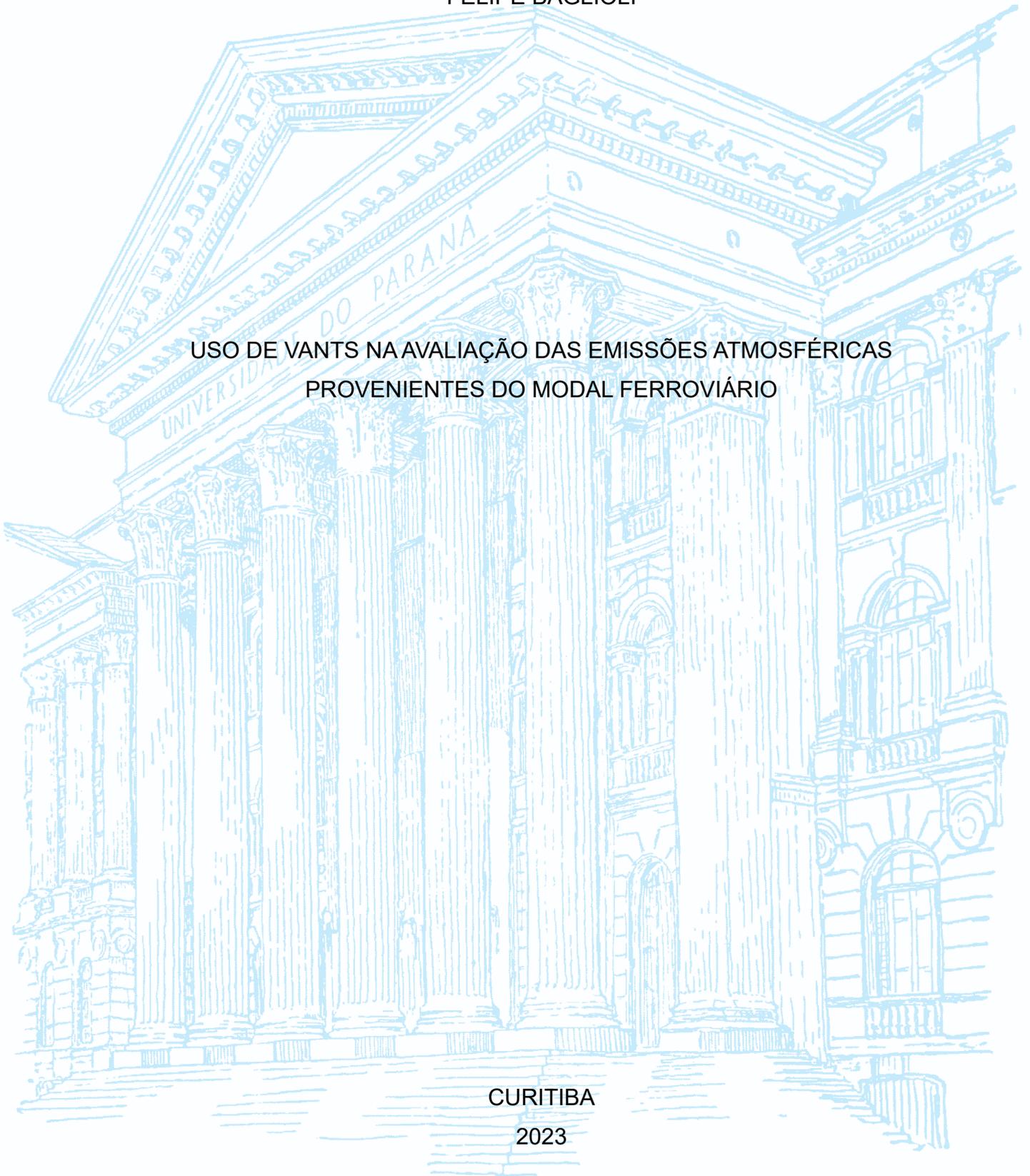
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FELIPE BAGLIOLI

USO DE VANTS NA AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS
PROVENIENTES DO MODAL FERROVIÁRIO

CURITIBA

2023



FELIPE BAGLIOLI

USO DE VANTS NA AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS
PROVENIENTES DO MODAL FERROVIÁRIO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Henrique Moreton Godoi.

CURITIBA

2023



TERMO DE APROVAÇÃO DE PROJETO FINAL

FELIPE BAGLIOLI

USO DE VANTS NA AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS PROVENIENTES DO MODAL FERROVIÁRIO

Projeto Final de Curso, aprovado como requisito parcial para a obtenção do Diploma de Bacharel em Engenharia Ambiental no Curso de Graduação em Engenharia Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, com nota 97, pela seguinte banca examinadora:


Prof. Dr. Ricardo H. M. Godoi
Engenharia Ambiental
Universidade Federal do Paraná - UFPR
e-mail: rhmgodoi@ufpr.br

Orientador(a): _____
Ricardo Henrique Moreton Godoi
DEA / UFPR

Membro(a) 1:  _____
Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha
DEA / UFPR

Membro(a) 2:  _____
Emílio Graciliano Ferreira Mercuri
DEA / UFPR

Curitiba, 02 de fevereiro de 2023.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço ao meu orientador, o Prof. Ricardo Henrique Moreton Godoi, por aceitar conduzir meu trabalho, e pelas conversas e conselhos que tornaram esse trabalho possível.

Agradeço também a minha família, por me apoiar na árdua caminhada durante o curso, e principalmente durante a execução desse trabalho. Sem eles, não haveria chegado até aqui.

Aos amigos que me auxiliaram diretamente na elaboração dessa pesquisa: Angelo França, Paulo Vinicius Alves, Ramon Amim, Manuela Cardozo e Giovana Sabbag Piurkoski; e a todos aqueles que, mesmo sem saber, foram essenciais para mim, meus sinceros agradecimentos.

A tempo, um agradecimento especial à Hanna Louise Hoffmann Ribani, minha namorada, e a toda sua família, por acreditar em mim até os momentos em que eu mesmo não o fiz.

Por fim, gostaria de agradecer à Universidade Federal do Paraná, por fornecer a estrutura para elaboração desse projeto, bem como aos docentes do curso de Engenharia Ambiental que foram de grande auxílio ao longo do curso.

'tis the sea-coal smoke
That always London does environ,
Which does our lungs and spirits choke,
Our hanging spoil, and rust our iron.
Let none at *Fumifuge* be scoffing,
Who heard at Church our Sunday's
coughing.
(John Evelyn)

RESUMO

O crescimento dos centros urbanos, atrelado principalmente ao aumento na população mundial, traz consigo uma série de implicações. Entre elas, a ampliação do uso de meios de transporte movidos a combustíveis fósseis pode ser relacionada ao aumento nas concentrações atmosféricas de espécies químicas prejudiciais à saúde humana. Como exemplo em alguns centros urbanos, podemos citar as emissões provenientes do modal ferroviário, o que incrementa a poluição atmosférica local. Nesse sentido, uma maneira de se medir a emissão desses gases e partículas emitidas pela queima de combustível em locomotivas, seria a utilização de um sistema “farejador”, consistindo em um *drone* com sensores eletroquímicos miniaturizados embarcados. O presente trabalho buscou avaliar a aplicabilidade desse sistema na avaliação da concentração dos gases emitidos por trens de passageiro e carga nas proximidades de uma linha férrea localizada no município de Curitiba. A acurácia dos sensores de NO₂, SO₂, O₃ e PM foi devidamente avaliada usando uma estação de monitoramento atmosférico de referência. A estratégia dos voos sobre os trens foi estabelecida objetivando-se a quantificação dos gases, ao nível do solo, antes da passagem dos trens e sobre os trens em movimento. Especificamente, a concentração média de SO₂ antes da passagem do trem foi de 20 µg/m³ e na passagem do trem, a concentração indicou máximo de 110 µg/m³. A concentração média de NO₂ foi de 30 µg/m³ para 120 µg/m³ e a concentração média de O₃ foi de 80 µg/m³ para 135 µg/m³. Em particular, foi registrado em “atraso” nas medições de O₃ e NO₂ de 2 minutos entre a passagem do trem e o registro no máximo de concentração, sendo essa variação potencialmente atrelada as reações secundárias dos gases na atmosfera. Os perfis verticais dos gases foram avaliados de 1 até 15 metros de altura em relação ao solo, antes e após a passagem do trem. De fato, o sistema proposto se mostrou útil para a medição de emissão de fontes móveis, facilitando a compreensão prévia de tais emissões. No caso estudado, foi notado um consistente aumento das concentrações dos gases amostrados, NO₂-SO₂, e O₃, durante a passagem de trens de passageiro e de carga no município de Curitiba. Entre esses gases, os maiores aumentos foram encontrados para o dióxido de enxofre, o que pode indicar que a carga sulfúrica dos combustíveis utilizados nos trens da capital paranaense é elevada, e as emissões provenientes desse modal podem potencialmente gerar concentrações nocivas à qualidade do ar e à saúde pública da região.

Palavras-chave: Emissões. Transporte ferroviário. *Drone*. Sensores eletroquímicos. Poluição do ar.

ABSTRACT

The growth of the urban centers, tied mainly to the increase in the global population, has brought along with itself a series of implications. Among them, the intensification of the use of means of transportation with use fossil fuels can be related to the increase of atmospheric concentration of chemical species that are harmful to human health. One possible example in urban environments would be the emissions from the railroader modal, which raises local levels of pollutant concentrations. In this context, a way to measure the emission of those gases and particles from the use of fossil fuels in locomotives, would be the use of a “sniffing” system. That would consist of a *drone* equipped with miniaturized electrochemical sensors, since the direct measure over the smokestacks is not viable. This paper intended to evaluate the applicability of that sensor equipped *drones* in evaluating the concentrations of gaseous emissions from cargo and passenger trains over a railway located in Curitiba. Accuracy of NO₂, SO₂, O₃ and MP was appropriately evaluated, using reference equipment. The flight strategy was established so that the quantification of the studied gases at ground level, before and after trains passages, and directly over the passing trains was possible. Specifically, the mean concentration of SO₂ before the trains went by was 20 µg/m³ and, while the locomotives were passing, maximum concentration was 110 µg/m³. The mean increase of NO₂ concentrations was from 30 µg/m³ to 120 µg/m³; and for O₃ concentrations, was from 80 µg/m³ to 135 µg/m³. In particular, a 2-minute lag was registered between the passing of the trains and the maximum concentrations of NO₂ and O₃ registered. This was potentially due to secondary reactions of such gases in the atmosphere. Vertical profiles of said gases were evaluated between 1 and 15 meters above ground, before and after the passing of locomotives. In fact, the proposed system proved itself useful when measuring the emission from mobile sources, favoring the prior comprehension of such emissions. In the studied case, there was a consistent increase in the levels of pollutants during the passage of both passenger and cargo trains. Between the studied gases, the highest increase was observed in relation to sulfur dioxide, indicating that the sulfuric content of the fuels used in trains in the city can be high, and the emissions from the railway modal can generate concentrations of gases which can be harmful to air quality and public health in the area.

Keywords: Emissions. Railroad transportation. *drone*. Electrochemical sensors. Air pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Processos, fontes e poluentes primários relacionados ao ozônio troposférico.....	29
Figura 2. Espectrômetro óptico de transformada de Fourier.....	41
Figura 3. (a) Sensor cairsen de material gasoso. No exemplo, um amostrador de Dióxido de Nitrogênio. (b) Sensor cairsen de material particulado.....	57
Figura 4. (a) Miniestação cairnet fechada. (b) Modelo digital da miniestação cairnet aberta.....	58
Figura 5. Esquema da aquisição de dados via cairsen, cairnet e caircloud.....	59
Figura 6. Drone DJI Phantom 3 Standard.....	61
Figura 7. Local da instalação das estações para a intercomparação.....	63
Figura 8. Instalação da estação Alfa para comparação externa. Abaixo dela, o armário contendo o equipamento de referência.....	64
Figura 9. Plano de voo simplificado projetado para os voos amostrais sobre as locomotivas.....	68
Figura 10. Área de realização dos voos amostrais.....	71
Figura 11. Séries de dados medidos pelo sensor N01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	78
Figura 12. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor N01 e o equipamento do IAT.....	79
Figura 13. Séries de dados medidos pelo sensor N02 e pelo equipamento de referência do IAT.....	79
Figura 14. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor N01 e a estação do IAT.....	80
Figura 15. Séries de dados medidos pelo sensor ON01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	81
Figura 16. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor ON01 e a estação do IAT.....	81
Figura 17. Séries de dados de PM ₁₀ medidos pelo sensor MP01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	82
Figura 18. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor MP01 e a estação do IAT para os valores de PM ₁₀	83

Figura 19. Séries de dados de $PM_{2.5}$ medidos pelo sensor MP01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	84
Figura 20. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor MP01 e a estação do IAT para os valores de $PM_{2.5}$	84
Figura 21. Séries de dados medidos pelo sensor S01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	85
Figura 22. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor S01 e a estação do IAT.....	86
Figura 23. Séries de dados medidos pelo sensor S02 e pelo equipamento de referência do IAT.....	86
Figura 24. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor S02 e a estação do IAT.....	87
Figura 25. Resultado da recalibração realizada pela empresa Envea no sensor S04.	88
Figura 26. Séries de dados de pressão atmosférica medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	89
Figura 27. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de pressão atmosférica.....	89
Figura 28. Séries de dados de temperatura do ar medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	90
Figura 29. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de temperatura do ar.....	90
Figura 30. Séries de dados de umidade relativa do ar medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.....	91
Figura 31. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de umidade relativa do ar.....	92
Figura 32. Concentração de SO_2 na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	93
Figura 33. Concentração de O_3 na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	94
Figura 34. Concentração de NO_2 na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	

.....	94
Figura 35. Concentração de SO ₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	
.....	97
Figura 36. Concentração de O ₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	
.....	98
Figura 37. Concentração de NO ₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	
.....	98
Figura 38. Concentração de SO ₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	100
Figura 39. Concentração de O ₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	101
Figura 40. Concentração de NO ₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	101
Figura 41. Concentração de SO ₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	103
Figura 42. Concentração de O ₃ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	104
Figura 43. Concentração de NO ₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	105
Figura 44. Concentração de SO ₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	106
Figura 45. Concentração de O ₃ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	107
Figura 46. Concentração de NO ₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.....	107

Figura 47. Concentração de SO ₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	109
Figura 48. Concentração de O ₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	110
Figura 49. Concentração de O ₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.	110
Figura 50. Perfis de concentração dos gases estudados medidos no dia 28/12/2022, antes da passagem de um trem de passageiro. Em laranja, as DQAs estabelecidas pela WHO. A linha tracejada representa a altura efetiva de emissão das locomotivas.	112
Figura 51. Perfis de concentração dos gases estudados medidos no dia 28/12/2022, após a passagem de um trem de passageiro. Em laranja, as DQAs estabelecidas pela WHO. A linha tracejada representa a altura efetiva de emissão das locomotivas, e o ponto vermelho representa a média das concentrações medidas durante os voos amostrais, diretamente sobre a chaminé dos trens de passageiro.....	113
Figura 52. Exemplo de aplicação do critério de exclusão de <i>outliers</i> , para a série de dados do sensor N01. Aqui, são mostrados os primeiros 50 grupos de dados de 30 min como boxplots.....	140
Figura 53. Sobreposição das séries de dados dos sensores de dióxido de nitrogênio (N01, N02 e N04).....	141
Figura 54. Curva de comparação para o sensor N01, utilizando o sensor N02 como referência.....	142
Figura 55. Curva de comparação para o sensor N04, utilizando o sensor N02 como referência.....	143
Figura 56. Sobreposição das séries de dados dos sensores de dióxido de enxofre (S01, S02 e S04).....	144
Figura 57. Curva de comparação para o sensor S02, utilizando o sensor S01 como referência.....	145
Figura 58. Curva de comparação para o sensor S04, utilizando o sensor S01 como referência.....	146

Figura 59. Sobreposição das séries de dados de PM_{10} dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).....	147
Figura 60. Sobreposição das séries de dados de $PM_{2.5}$ dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).....	148
Figura 61. Sobreposição das séries de dados de PM_1 dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).....	149
Figura 62. Curva de comparação para as medições de PM_{10} no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.....	150
Figura 63. Curva de comparação para as medições de $PM_{2.5}$ no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.....	151
Figura 64. Curva de comparação para as medições de PM_1 no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.....	152

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características e concentrações dos poluentes gasosos e aerossóis na baixa troposfera. Fonte: adaptado de JACOBSON (2002).....	22
Tabela 2. DQAs para os poluentes atmosféricos principais. Fonte: adaptado de WHO (2021).....	23
Tabela 3. Emissões de gases e material particulado no modal ferroviário, de 2002 a 2011. Fonte: ANTT (2012).....	52
Tabela 4. Massa das componentes eletrônicas e sensores utilizados sobre o drone.	60
Tabela 5. Informações sobre a identificação dos sensores e estações utilizados.....	62
Tabela 6. Interpretação dos valores do índice de correlação de Pearson.....	66
Tabela 7. Fatores de conversão entre $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e ppb para os gases estudados, considerando 25°C e 1 atm.....	73
Tabela 8. Índices de correlação de Pearson para os sensores de NO_2	74
Tabela 9. Índice de correlação de Pearson para os sensores de SO_2	75
Tabela 10. Quadro resumo das campanhas de amostragem realizadas em novembro e dezembro de 2022. Os pontos 1 e 2 estão definidos na Figura 10.....	115

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

- ACP** – Célula Apresentadora de Antígeno
- ANTT** – Agência Nacional de Transportes Terrestres
- APIS** – United Kingdom Air Pollution Information System
- BC** – Black Carbon
- BTEX** – Benzeno, Tolueno, Estireno e Xileno
- CARB** – California Air Resources Board
- CDC** – Centers for Disease Control and Prevention
- CGA** – Circulação Geral da Atmosfera
- CH₄** – Metano
- CO** – Monóxido de Carbono
- CONAMA** – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COV** – Compostos Orgânicos Voláteis
- CWE** – Eletrodo de Fio Revestido
- DATASUS** – Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde
- DDP** – Diferença de Potencial Elétrico
- DQA** – Diretriz de Qualidade do Ar
- EEA** – Agência Europeia do Ambiente
- EMD** – Electro-Motive Diesel
- EP** – Exposição Pessoal
- EPA** – Agência Estadunidense de Proteção ao Meio Ambiente
- EU** – União Europeia
- EUA** – Estados Unidos da América
- FAA** – Filtro de Ar Automotivo
- FEP** – Fluido Epitelial Pulmonar
- g/mol** – Gramas por Mol
- GPS** – Global Positioning System
- H₂S** – Ácido Sulfídrico
- H₂SO₄** – Ácido Sulfúrico
- HO₂** – Hidroxiperoxil
- HPAs** – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IAT – Instituto Água e Terra

IQAr – Índice de Qualidade do Ar

ISE – Eletrodo de Íon Seletivo

K – Kelvin

kg – Quilogramas

kg/m² – Quilograma por Metro Quadrado

km – Quilômetros

LTAP – Poluição Atmosférica de Longo Prazo

mg – Miligramas

mg/m³ – Micrograma por metro cúbico

MPS – Material Particulado com Carga Sulfúrica

N₂ – Gás Nitrogênio

N₂O₃ – Trióxido de Dinitrogênio

NADPH – Fosfato de Dinucleótido de Nicotinamida e Adenina

NC – Núcleo de Condensação

nm – Nanômetros

NO – Óxido Nítrico

NO₂ – Dióxido de Nitrogênio

NOS – Sintase de Óxido Nítrico

NO_x – Óxidos de Nitrogênio

O₂ – Gás Oxigênio

O₃ – Ozônio

OMS – Organização Mundial da Saúde

PAN – Nitrato de Peroxiacetila

pH – Potencial Hidrogeniônico

PIB – Produto Interno Bruto

PM – Material Particulado

ppb – Partes por Bilhão

ppm – Partes por Milhão

PROCONVE – Programa de Controle de Emissões Veiculares

ROS – Espécie Reativa de Oxigênio

RTC – Real Time Clock

SO₂ – Dióxido de Enxofre

SO_x – Óxidos de Enxofre

SP – Proteína Surfactante

STAP – Poluição Atmosférica de Curto Prazo

TFM – Óleo Diesel de Uso Não-Ferroviário (Termelétrico, Ferroviário, Mineração)

THP – Temperatura, Umidade e Pressão

TNF- α – Fator de Necrose Tumoral Alfa

UAV – Unmanned Aerial Vehicle

UFPR – Universidade Federal do Paraná

US\$ – Dólares Estadunidenses

UV-B – Radiação Ultravioleta tipo B

VANT – Veículo Aéreo Não Tripulado

WHO – World Health Organization

$\mu\text{g}/\text{cm}^3$ – Micrograma por Centímetro Cúbico

μm – Micrômetros

LISTA DE SÍMBOLOS

- – Como sobrescrito, valor médio de uma variável
- [X]** – Concentração da espécie química X
- ^** – Como sobrescrito, valor ajustado de uma variável
- C** – Consumo de combustível
- C_{mass}** – Concentração Mássica
- C_{vol}** – Concentração Volumétrica
- E** – Emissão
- F_e** – Fator de Emissão
- L** – Comprimento
- M** – Valor máximo de corte
- M_m** – Massa Molecular
- n** – Número de automóveis
- p** – Pressão Atmosférica
- r** – Índice de Correlação Linear de Pearson
- R^2** – Coeficiente de Determinação
- S** – Área Transversal
- T** – Temperatura
- V_m** – Volume Molecular
- V_w** – Velocidade do vento
- x** – Concentração Medida
- y** – Concentração Calibrada
- α** – Coeficiente linear de uma reta
- β** – Coeficiente angular de uma reta
- Δy_i** – Variação na concentração do poluente *i*
- μ** – Média amostral
- σ** – Desvio Padrão amostral

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
1.1 JUSTIFICATIVA.....	18
1.2 OBJETIVOS.....	19
1.2.1 Objetivo geral.....	19
1.2.2 Objetivos específicos.....	19
1.3 METODOLOGIA.....	19
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	21
2.1 POLUENTES NO AR.....	21
2.2 ÓXIDOS DE NITROGÊNIO.....	24
2.3 OZÔNIO.....	26
2.4 ÓXIDOS DE ENXOFRE.....	29
2.5 MATERIAL PARTICULADO.....	32
2.6 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA URBANA.....	34
2.7 AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS.....	39
2.8 SENSORES ELETROQUÍMICOS.....	46
2.9 EMISSÕES DO MODAL FERROVIÁRIO.....	49
2.10 USO DE <i>DRONES</i> EM AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DO AR.....	53
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	57
3.1 EQUIPAMENTOS.....	57
3.2 INTERCOMPARAÇÃO.....	63
3.3 COMPARAÇÃO COM EQUIPAMENTO DE REFERÊNCIA.....	64
3.4 CORRELAÇÕES E CURVAS DE COMPARAÇÃO.....	66
3.5 VOOS AMOSTRAIS.....	67
4 DISCUSSÃO E RESULTADOS.....	74
4.1 INTERCOMPARAÇÃO.....	74
4.1.1 Dióxido de nitrogênio.....	74
4.1.2 Dióxido de enxofre.....	75
4.1.3 Material Particulado.....	76
4.2 COMPARAÇÃO COM EQUIPAMENTO DE REFERÊNCIA.....	77
4.2.1 Dióxido de Nitrogênio.....	77
4.2.2 Ozônio.....	80

4.2.3 Material Particulado.....	82
4.2.4 Dióxido de Enxofre.....	85
4.2.5 Pressão, temperatura e umidade relativa.....	88
4.3 VOOS AMOSTRAIS.....	92
4.3.1 11/11/2022 – Trem de Passageiro.....	93
4.3.2 25/11/2022 – Trem de Passageiro.....	95
4.3.3 14/12/2022 – Trem de carga.....	99
4.3.4 17/12/2022 – Trem de Passageiro, Ponto 2.....	102
4.3.5 20/12/2022 – Tem de Carga, Ponto 2.....	105
4.3.6 24/12/2022 - Trem de Passageiro.....	108
4.3.7 Perfis de concentração sobre a ferrovia.....	111
4.4 DISCUSSÕES GERAIS.....	114
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	118
5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	120
REFERÊNCIAS.....	122

1 INTRODUÇÃO

As ferrovias nasceram na Inglaterra, em meados do século XVI, como maneira de garantir o transporte de mercadorias até sob condições meteorológicas desfavoráveis. Elas evitavam a formação de canaletas cheias de água da chuva e, assim, o atolamento dos veículos. Porém, os vagonetes que nelas rodavam eram de tração animal. Somente por volta de 1775 é que foram concebidas máquinas eficazes a vapor, até que em 1825 foi construída a primeira locomotiva a vapor funcional, por George Stephenson (D'AGOSTO, 2015).

Dez anos depois dessa invenção, foi promulgada no Brasil a lei que permitia a criação de linhas férreas específicas através do território nacional. Todavia, foi somente em 1854 que a primeira ferrovia brasileira foi inaugurada. Inicialmente, os trechos ferroviários se localizavam nos estados da Bahia, Pernambuco, São Paulo e Rio de Janeiro, e eram utilizadas principalmente para transporte de cargas provenientes da agricultura, como café e cana-de-açúcar (LANNA, 2005).

Com a popularização desse modal no país, e primeira estrada férrea a atravessar a cidade de Curitiba teve sua construção iniciada em 1880, por ordens do então imperador Dom Pedro II. Essa estrada ligava o primeiro planalto paranaense ao litoral do estado, com a primeira viagem ocorrendo em 19 de dezembro de 1884. Durante o governo de Juscelino Kubitschek, o investimento no setor de transportes se desviou para o modal rodoviário, deixando o desenvolvimento das ferrovias estagnado (ANTONELLI E DOS SANTOS, 2015).

Desde então, o modo ferroviário de transporte vem sendo aprimorado, tanto na redução do atrito com a via, quanto na forma de tração. Atualmente, no Brasil, são utilizadas locomotivas como motor de combustão interna a óleo diesel (D'AGOSTO, 2015). Esse combustível muitas vezes apresenta um teor elevado de enxofre e, ao ser queimado, libera entre outros, poluentes sulfetados para a atmosfera. Assim, as concentrações de espécies como o ácido sulfídrico (H_2S) e óxidos de enxofre (SO_x) pode aumentar em regiões próximas a passagem dos trens, devido ao teor mais alto de enxofre que o combustível utilizado em locomotivas apresenta, quando comparado ao utilizado em rodovias (PETROBRAS, 2021; D'AGOSTO, 2015; PARALOVO, 2016).

Além da produção de gases sulfurados, a queima do óleo diesel pode aumentar, direta e indiretamente a carga atmosférica de óxidos de nitrogênio (NO_x), compostos orgânicos voláteis (COV), material particulado (PM), ozônio (O_3) e outros gases intensificadores do efeito estufa (ZANELLA, 2018).

A emissão desse tipo de substância no ar, quando excedidas determinadas concentrações, configura casos de poluição atmosférica. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO), a poluição atmosférica é definida como a presença de contaminantes no ar que respiramos (WHO, c2022). Além das espécies químicas mencionadas anteriormente, que podem estar relacionadas ao modal ferroviário, a WHO define como os principais poluentes atmosféricos o PM, O_3 , CO, SO_x , NO_x e chumbo (Pb). Através do sistema respiratório, essa poluição apresenta grande potencial de impacto na saúde humana (WHO, c2022).

Os efeitos à saúde que podem ser observados dada a exposição a um alto nível de poluentes atmosféricos podem ser agudos ou crônicos, bem como de maior ou menor gravidade. Usualmente, os efeitos agudos observados podem incluir desde irritações cutâneas, tosse e dificuldade respiratória até situações mais severas, como asma, pneumonia e problemas cardiorrespiratórios (MANISALIDIS et al., 2020).

Mundialmente, é notável que a qualidade do ar em grandes centros urbanos é inferior às outras regiões. Isso ocorre principalmente pois a contribuição dos veículos motorizados para a carga de poluentes na atmosfera é superior à contribuição de outras atividades humanas (MIR et al., 2021). No cenário urbano brasileiro, além dos carros, ônibus e demais veículos que utilizam as rodovias, as linhas férreas e locomotivas estão presentes, ainda que em menores extensões em alguns casos (CARVALHO, 2016). Em Curitiba, por exemplo, existem trechos ferroviários que se encontram diretamente ao lado do passeio.

Como mencionado anteriormente, locomotivas fazem uso de motores à combustão interna, empregando costumeiramente o óleo diesel (D'AGOSTO, 2015). No caso do transporte ferroviário, normalmente é empregado o óleo diesel TFM S1800, com um teor máximo de enxofre de 1800 mg/kg (PETROBRAS, 2021). Assim, essa carga de enxofre apresenta um potencial de emissão de certos gases poluentes sulfurados que podem afetar a saúde dos transeuntes (PARALOVO, 2016).

Posto estas informações, a hipótese deste trabalho está baseada em que as emissões de SO₂, NO₂, O₃ e MP por locomotivas possam ultrapassar os limites impostos por órgãos de outros países. No Brasil, o Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE) não regulamenta a emissão de gases poluentes provenientes de locomotivas, como exposto no artigo 15º da resolução do CONAMA de número 315/2002 (BRASIL, 1986; BRASIL, 2002). Portanto, existe no país uma lacuna legal em relação a essa questão.

Desse modo, buscando validar ou rejeitar a hipótese de que os trens são potenciais emissores dos poluentes mencionados, e que podem afetar a saúde da população do entorno das linhas do trem, foi então proposta a utilização de *drones* com sensores eletroquímicos embarcados. Assim, com o uso de tais *drones* seria possível obter um perfil de emissão de poluentes atmosféricos para um trecho urbano da rota dos trens de carga na cidade de Curitiba.

No município de Curitiba, a região de estudo escolhida localiza-se no bairro Cristo Rei, próxima a estação rodoferroviária. De fato, nessa localidade, a linha férrea passa muito próxima de uma ciclovia, bem como de um hospital. Portanto, cargas elevadas de poluentes atmosféricos seriam determinantes para a saúde de indivíduos transitando e utilizando os serviços da região. No presente trabalho, buscou-se avaliar a aplicabilidade dos *drones* farejadores no contexto das emissões atmosférica provenientes do modal ferroviário nos centros urbanos. Assim, objetiva-se o desenvolvimento de uma metodologia que permita o monitoramento atmosférico direto de fontes móveis, em diferentes pontos, e de forma eficaz.

1.1 JUSTIFICATIVA

A inexistência de legislação para controle de emissões atmosféricas proveniente de locomotivas no Brasil permite que, em teoria, concentrações elevadas de poluentes sejam lançadas em ambientes urbanos. Porém, o monitoramento dessas emissões se torna um desafio, uma vez que são fontes móveis e de difícil acesso. Dessa forma, se mostra necessário o desenvolvimento de um método simples e replicável para a avaliação dessas emissões.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a aplicabilidade do sistema de amostragem de gases, utilizando de *drone* com sensores eletroquímicos embarcados, na medição de emissões atmosféricas do modal ferroviário em áreas urbanas.

1.2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver um procedimento de amostragem abrangente e replicável com *drones* para a quantificação das emissões de locomotivas;
- Inventariar as emissões dos gases NO₂, SO₂ e O₃ emitidos pelo modal ferroviário numa área do município de Curitiba
- Avaliar o impacto das emissões atmosféricas do modal ferroviário no entorno do local de estudo;

1.3 METODOLOGIA

Para responder os objetivos relacionados, foi desenvolvida uma metodologia de comparação de sensores e amostragem dos gases. Essas metodologias serão detalhadas na seção 3.

Previamente às amostragens, estabeleceu-se a comparação dos sensores selecionados para esse estudo, SO₂, NO₂, O₃ e Material Particulado. Especificamente, esses sensores passaram por um processo de comparação interna e externa, que são abordados nas seções 3.2 e Erro: Origem da referência não encontrada, respectivamente.

Anteriormente aos voos amostrais, foram conduzidos voos, no centro politécnico da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Com isso, foram definidas diretrizes de segurança a serem respeitadas durante os voos amostrais. Concomitante a esse processo, foi definido o ponto de amostragem a ser utilizado

no trabalho. Levando em consideração questões como disponibilidade de plataforma de decolagem, facilidade de acesso, e presença de pontos de interesse, foi definida como área de interesse a região caracterizada na seção 3.5, e apresentada na Figura 10 da mesma seção.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Para a revisão bibliográfica subsequente, optou-se por buscar artigos abordando alguns temas de interesse para a pesquisa, de maneira segregada. As bases de artigos utilizadas foram o *Science Direct*, da revista Elsevier, o *Google acadêmico (scholar)* e o *Web of Science*. Além disso, algumas informações apresentadas foram retiradas de páginas e publicações oficiais de órgãos nacionais e internacionais.

2.1 POLUENTES NO AR

De forma geral, denomina-se poluição atmosférica a situação do ar que respiramos, no qual as emissões antropogênicas de gases e aerossóis elevam as concentrações de tais substâncias a níveis que podem causar impacto direto ou indireto aos seres humanos, fauna, flora, ecossistemas, estruturas, ou objetos de importância cultural (JACOBSON, 2002). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), existem algumas espécies químicas de maior interesse para a qualidade do ar a nível mundial, a saber: $PM_{2.5}$, PM_{10} , ozônio troposférico, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono (WHO, 2021). Nos Estados Unidos, a EPA adiciona a esses poluentes o chumbo, e engloba o ozônio troposférico ao grupo dos oxidantes fotoquímicos, como os Nitratos de Peroxiacetila, ou PANs (STEPHENS, 1969; EPA, 2015).

Além das espécies químicas supracitadas, várias outras podem impactar o ecossistema atmosférico. Entre elas, pode-se citar o carbonato de cálcio, o ácido sulfúrico, a amônia, o gás cloro, os ácidos de nitrogênio, os ácidos de cloro, o nitrato de amônia, e muitos outros (JACOBSON, 2002). No caso dos aerossóis, é comum separar os diferentes grupos de partículas de acordo com seu tamanho. Como um exemplo, a denominação $PM_{2.5}$ representa as partículas com diâmetro igual ou menor a 2,5 μm . A tabela 1 mostra as características físicas dessas espécies, além de suas concentrações médias esperadas em condições normais para a baixa troposfera. De acordo com JACOBSON (2002), em ambientes urbanos, esses poluentes podem se acumular em grandes névoas ricas em gases e materiais particulados nocivos ao ser humano e às estruturas das cidades. A esse tipo de

acontecimento dá-se o nome de *Smog* (junção das palavras em inglês *smoke* – fumaça – e *fog* – névoa).

A poluição atmosférica é um problema em escala global. Na realidade, emissões pontuais podem ser carregadas para outras localidades no planeta através de sistemas de transporte ligados à Circulação Geral da Atmosfera (CGA). No Hemisfério Norte, por exemplo, um centro de baixa pressão localizado ao oeste de um determinado ponto causa um fluxo de vento de sul ou sudeste na região (JACOBSON, 2022). Portanto, não somente as fontes, mas a dinâmica do transporte dos poluentes é de extrema importância.

Tabela 1. Características e concentrações dos poluentes gasosos e aerossóis na baixa troposfera. *Fonte: adaptado de JACOBSON (2002).*

Partícula	Diâmetro típico (μm)	Concentração numérica (n° de moléculas/partículas por cm^3)	Concentração mássica ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)
Moléculas gasosas	0,0005	$2,45 \times 10^{19}$	$1,2 \times 10^9$
Aerossóis pequenos	< 0,2	$10^3 - 10^6$	< 1
Aerossóis Médios	0,2 – 2,0	$1 - 10^4$	< 250
Aerossóis Grandes	> 0,2	< 1 – 10	< 250

Nesse contexto, em 2021 a OMS publicou uma atualização nas suas diretrizes de qualidade do ar (DQAs), com destaque para os principais poluentes mencionados acima. De um modo geral, as DQAs para os poluentes abordados tiveram seus valores estabelecidos em 2005 alterados no último relatório (WHO, 2021). Os novos parâmetros considerados para a exposição anual e diária foram adotados com base em diversos estudos, e se mostraram mais restritivos. A tabela 2 mostra esses valores.

Tabela 2. DQAs para os poluentes atmosféricos principais. *Fonte: adaptado de WHO (2021).*

Poluente	Tempo de exposição média	Valor de DQA	Unidade
PM_{2.5}	Anual	5	µg/m ³
	24h	15	µg/m ³
PM₁₀	Anual	15	µg/m ³
	24h	45	µg/m ³
O₃	Temporada de pico*	60	µg/m ³
	8h	100	µg/m ³
NO₂	Anual	10	µg/m ³
	24h	25	µg/m ³
SO₂	24h	40	µg/m ³
CO	24h	4	mg/m ³

* Seis meses consecutivos com maior concentração em média móvel de 6 meses em um ano.

Estudos epidemiológicos mostram que a exposição humana aos poluentes atmosféricos facilita as infecções respiratórias. Os mecanismos que controlam esse tipo de interação foram estudados por CIENCEWICKI e JASPERS (2007), e podem ser divididos em três: estresse oxidativo, macrófagos e proteínas surfactantes.

O fluido epitelial pulmonar (FEP) contém alguns antioxidantes, tais como ascorbato, ácido úrico, mucinas e etc. Basicamente, são moléculas que servem como proteção contra a oxidação das células do trato respiratório. Poluentes como os NO_x, SO_x e O₃ são conhecidos por reagirem com tais antioxidantes. Como as células epiteliais agem como alvos primários contra patógenos nessa região do corpo humano, a ação desses poluentes afeta a situação oxidativa desses alvos, aumentando a susceptibilidade do corpo a infecções virais via estresse oxidativo (CIENCEWICKI e JASPERS, 2007).

A primeira linha de defesas do corpo humano contra as infecções virais está na resposta imunológica inata. Os macrófagos representam uma parte importante desse sistema defensivo, através da fagocitose de corpos estranhos e patógenos, além da apresentação de antígenos. A ação dos poluentes mencionados nesses macrófagos, de acordo com CIENCEWICKI e JASPERS (2007), acaba por reduzir a habilidade dessas células em fagocitar os vírus que entram em nosso sistema.

Assim, a redução da atividade dos macrófagos seria um segundo mecanismo pelo qual os poluentes atmosféricos afetam o sistema respiratório.

Por fim, uma outra fração importante da resposta imunológica inata se faz presente sob a forma das proteínas surfactantes, ou SP. Secretadas por células alveolares tipo II e células exócrinas bronquiolares, ou apenas células de Clara (MADSEN et al., 2000; 2003), as proteínas SP-A e SP-D facilitam a fagocitose e regulam processos inflamatórios, além de ligar e capturar patógenos. A exposição a níveis elevado de poluição atmosférica pode reduzir a atividade dessas SP, alterando a funcionalidade da resposta imunológica a invasões virais, e facilitando as infecções no trato respiratório (CIENCEWICKI e JASPERS, 2007).

De fato, esses três mecanismos são apenas alguns dos mais importantes. Do mesmo modo, diferentes espécies químicas podem apresentar mecanismos mais específicos pelos quais interferem na saúde humana. Portanto, nesse trabalho serão brevemente apresentados e discutidos alguns desses outros mecanismos para os poluentes de interesse, nas seções subsequentes.

2.2 ÓXIDOS DE NITROGÊNIO

O gás nitrogênio, nitrogênio diatômico ou simplesmente N_2 é um gás relativamente inerte, que compõe cerca de 78% da atmosfera terrestre (HOLDEN, 2017). Contudo, o elemento nitrogênio, ou azoto, pode ser muito reativo, gerando com o oxigênio uma família de óxidos, denominada óxidos nitrosos e representada pelo símbolo NO_x . Nessa família, podemos listar substâncias como o Óxido Nitroso (N_2O), Óxido Nítrico (NO), Trióxido de Dinitrogênio (N_2O_3), Dióxido de Nitrogênio (NO_2), Tetróxido de Dinitrogênio (N_2O_4) e Pentóxido de Dinitrogênio (N_2O_5). Para o estudo da química atmosférica, as principais espécies de NO_x são o NO e o NO_2 . O primeiro é um gás incolor, com baixa solubilidade em água; já o segundo é um gás castanho que se decompõe na presença de água (EPA, 1999).

O dióxido de nitrogênio, quando presente em concentrações elevadas, pode oferecer diversos riscos à saúde humana. Níveis elevados desse poluente podem causar danos ao sistema respiratório, além de ampliar a vulnerabilidade do corpo humano à infecções respiratórias e asma (QUEENSLAND GOVERNMENT, c2022).

Os sintomas normalmente observados em caso de contaminação por NO_2 incluem tosses, chiados no peito e dificuldade respiratória (EPA, 2022a).

De acordo com GASTON et al. (1994), alguns óxidos de nitrogênio são encontrados de maneira endógena nas vias aéreas do corpo humano. A síntese enzimática de NO, por exemplo, ocorre através de uma enzima denominada sintase de óxido nítrico (NOS), presente em macrófagos, neutrófilos, fibroblastos e outras células. As espécies químicas geradas por esse processo enzimático apresentam a característica de relaxantes vasculares do tecido muscular liso. Todavia, concentrações mais elevadas do NO_x representam um potencial toxicológico bem determinado. Na presença de oxigênio, por exemplo, o NO pode formar NO_2 e, numa reação com outra molécula da mesma espécie, pode formar N_2O_3 , um sólido solúvel com alta capacidade de nitrosação, ou seja, a conversão de amônia já fixada em nitratos. (GASTON et al., 1994; EPA, 1999).

As sequelas da exposição a altas concentrações de NO_x também podem ser percebidas de diversas maneiras. No caso do NO, foi mostrado que em ambientes úmidos e de pH fisiológico, o óxido nítrico pode causar mutações celulares em bactérias da espécie *Salmonella*. Essa mutação ocorre principalmente através da conversão das aminas aromáticas em aldeídos, podendo representar um dos mecanismos pelos quais os cigarros causam câncer de pulmão (GASTON et al., 1994). Os efeitos toxicológicos do NO_2 podem ser notados como agente causador das formas diméricas e monoméricas da “Doença dos enchedores de silo”, uma intersticiopatia. Nesse caso, o dióxido de nitrogênio, que é uma toxina muito frequentemente encontrada em silos de grãos, se decompõe em óxidos nítricos e nitrosos, penetrando e danificando as mucosas do sistema respiratório. Além disso, esse composto pode gerar radicais livres, ligando-se a hemoglobina e formando a metemoglobina, reduzindo a concentração de oxigênio no sangue (NICHOLS, 2018; GASTON et al., 1994). Em adição, a exposição humana a níveis pequenos de NO_2 , como 2 ppm está atrelada a condições como a hipertrofia epitelial bronquial terminal e hiperplasia das células alveolares (GASTON et al., 1994).

Além dos impactos diretos, os óxidos de nitrogênio apresentam um impacto indireto no meio ambiente e na saúde humana. Esse impacto se dá através do papel apresentado pelos NO_x nas reações de formação e destruição ozônio troposférico,

um poluente secundário cujas características serão discutidas na seção 2.3. SEINFELD e PANDIS (2006) tratam da relação entre esses poluentes de maneira didática, mostrando que a concentração dos óxidos nitrogenados em determinado local pode determinar se essa região da atmosfera atua como fonte ou sumidouro de ozônio. Assim, a ocorrência de reações entre os NO_x e outras espécies influencia no equilíbrio químico atmosférico do ozônio. Como exemplo dessa situação, duas reações competidoras que utilizam o radical hidroperoxil (HO_2) podem ser elencadas na atmosfera: a reação com óxido nítrico $\text{HO}_2 + \text{NO}$, cuja velocidade está diretamente relacionada a taxa de produção de ozônio; e a reação com o próprio ozônio $\text{HO}_2 + \text{O}_3$. Diretamente, fica claro que a segunda reação consiste numa perda de O_3 .

Portanto, existe uma concentração específica de NO em que, para determinado nível de concentração de ozônio, a razão entre as taxas de produtividade de ambas as reações vale um. Essa concentração recebe o nome de concentração de equilíbrio. Abaixo dela, existe a destruição de O_3 . Acima, ocorre sua produção (SEINFELD e PANDIS, 2006). A figura 1, presente na seção 2.3, apresenta de maneira visual essa relação, além de tratar de outras fontes e processos do ozônio no ar.

Além disso, para casos em que existe uma alta concentração de COVs na atmosfera, um segundo caminho para a formação de ozônio através dos NO_x é possibilitado. Esse caminho ocorre de maneira análoga ao discutido acima, porém com a utilização de uma espécie química do tipo R-O_2 no local do hidroperoxil, onde R seria um radical orgânico (JENKIN e HAYMAN, 1999).

Como via de regra, a principal fonte dos óxidos de nitrogênio está nas fontes móveis, como veículos automotivos movidos a combustão interna, com 50% das emissões totais. Para as fontes fixas, a principal contribuição é relacionada a plantas térmicas de geração de energia elétrica. As fontes naturais e biogênicas desse tipo de gás incluem raios, incêndios florestais, vegetação e fungos (EPA, 1999).

2.3 OZÔNIO

Como parte do grupo de substâncias consideradas oxidantes fotoquímicos, o ozônio é um gás incolor formado por 3 átomos de oxigênio, representado pela fórmula O_3 . É um dos mais importantes gases de traço presentes na atmosfera terrestre, e sua concentração varia muito com a altitude, além da presença de outras substâncias como NO_x , compostos orgânicos voláteis (COVs), CH_4 e CO (EEA, 1995).

De acordo com a altura em que é encontrado, pode ou não ser considerado um poluente no ar. Concentrações mais elevadas são naturalmente encontradas em altitudes entre 15 e 40 km, na região da estratosfera. Dessa forma, os valores mais elevados medidos nessa altitude não são considerados poluição. Pelo contrário, o ozônio é uma substância com alta capacidade de absorver radiação com comprimento de onda na faixa de 280 a 320 nm. Assim, a chamada camada de ozônio presente na estratosfera serve como uma maneira de proteger a superfície terrestre da incidência de radiação tipo UV-B, que está ligada a efeitos como câncer de pele, cataratas e danos à fauna e à flora (EEA, 1995; EPA, 2021). Contudo, por volta de 1985, foi medida uma perda desse gás sobre a Antártica, com níveis de ozônio estratosférico cada vez menores até a metade da década de 1990. O Protocolo de Montreal, assinado em 1989, foi responsável por uma redução na produção e uso de produtos capazes de depleção de ozônio, fazendo com que as concentrações de O_3 voltassem a subir, com tendência modelada de igualar-se aos níveis pré-industriais por volta do ano de 2040 (WEATHERHEAD e ANDERSEN, 2006).

Em níveis mais próximos a superfície, o O_3 recebe o nome de ozônio troposférico. Nesse caso, pode ser considerado um poluente, com vários efeitos negativos na saúde pública e no bem-estar do meio ambiente (EPA, 2022b). A exposição ao ozônio troposféricos pode causar problemas como tosse, inflamações na garganta e vias aéreas, além de agravação e aumento na frequência de incidência de doenças pulmonares, como enfisemas, bronquite e asma (EPA, 2022c).

De acordo com TZE-MING et al. (2007), um dos mecanismos através dos quais o ozônio afeta o sistema respiratório seria a inflamação e irritação das fibras

sensoriais tipo C das vias aéreas através de oxidação. Mais especificamente, o poluente, quando presente no sistema respiratório, pode afetar a atividade das células apresentadoras de antígenos (ACPs), resultando num acréscimo na produção de óxido nítrico e fator de necrose tumoral alfa (TNF- α), uma citocina pró inflamatória. Assim, a exposição a esse tipo de gás pode causar efeitos crônicos na saúde humana. LIPPMAN (1989) mostrou que exposições agudas a ozônio variando de 5 min a 6 h também podem proporcionar vários efeitos negativos transientes. Entre eles, está a alteração da capacidade pulmonar e da permeabilidade epitelial. Além disso, a exposição prolongada ou regular ao ozônio pode fazer com que a intensidade e duração desses efeitos seja ampliada.

Por tratar-se de um poluente secundário, as concentrações de ozônio troposférico estão muito relacionadas a emissão de outros poluentes primários, como mostra a figura 1. A relação entre a emissão dos óxidos de nitrogênio e a produção de ozônio na baixa atmosfera, por exemplo, já foi apresentada na seção 2.2. Em adição, alguns hidrocarbonetos, como o metano, e COVs funcionam como catalisadores da produção fotoquímica de O₃. Esse tipo de poluente é emitido de forma antropogênica principalmente pela queima de combustíveis fósseis, em veículos automotores, refinarias, indústrias, termelétricas. Além disso, o setor produtivo da agropecuária também é responsável por parte das emissões humanas de NO_x e CH₄ (EPA, 2022b; CCAC, c2022).

Ainda mais, alguns fenômenos meteorológicos podem afetar o transporte e as concentrações do ozônio troposférico. Dessa forma, as concentrações dos poluentes primários precursores não são as únicas variáveis de interesse para sua modelagem. De acordo com NGUYEN et al. (2022), as relações positivas mais claras entre a produção de O₃ e as variáveis climatológicas estão na temperatura do ar e na incidência de radiação solar, dois fatores também diretamente relacionados entre si. O aumento nos valores dessas duas variáveis também causa uma redução na umidade do ar, que seria um potencial inibidor da formação de ozônio, em conjunto com o índice pluviométrico. Assim, a passagem de sistemas de alta pressão pode ser relacionada a um aumento na produtividade do ozônio, por serem responsáveis por condições de atmosfera estável. Ou seja, a redução na porção do céu encoberta por nuvens reduz a precipitação e aumenta a incidência de luz solar, facilitando a reação fotoquímica de geração de ozônio na atmosfera baixa.

Por fim, os ventos podem ter uma influência variada nas concentrações de O_3 de acordo com o local. Em localidades a sotavento, o transporte pelas correntes de ar tende a produzir concentrações mais elevadas do poluente. Além disso, relevos mais acidentados permitem uma maior acumulação. A barlavento, as concentrações tendem a ser reduzidas (NGUYEN et al., 2022).

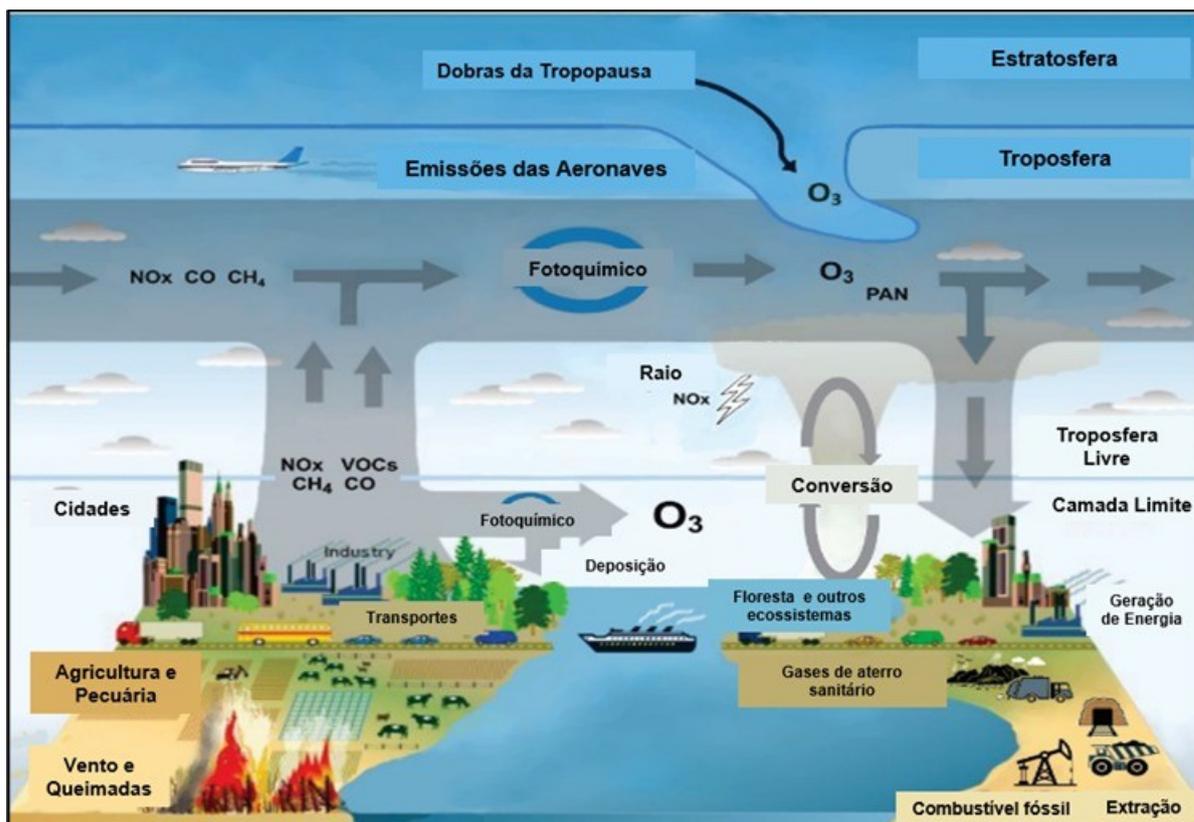


Figura 1. Processos, fontes e poluentes primários relacionados ao ozônio troposférico.

Fonte: Adaptado de EPA (2020).

2.4 ÓXIDOS DE ENXOFRE

O termo óxidos de enxofre, representado por SO_x compreende uma série de compostos formados pelo oxigênio e o enxofre, sendo que, para ciências atmosféricas, os principais seriam o dióxido de enxofre (SO_2) e o trióxido de enxofre (SO_3). O primeiro é conhecido também como anidrido sulfuroso, enquanto o segundo é chamado de anidrido sulfúrico. Assim, ambos podem formar os ácidos homônimos quando reagem com água (BRITANNICA, 2016).

Para a maior parte dos seres humanos, o SO_2 pode ser detectado de maneira palatável e olfativa em concentrações de 1000 a 3000 $\mu\text{g}/\text{cm}^3$. Já em concentrações acima de 10000 $\mu\text{g}/\text{cm}^3$, seu odor é pungente e desconfortável (WORLD BANK, 1998). Além disso, normalmente é observado na atmosfera em concentrações maiores aos outros óxidos sulfurados, sendo normalmente utilizado como poluente de controle para os SO_x (EPA, 2022d).

A exposição ao dióxido de enxofre pode trazer alguns problemas a saúde, através da redução na atividade pulmonar, irritação dos olhos, nariz e garganta, além de mortalidade prematura (EPA, 2022c; WORLD BANK, 1998). Devido a sua alta solubilidade, a reação de hidratação do SO_2 gera os ânions sulfito (SO_3^{2-}) e bissulfito (HSO_2^-), que podem ser oxidados no plasma sanguíneo, criando proteínas ligadas à S-sulfonatos. Portanto, essas proteínas podem ser utilizadas em testes como biomarcadores da intoxicação por dióxido de enxofre (RENO, BROOKS e AMEREDES, 2015).

A atividade de fagocitose dos macrófagos pode ser reduzida em casos de exposição ao sulfito, principalmente em indivíduos com deficiência das enzimas sulfito-oxidase (RENO, BROOKS e AMEREDES, 2015). Além disso, a inalação do dióxido de enxofre por humanos mostrou estar relacionada com uma redução reversível da capacidade respiratória, através de uma ampliação na resistência a passagem do ar nas vias aéreas inferiores. Estudos mostram que o sistema respiratório absorve cerca de 99% da concentração incidente de SO_2 , causando um aumento na viscosidade e redução no fluxo do muco nasal. Assim o reflexo respiratório de constrição bronquial causado por essa absorção é responsável pela redução do fluxo de ar através do sistema respiratório (RALL, 1974).

Além disso, de acordo com RENO, BROOKS e AMEREDES (2015), a asma é uma doença inflamatória do sistema respiratório. Ela é marcada pela produção de espécies reativas de oxigênio (ROS) por leucócitos enviados por enzimas para combater tais inflamações. Uma dessas enzimas é a Fosfato de Dinucleótido de Nicotinamida e Adenina (NADPH) oxidase. Estudos *in vitro* com neutrófilos humanos mostraram que a atividade da NADPH oxidase aumenta diretamente com o acréscimo das concentrações de SO_2 , gerando, portanto, um maior número de ROS. Em verdade, pequenas concentrações das ROS atuam como reguladores dos processos de regeneração dos tecidos humanos. Entretanto, em maiores

concentrações, esse tipo de espécie química pode ser prejudicial aos seres vivos, através da inativação de células importantes (DI MEO, 2016). Esse mecanismo de estresse oxidativo observado para o dióxido de enxofre é de importância geral, mas, pelos motivos mencionados, tem um impacto ainda maior nos pulmões de indivíduos asmáticos.

Outra série de problemas sanitários relacionados às emissões de óxidos de enxofre ocorre quando observamos a formação de material particulado com carga sulfúrica (MPS). Os efeitos dos MP na saúde humana são apresentados na seção 2.5, porém, a alta solubilidade dos SO_x facilita a reação dessas espécies com aerossóis (RENO, BROOKS e AMEREDES, 2015). Por exemplo, segundo SCHWELA (2000), na cidade de Houston, cerca de 40 a 50% das partículas de $PM_{2,5}$ possuíam origem em óxidos sulfatados.

Agindo como núcleos de condensação (NCs), os aerossóis suspensos na atmosfera podem facilmente solubilizar o SO_2 . Assim, o poluente pode ser carregado para interior do sistema respiratório, potencializando tanto os efeitos adversos do MP, como a irritabilidade do dióxido de enxofre. Esse efeito sinérgico foi estudado por AMDUR (1969) em porquinhos-da-índia. De acordo com o autor, sais metálicos solúveis de ferro (II), manganês e vanádio são capazes de potencializar a constrição bronquial e seus efeitos em até 4 vezes o esperado para concentrações de SO_2 valendo 0,16 ppm. Além disso, o bissulfito produzido durante a dissolução desses óxidos nos NCs pode ser considerado uma substância mutagênica e vírus e bactérias (RALL, 1974).

Como agravante, os SO_x , quando em concentrações elevadas, apresentam impactos potenciais para o meio ambiente e para os materiais presentes nos ambientes antropogênicos. Plantas expostas a concentrações mais altas de SO_2 reportaram nos Estados Unidos da América queda de folhagem, redução na produtividade primária, e até mesmo falecimento prematuro, ou seja, anterior à completude do ciclo de vida do organismo (WORLD BANK, 1998). Além disso, um impacto indireto dessas concentrações elevadas está na redução da visibilidade através da formação dos MPS. Assim, essas partículas podem ser capazes de gerar névoas e se depositar em objetos de importância cultural e urbana (EPA, 2022d; WORLD BANK, 1998). Por fim, os óxidos sulfurados contribuem para a formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4), um ácido forte relacionado a incidência de chuva ácida.

Além dos danos aos ecossistemas naturais, esse tipo de precipitação pode acelerar a corrosão de materiais como ferro, aço e zinco, além de facilmente reagir com o cobre. Portanto, influencia muito na erosão química de várias construções, estátuas e monumentos (WORLD BANK, 19998).

Sumariamente, a maior parte do SO_2 na atmosfera provém da queima de combustíveis fósseis, principalmente pelo setor industrial e de transportes. Veículos movidos a combustão interna que utilizam combustíveis ricos em enxofre, como alguns óleos diesel, também apresentam uma expressiva emissão desse tipo de óxido. Fontes menores incluem vulcões e mineração (EPA, 2022d).

2.5 MATERIAL PARTICULADO

O material particulado, representado pela sigla MP (ou PM, para a tradução em inglês *particulate matter*), consiste numa variedade de partículas sólidas e líquidas cujas características permitem que se mantenham suspensas no ar (EPA, 2022e). O termo aerossol, muitas vezes utilizado como intercambiável ao MP, na realidade é um pouco mais abrangente, por tratar de partículas do tipo mencionado acima suspensas no ar ou em outros gases, ou até mesmo no vácuo (AGRANOVSKI, 2010). Todavia, sendo uma diferença tão singela, no presente documento ambos os termos serão muitas vezes tratados como sinônimos.

Entre as partículas pertencentes a esse grupo, pode-se citar a poeira, areia, fumaça, fuligem, esporos e até mesmo o pólen. De fato, partículas como essa apresentam uma enorme variabilidade quanto a seus tamanhos, podendo ser visíveis a olho nu, ou apenas observáveis com auxílio de técnicas de microscopia (CARB, c2022; CDC, 2019; EPA, 2022e). Portanto, para uma maior facilidade na tomada de decisões de gestão relacionadas ao MP, esse tipo de poluição normalmente é subdividido de acordo com o diâmetro das partículas. O grupo dos PM_{10} engloba as partículas suspensas no ar com diâmetro inferior a $10 \mu\text{m}$; os $\text{PM}_{2.5}$ representam as partículas com diâmetro inferior a $2,5 \mu\text{m}$; e os $\text{PM}_{1.0}$, de forma análoga, as partículas com diâmetro inferior a $1 \mu\text{m}$ (CARB, c2022).

Como mencionado na seção 2.4, um dos mecanismos pelos quais os materiais particulados podem afetar a saúde humana é através da dissolução de substâncias tóxicas. Em especial, o $\text{PM}_{2.5}$ e o $\text{PM}_{1.0}$ apresentam os maiores riscos

nesse sentido, por poderem carregar esse tipo de substância até a corrente sanguínea (EPA, 2022d). Devido a essa característica, as ações do material particulado no corpo humano podem variar muito de acordo com a sua composição. Essa composição, por sua vez, depende muito da localidade geográfica e da estação do ano (DAVIDSON, PHALEN e SOLOMON, 2005). De um modo geral, a exposição ao MP está relacionada a morte prematura de indivíduos com doenças respiratórias ou cardiovasculares, ataques cardíacos, disritmias, dificuldades respiratórias, tosse e redução na atividade pulmonar (EPA, 2022f).

Quando inalados, materiais particulados contendo metais pesados podem também amplificar a produção de ROS, além de reduzir a atividade dos antioxidantes presentes nas células do sistema respiratório, através de mecanismos semelhantes aos discutidos nas seções 2.2, 2.3 e 2.4. Além disso, estudos mostram que a exposição ao material particulado também causa danos nas atividades dos macrófagos do sistema imunológico, e suprarregula a resposta anti-inflamatória nas vias aéreas (ZHU et al., 2021).

Entretanto, alguns mecanismos de toxicidade relacionados ao material particulado ainda não foram abordados no presente documento. De acordo com ZHU et al. (2021), após danos aos tecidos do sistema respiratório, o cálcio (Ca) adquire um importante papel regulatório como mensageiro secundário. A presença do $PM_{2.5}$ nas vias aéreas do corpo humano é capaz de interferir na produção de Ca^{2+} , através de um sinal falso positivo que faz com que essa produção aumente. Com isso, a resposta inflamatória no sistema é aumentada, além do potencial de danos subcelulares como fissão das mitocôndrias e colapso do retículo endoplasmático rugoso. Assim, a homeostase do cálcio intracelular pode chegar a ocasionar mortes celulares. Ainda de acordo com ZHU et al. (2021), o material particulado possui um papel na regulação dos ciclos das células humanas. Esse tipo de poluente é capaz de afetar os sinais intracelulares que controlam as transições entre as fases do ciclo de vida de uma célula, dificultando sua sobrevivência e, em casos extremos, podendo causar câncer.

Na atmosfera, fontes primárias de material particulado incluem a queima de combustíveis fósseis, a construção civil, incêndio florestais, estradas movimentadas não pavimentadas, e muitos outros. Porém, existem fontes secundárias que emitem os gases que permitem a formação de outros MP. Entre essas fontes estão todas as

listadas como emissoras de NO_x e SO_x, bem como algumas atividades domésticas como fornos a lenha e queima de cigarros (CARB, c2022; CDC, 2019; EPA, 2022e).

2.6 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA URBANA

De fato, a percepção de que a emissão de poluentes atmosféricos, principalmente em ambientes urbanos, tem uma estreita ligação com a saúde pública não é recente. Já em 1661, John Evelyn publicou o panfleto “*Fumifugium* ou a Inconveniência do ar e fumaça de Londres”. A obra pode ser considerada um dos primeiros manuscritos a acessarem a relação entre as emissões atmosféricas de poluentes e a saúde pública (WOODFORD, 2021).

No texto, Evelyn aponta que metade dos casos de morte em Londres podiam ser creditados às síndromes pulmonares, além do fato de que os habitantes da capital Inglesa serem afetados por uma tosse constante (FOSTER, 1999). Além disso, sugere a translocação das plantas industriais que agem como fonte de fumaça para uma distância segura. Segundo o autor, essa seria uma medida mitigatória para solucionar o problema de maneira pontual, mas que não se mostra uma solução para o longo prazo (EVELYN, 1976).

Como que para comprovar as preocupações de John Evelyn, em dezembro de 1952, um episódio extremo de poluição causou a presença de uma névoa carregada de poluentes pairasse sobre a cidade de Londres por quatro a cinco dias. De acordo com LOGAN (1953), o evento que passou a ser denominado de “O Grande *Smog* de Londres” foi responsável por cerca de 4 mil mortes. Já segundo POLIVKA (2018), as mortes acumuladas por efeitos crônicos causadas pela névoa ultrapassaram a marca dos 12000. Ainda segundo a autora, a queima de carvão rico em enxofre para o aquecimento dos moradores, em adição à queima de óleo diesel dos ônibus fizeram com que os níveis de poluentes presentes na fumaça atingissem os valores fatais observados. Como exemplo desses níveis, a concentração medida de fumaça próxima a porção sul do Rio Tâmis (área administrativa de Londres) chegou a atingir os 4,48 mg/m³ (POLIVKA, 2018).

Desde então, em alguns locais do planeta, como por exemplo Nova Deli, Ulaanbaatar e Bangkok, os eventos extremos de poluição atmosférica se tornaram mais frequentes (ZANDONAI, 2020). Portanto, inúmeras pesquisas e projetos

visando monitorar e melhorar a qualidade do ar estão sendo desenvolvidas em níveis locais, nacionais e global. Os parágrafos subsequentes citam uma breve seleção desses estudos, realizados em diferentes países, além de cidades brasileiras e no próprio município de Curitiba que tipificam estudos destes poluentes na atmosfera urbana.

NYBERG et al. (2001) conduziram um estudo visando avaliar os casos de câncer de pulmão durante o período de 1985 a 1990 em homens adultos de idade entre 40 e 75 anos, que residiram em Estocolmo, na Suécia. Os resultados do estudo mostraram que, indivíduos que sofreram exposição a altas concentrações de NO₂ proveniente de tráfego viário, apresentaram um maior risco relativo de desenvolvimento de câncer pulmonar. Ainda mais, esse aumento se mostrou amplificado para casos em que essa exposição ocorreu quando os indivíduos possuíam por volta de 20 e 30 anos de idade. Em contraponto, esse tipo de comportamento não foi observado para fumantes.

Nas últimas décadas, a maioria das grandes cidades iranianas, principalmente Tehran vêm apresentados problemas com poluição atmosférica. Dito isso, HOSSEINI e SHAHBAZI (2016) realizaram um levantamento da situação da capital do Irã em relação à qualidade do ar. De acordo com os autores, um exemplo de política ambiental de sucesso pôde ser observado na cidade no ano de 2002. A regulamentação que proibiu o uso de carburadores, e instituiu a obrigatoriedade do uso de filtros catalíticos nos veículos proporcionou uma redução significativa nas concentrações de monóxido de carbono (CO) na cidade. Entre 2002 e 2011, os dias classificados como insalubres (de acordo com o Índice de Qualidade do Ar) devido a altas de CO caíram de 163 para praticamente zero.

Mesmo assim, o inventário de emissões atmosféricas de 2016 apontou que cerca de 85% das fontes de emissão em Tehran podem ser classificadas como móveis. Portanto, ao passo que atitudes como a mencionada acima tenham contribuído para a melhoria da qualidade do ar no município, o aumento no número de veículos à combustão interna e a intensificação da atividade industrial foram de encontro a essa tendência (HOSSEINI e SHAHBAZI, 2016).

Também em 2016, pesquisadores da Universidade de *Cape Coast*, na Gana, elencaram políticas internacionais e maneiras de se endereçar o risco representado pela poluição atmosférica na saúde da população da África Subsaariana. De

acordo com o artigo, o custo do impacto da poluição do ar em algumas cidades da região pode chegar a cerca de 2,7% do Produto Interno Bruto (PIB). Para reverter esse panorama, foram propostas diversas ações. Entre elas, está a melhoria da capacidade dos países de monitoramento e amostragem do ar. Isso inclui programas de incentivo, campanhas de medições intensivas e desenvolvimento de tecnologias mais acessíveis (AMEGAH e AGYEI-MENSAH, 2017).

KOVÁCS et al. (2021) realizaram a modelagem da emissão atmosférica de poluentes proveniente do tráfego urbano de Budapeste. De acordo com os autores, a espacialização das emissões segue a estrutura das vias de trânsito da cidade. Próximo ao centro e na rodovia que contorna a capital, a emissão de óxidos de enxofre chegou a taxas de 50 a 70 kg/m² diários, enquanto nos subúrbios essa taxa se manteve próxima dos 30 kg/km² diários. Ainda mais, KOVÁCS et al. (2021) mostraram que, sob determinadas condições de ventos mais calmos, as emissões de NO_x em horários de tráfego mais intenso podem se acumular na atmosfera. Dessa forma, ocorrem picos de concentração dessas espécies em horários mais tardios, por volta das 22h em horário local.

Em Portugal, BRITO et al. (2021) estimaram um aumento de cerca de 0,3% na taxa de mortalidade atrelado a um acréscimo de 10 µg/m³ nas concentrações de PM₁₀. Um ano depois, o mesmo grupo de pesquisas empregou o modelo AirQ+ visando avaliar o impacto das emissões de NO₂, PM_{2.5} e O₃ na saúde pública (BRITO, BERNARDO e GONÇALVES, 2022). De acordo com os pesquisadores, o modelo em questão, desenvolvido pelo Escritório Regional Europeu da Organização Mundial de Saúde (OMS), avalia o impacto da exposição à poluente na saúde humana através da definição das vias de contato como referência para a obtenção de funções do tipo concentração-resposta.

Os resultados dessa modelagem reportaram que, anualmente no país, cerca de 5000 mortes classificadas como diferentes causas podem ser atreladas à exposição ao dióxido de nitrogênio e Material Particulado. Além disso, a exposição ao ozônio causa a morte de cerca de 140 portugueses todo ano. Ainda mais, os autores notaram um maior índice de mortalidade relacionado à NO₂ e PM_{2.5} nas regiões urbanas, enquanto nas regiões rurais, esse índice é mais elevado para casos de exposição ao O₃ (BRITO, BERNARDO e GONÇALVES, 2022).

Em especial, nos anos subsequentes ao estopim da pandemia mundial de COVID-19, alguns estudos referentes ao impacto da poluição atmosférica na susceptibilidade ao vírus foram publicados. No norte da Itália, HO, HUNG e HO (2021) estudaram os efeitos da poluição do ar no risco de infecção e mortalidade do *coronavírus 2*. Foram analisados o NO₂, o O₃, o PM_{2.5}, o PM₁₀ e o SO₂, e os impactos de suas concentrações nas taxas e incidência e fatalidade do COVID-19 nas regiões do Veneto e Lombardia. Em termos de exposição de longo prazo, o SO₂ foi o poluente que mais afetou as variáveis de interesse. O acréscimo de 1 unidade de exposição a poluição atmosférica longo prazo (LTAP) para esse gás gerou um aumento de 3,16 na taxa de contaminação, e de 5,37 na taxa de mortalidade. Em contraponto, ambos MP_{2.5} e MP₁₀ apresentaram um efeito mais expressivo em termos de exposição a poluição atmosférica de curto prazo (STAP).

No caso do Brasil, o município com maior número de artigos encontrados durante a presente revisão bibliográfica foi a megalópole de São Paulo, no estado homônimo. ANDRADE et al. (2017) elaboraram um levantamento da evolução da qualidade do ar no município. De acordo com o artigo, a principal fonte de poluentes atmosféricos no Brasil são veiculares. Na cidade de São Paulo, esse cenário se mantém.

Além disso, os resultados dessa revisão mostram que as concentrações de NO₂ na região metropolitana de São Paulo (RMSP) correlacionam fortemente com a mortalidade fetal. Para crianças com menos de 13 anos, o acréscimo da concentração de PM₁₀ no ar foi associado a um aumento de 12% nas síndromes respiratórias. Ainda mais, na RMSP, um aumento de 3,4% no número de mortes por infarto agudo do miocárdio foi atrelado a um aumento de 10 µg/m³ de dióxido de enxofre (ANDRADE et al., 2017).

Também na região metropolitana de São Paulo, GOUVEIA et al. (2017) realizaram uma análise estatística da relação entre a poluição atmosférica e o número de hospitalizações. Foram utilizados dados de estações de monitoramento nos municípios de Diadema, Guarulhos, Mauá, Osasco, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, São Paulo, Santo André e Taboão da Serra, em conjunto com informações do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS).

Considerando um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de PM_{10} , todos os municípios estudados apresentaram acréscimos significativos no número de hospitalizações por doenças respiratórias, exceto por Santo André e Taboão da Serra. Em destaque, o risco relativo de admissão hospitalar em São Bernardo do Campo foi de 1,032, sendo o maior valor reportado (GOUVEIA et al., 2017).

Outra região marcada por alguns estudos relacionando saúde pública e poluição do ar no Brasil é a região metropolitana do Rio de Janeiro. Nos municípios de Duque de Caxias e Seropédica, RIOS et al. (2004) estudaram a prevalência da asma entre estudantes 13 a 14 anos, em 56 escolas. Nesse estudo, o parâmetro avaliado foi novamente o MP_{10} . De maneira geral, as concentrações de material particulado em Duque de Caxias foram superiores as concentrações medidas em Seropédica. Igualmente, o número de estudantes asmáticos por escola reportado foi superior em Duque de Caxias. Dessa forma, o estudo em questão mostrou uma correlação positiva entre os níveis de poluição atmosférica e os casos de asma nos municípios estudados.

ROCHA et al. (2020) também avaliaram o impacto da poluição do ar na saúde pública, porém no município de Fortaleza, capital do estado do Ceará. A cidade de estudo atualmente sofre a consequência da rápida e intensa expansão urbana dos últimos 10 anos. Portanto, utilizando um amostrador de material particulado do tipo *Hi-Vol 3000* da *Ecotech*, os autores foram capazes de concluir que, um decréscimo de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de $\text{PM}_{2.5}$ do município poderia ter evitado mais de 580 das hospitalizações anuais. Em termos monetários, esse número equivale a uma economia de cerca de 2 milhões de dólares no período de 2015 a 2017.

Além disso, os dados coletados em Fortaleza mostraram a eficiência do Plano de Mobilidade Urbana do município (PlanMob) em reduzir as concentrações dos gases poluentes, ao menos nos pontos de amostragem. Essa observação vai ao encontro do mencionado anteriormente para a cidade de Tehran, no Irã (ROCHA et al., 2020; HOSSEINI e SHAHBAZI, 2016).

Nesse sentido, uma maneira válida de se garantir uma mobilidade urbana satisfatória está nas bicicletas. Dessa forma, é interessante avaliar o impacto dos poluentes atmosféricos emitidos em ambientes urbanos nas ciclovias. GELB e

APPARICIO (2021) desenvolveram uma revisão bibliográfica sistematizada para avaliar essa questão.

Na América do Sul, os autores identificaram 14 estudos abordando esse tema. Já na América do Norte, foram encontrados 45 estudos e, no continente europeu, 119. A maior parte dos artigos selecionados abordou o impacto do $PM_{2,5}$ e outros materiais particulados nas atividades ciclísticas. Assim, os poluentes gasosos foram analisados em uma minoria dos estudos (GELB e APPARICIO, 2021).

Um dos estudos desse tipo foi realizado no município de Curitiba, no Paraná, por KRECL et al. (2020). Foram amostrados materiais particulados como *Black Carbon* (BC) e $PM_{2,5}$ em áreas próximas de cicloviarias, ladeando vias com diferentes estratégias de gerenciamento de trânsito. Os resultados mostraram que os ciclistas ficavam expostos a uma maior concentração de substâncias nocivas em horários próximos do *rush* (.).

2.7 AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

Com o intuito de melhor compreender a questão da poluição atmosférica, além do papel que o ser humano possui nessa área, diversos métodos e metodologias de monitoramento e amostragem das emissões foram desenvolvidos. Concomitantemente, várias pesquisas buscaram avaliar, testar e validar essas técnicas.

COLLIS e UTHE (1972) publicaram uma revisão sobre técnicas de medida de poluição atmosférica utilizando a Teoria do Espalhamento de Mie (ou simplesmente, Teoria de Mie). Esse tipo de metodologia consiste em uma medida da concentração de determinada espécie indiretamente, utilizando um sensor óptico. De acordo com os autores, a Teoria de Mie mostra que a intensidade do sinal capturado pelo sensor variará de acordo com o comprimento de onda da luz incidente, além de propriedades geométricas e físicas da partícula medida.

Na época, o artigo já foi capaz de mostrar o potencial desse tipo de metodologia em abordagens semiquantitativas de poluição atmosférica. Contudo, por se tratar de uma tecnologia em desenvolvimento, os autores não foram capazes de validar sua aplicabilidade em operações mais rotineiras de monitoramento de qualidade do ar (COLLIS e UTHE, 1972).

No mesmo ano, HINKLEY (1972) estudou a aplicação dos *lasers* infravermelhos sintonizáveis no contexto de medida de poluição atmosférica. O trabalho avaliou várias técnicas diferentes utilizando tais *lasers*. De forma geral, as estratégias abordadas foram capazes de amostrar concentrações até mesmo de algumas espécies gasosas, como NO_2 , C_2H_4 , CO , NO_x , e N_2 .

HANST (1978) notou que os métodos ópticos mencionados acima apresentavam uma limitação quanto a sua sensibilidade, principalmente na presença de vapor d'água. Portanto, na cidade de *Riverside*, na Califórnia, o autor realizou medidas dos poluentes do *smog*, com o auxílio de um espectrômetro óptico de transformada de Fourier, como mostra a figura 2. Na época, o equipamento apresentado era o maior em uso pela Agência de Proteção Ambiental Estadunidense (EPA), com um comprimento total de mais de 23 m.

Para as espécies mais instáveis, o autor utilizou a longa célula de reflexão mostrada na figura 2. Com isso, obteve medidas de parâmetros de difícil quantificação, como ozônio, peróxiacetilnitrato, ácido fórmico, metanol e CO , além de certos hidrocarbonetos e halocarbonetos. Utilizando uma técnica de separação com condensação criogênica seguida de destilação, HANST (1978) também foi capaz de aumentar a sensibilidade da metodologia às concentrações de espécies como fluorcarbonetos, tetracloreto de carbono, sulfeto de carbonila e outros gases de traço.

Alguns anos após a publicação dos artigos supracitados, DE FRÉ, BRUYNSERAEDE e KRETZSCHMAR (1994) utilizaram analisadores químicos e ópticos para avaliar a concentração de alguns poluentes na região da Antuérpia, na Bélgica. Especificamente, os autores empregaram os dados dos amostradores para definir a emissão veicular de automóveis em trechos rodoviários, e seu impacto na qualidade do ar do túnel Craeybeckx, localizado numa rodovia que leva a Bruxelas.

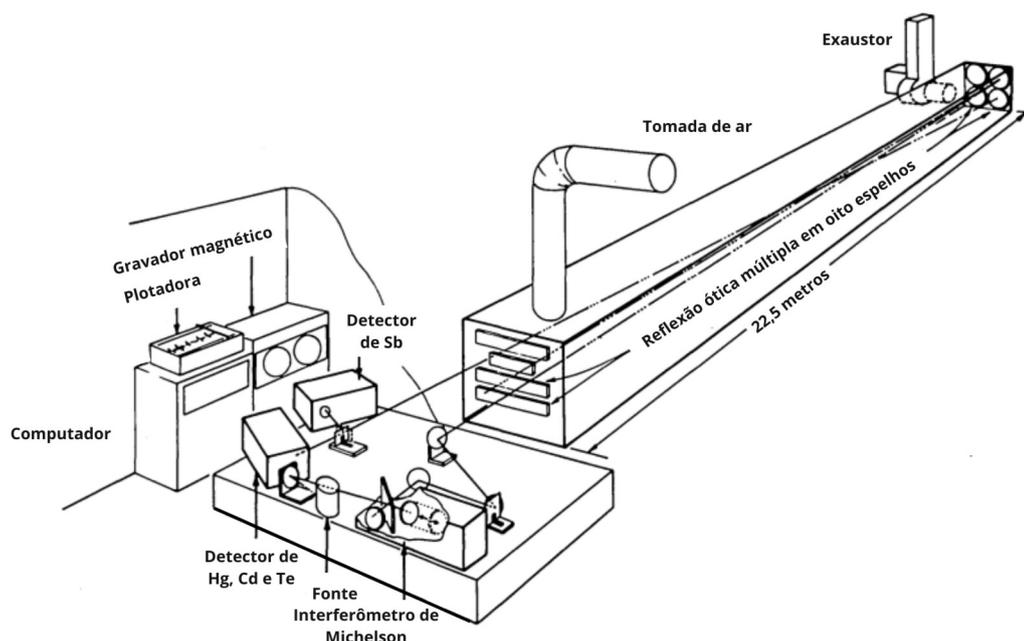


Figura 2. Espectrômetro óptico de transformada de Fourier.

Fonte: adaptado de HANST (1978).

A partir dos dados amostrados, os autores foram capazes de estimar uma emissão rodoviária E por automóveis para cada poluente i , através da equação

$$E_i = \frac{\Delta y_i V_w S}{L n}. \quad (1)$$

Acima, Δy_i seria a variação da concentração do poluente ao longo do túnel, V_w a velocidade média do vento, S a área da seção transversal, L o comprimento, e n o número médio de carros a passar através do túnel por segundo. Com isso, foi possível mostrar que a emissão possui uma relação inversa à velocidade dos automóveis, além de demonstrar uma maneira simples e barata para avaliar fatores de emissão veiculares (DE FRÉ, BRUYNSEAEDE e KRETZSCHMAR, 1994).

Na ilha dinamarquesa de Fióna, GLASIUS et al. (1999) mediram a concentração de dióxido de nitrogênio no ar com o auxílio de um sistema de tubos de difusão. Esse método consiste numa amostragem passiva, ou seja, sem nenhum tipo de equipamento realizando esforço de sucção para adquirir o material amostrado. Os tubos foram montados de forma vertical, com uma tampa para protegê-los da chuva e vento. A entrada do ar amostrado ocorreu paralelamente a borda da tampa, visando reduzir os efeitos da turbulência. Após 4 semanas de

amostragem, os tubos foram levados para um laboratório, a fim de determinar a concentração de NO_2 em cada um, através de colorimetria. Utilizando as dimensões de cada tubo, o coeficiente de difusão do gás no ar ($0,154 \text{ cm}^2/\text{s}$ a $298,15 \text{ K}$), e a Lei de Fick, os autores foram capazes de determinar a concentração de NO_2 no ar da região.

Os resultados dessa análise mostraram que, na ilha, a maior parte do dióxido de nitrogênio é proveniente de uma poluição atmosférica “importada”. Portanto, nesse caso esforços locais de redução das emissões teriam pouco impacto na qualidade do ar (GLAUSIUS et al., 1999).

De acordo com HELSEN (2005), um processo cuja emissão é particularmente complexa de ser medida diretamente é a pirólise da madeira. Os gases mais pesados oriundos desse tipo de procedimento sofrem um rápido resfriamento, entupindo as entradas dos amostradores até então utilizados. Portanto, a estimativa da emissão de certos gases desses processos, como por exemplo o Arsênio (As), é prejudicada. Nesse contexto, nota-se que, de acordo com a fonte de emissão e o poluente a ser amostrado, diferentes métodos podem apresentar eficiência muito díspares. No caso do arsênio proveniente de pirólise, Helsen mostra que a técnica mais efetiva seria o emprego de uma série de filtros com poros de grandeza entre nanômetros e milímetros. Além disso, essa série deve ser dimensionada de forma a garantir que a massa coletada pelo último filtro seja baixa, visando obter máxima eficiência.

Para a medição da concentração de ozônio troposférico, ANDRIA et al. (2007) empregaram uma metodologia denominada método fotométrico. Para o O_3 , esse método se baseia na forte absorção que as moléculas apresentam na faixa de ultravioleta, por volta dos 250 nm de comprimento de onda. Portanto, o amostrador fotométrico consiste em bombear o ar através de um capilar ligado a um sensor de intensidade luminosa. Esse capilar é então bombardeado por raios UV de intensidade conhecida, e o sensor retorna um valor calibrado de concentração de acordo com a diferença de intensidade ao longo do tubo. Utilizando um gerador de ozônio, os autores foram capazes de calibrar o amostrador, obtendo uma incerteza de 2% para valores entre 100 e 500 ppb. De acordo os autores, esse valor é satisfatório de acordo com as normas diretivas do parlamento europeu na época.

TUDOSE et.al. (2011) foram capazes de apresentar um sistema móvel de medição e monitoramento de poluição e qualidade do ar em ambientes urbano. Na capital romena de Bucareste, os autores desenvolveram um módulo de monitoramento que poderia ser embarcado em um automóvel, e alimentado pelo mesmo. O equipamento permitia o uso concomitante de três sensores, desde que esses sejam capazes de converter suas medições em um sinal elétrico. Na data de publicação do artigo em questão, o sistema foi capaz de empregar sensores de CO, NH₄, H₂S, gases de queima de gasolina e diesel, hidrocarbonetos e CO₂. Após os testes e as campanhas de medição, os autores puderam comprovar a praticidade em se utilizar sensores mais portáteis, permitindo uma maior facilidade na avaliação espacial da qualidade do ar em centros urbanos.

Outra metodologia para o monitoramento da poluição atmosférica consiste na utilização de filtros. Nesse contexto, KATSOYIANNIS et al. (2012) procuraram investigar a aplicabilidade desse método para ambientes urbano, porém empregando os próprios filtros de ar automotivos (FAA) como meio de coleta. Mais especificamente, o método apresentado buscava medir concentrações de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos, ou HPAs, de maneira rápida e barata. De acordo com os autores, o fluxo de ar através do FAA no motor de um veículo automotor pode ser calculado através de informações como número de rotações por minuto e eficiência volumétrica. Com esse valor calculado para diferentes automóveis, foi possível determinar as concentrações emitidas de HPAs por carros, em diferentes cenários de velocidades e tempo de uso médios. Todavia, uma incerteza foi identificada em relação aos tamanhos das partículas dos poluentes de interesse. Como os HPAs de 5 e 6 anéis são normalmente relacionados a partículas menores (diâmetro de 0,5 a 1 µm), existe uma grande probabilidade dessas partículas não serem interceptadas pelos FAAs.

Com o tempo, as conclusões apontadas pelos últimos dois artigos apresentados foram se tornando cada vez mais expressivas. Isso é, para a construção de redes de monitoramento da qualidade do ar, seria necessário estudar a aplicação de sensores menores e mais baratos. Nesse contexto, MONTRUCCHIO et al. (2020) desenvolveram um sistema desse tipo, utilizando uma plataforma de *software* e *hardware* abertos denominada *Raspberry Pi*. O sistema consistia numa placa central, à qual foram ligados sensores de THP e PM_{2.5}, além de um *driver* de

comunicação sem fio tipo *Wi-Fi*. A comparação dos sensores utilizou um equipamento de referência, permitindo uma análise de regressão linear multivariada (MLR). Os resultados dessa comparação mostraram que o sistema desenvolvido se mostrou adequado para as medições em ambientes urbanos. Assim, devido ao seu baixo custo, poderiam ser facilmente utilizados em cidade ao redor do mundo, de maneira a construir uma rede de monitoramento espacial mais robusta.

Em Hong Kong, WEI et al. (2021) utilizaram sensores embarcados em linhas de ônibus de transporte público, visando monitorar as concentrações de NO, NO₂, CO e PM_{2.5}. Com medidas realizadas em abril e julho de 2017, a rede de medições foi capaz de chegar a conclusões até então inviáveis com dados de estações fixas de monitoramento da poluição do ar. De acordo com os autores, na primavera, os principais poluentes são o NO e o NO₂, que mostraram também altas variações em diferentes vias. Enquanto isso, o PM_{2.5} apresentou um perfil temporal e espacial de concentrações mais homogêneo. Além disso, o estudo conseguiu mostrar que as regiões com maiores concentrações dos poluentes eram próximas a entradas de túneis e outros pontos marcados por frequentes congestionamentos. De modo geral, o trabalho evidenciou a importância dos esforços locais e regionais para melhorar a qualidade do ar nas grandes cidades.

Em Paris, voluntários carregaram sensores portáteis para avaliar a exposição pessoal (EP) a poluentes como *Black Carbon*, material particulado e dióxido de nitrogênio (LANGUILLE et al., 2022). Com 37 pessoas carregando os sensores durante o dia inteiro por uma semana, o estudo mostrou que as variáveis que mais influenciaram nos valores de EP foram a proximidade a tráfego viário, além do tempo passado cozinhando e fumando cigarros de tabaco. Como importante conclusão, os autores citam que, para esse tipo de estudo, o uso das estações fixas de monitoramento de qualidade do ar se torna totalmente inviável.

No estudo mais extenso utilizado na presente revisão bibliográfica, SIEGMANN e GÓMEZ-MORENO (2022) utilizaram medidas de carga fotoelétrica e de difusão para o material particulado no ar sobre as ruas da cidade de Madrid, no período de 1999 a 2021. Os microssensores empregados foram expostos ao ar ao serem embarcados em veículos que foram dirigidos ao longo das vias estudadas.

Os resultados mostraram que, as maiores concentrações de material particulado são provenientes de veículos da frota urbana de Madrid que não se adequam aos padrões da União Europeia (EU). Adicionalmente, mostraram que as reduções medianas percebidas nos valores medidos são muito relacionadas à redução no conteúdo de enxofre do óleo diesel utilizado, além da aplicação da oxidação catalítica do óleo diesel na produção e dos filtros de partículas de diesel nos automóveis (SIEGMANN e GÓMEZ-MORENO, 2022).

Mais especificamente, alguns estudos empregaram os mesmos sensores utilizados nesse trabalho, os *Cairsen* da Envea. AUBERT et al. (2013) utilizaram modelos iniciais desses sensores para desenvolver um sistema de monitoramento de dispersão e emissão de odorantes (ODEMS). Com esse estudo preliminar, os autores mostraram uma aplicação promissora dos *cairsen* como solução de gerenciamento mais simples e barata do que as disponíveis até então.

Em 2019, DAOUD et al. (2019) também utilizaram os sensores *cairsen* para monitorar as concentrações de gases de odor em sítios industriais. Além disso, os autores aplicaram as estações *cairnet* que serão descritas na seção 3.1. Os resultados obtidos mostraram uma boa concordância com os equipamentos de referência para o H₂S, parâmetro usualmente empregado como indicador de odor. Adicionalmente, mostraram que a aplicação dessas estações e sensores permite um diagnóstico mais rápido e preciso das fontes dos poluentes de interesse.

A performance dos sensores de NO₂ foi investigada por BERTHELOT et al. (2017) em medidas da concentração do parâmetro no ar, com testes laboratoriais. Os resultados mostraram, em valores médios para uma amostra de 10 sensores, linearidade de 0,998, R² de 0,981, e limite de detecção de 5,11 ppb. Além disso, mostraram que a temperatura e a umidade relativa do ar, em valores altos, podem alterar os resultados medidos em um valor máximo de 5 ppb. Por fim, o filtro de O₃ dos sensores mostrou uma vida útil de cerca de 433 dias, para valores de referência de concentração da cidade de Paris.

2.8 SENSORES ELETROQUÍMICOS

De acordo com SIMÕES e XAVIER (2017), um dos primeiros usos de um sensor eletroquímico para monitorar gases no ar ocorreu na década de 1950. Visando avaliar concentrações de oxigênio em ambientes industriais, Leland C. Clark desenvolveu um sistema com dois eletrodos e uma membrana permeável ao O_2 , de modo que esse gás fosse reduzido em um dos eletrodos. Então, a corrente elétrica gerada pela reação seria proporcional à concentração de oxigênio a passar através da membrana.

Desde então, vários pesquisadores utilizaram da mesma premissa para desenvolver sensores voltados a identificação e quantificação de outros gases, (SIMÕES e XAVIER, 2017). Na realidade, uma possível característica de definição para um sensor eletroquímico seria a utilização de um eletrodo como transdutor de um sinal químico para um sinal elétrico. De maneira geral, os sensores mais utilizados traduzem a concentração de um reagente em uma variável eletromagnética, como corrente (sensores amperométricos), diferença de potencial (sensores potenciométricos) ou condutividade (sensores condutimétricos). Dessa forma, esse tipo de sensor possui um vasto campo de aplicação na ciência moderna (STRADIOTTO, YAMANAKA e ZANONI, 2003).

Algumas características gerais dos sensores eletroquímicos incluem alta sensibilidade e seletividade, um extenso intervalo de medição, além de baixos requisitos espaciais, técnicos e de consumo energético para sua instalação, operação e manutenção. Contudo, para certas espécies químicas e aplicações de monitoramento de campo, podem não resultar em medições satisfatórias, devido a interferências internas e externas (HANRAHAN, PATIL e WANG, 2004).

Os sensores potenciométricos podem utilizar essencialmente três equipamentos. Os Eletrodos de Íon Seletivo (ISE) são indicadores que podem medir a atividade específica de determinado íon. O mecanismo de medição desse tipo de sensor se baseia na utilização de um eletrodo de trabalho e outro de referência, imerso numa solução contendo o íon de interesse. Assim, a diferença de potencial (DDP) medida seria causada através da separação das cargas no eletrodo de referência, cuja intensidade está diretamente relacionada a concentração do íon em

questão (FERNANDES e KUBOTA, 2001; STRADIOTTO, YAMANAKA e ZANONI, 2003).

Os Eletrodos de Fio Revestido (CWE) foram desenvolvidos algum tempo após a invenção dos ISE. Com relação ao mecanismo de medição e resposta, os dois modelos são semelhantes. Todavia, de acordo com STRADIOTTO, YAMANAKA e ZANONI (2003), o emprego de um condutor revestido por um polímero íon sensível permite a eliminação do eletrodo de referência. Ainda, como uma extensão dos CWEs, os Transistores de Efeito de Campo Sensíveis a Íon (ISFETs), são equipamentos potenciométricos que incorporam os mecanismos acima a um transistor de efeito de campo. Com eles, é possível construir sensores pequenos com mais de uma porta de entrada, para mediação conjunta de diversos parâmetros (STRADIOTTO, YAMANAKA e ZANONI, 2003).

Usualmente, os sensores amperométricos empregam três eletrodos, um de trabalho, um de referência e um terceiro, chamado eletrodo contador (CE). Nesse contexto, a espécie de interesse sofre uma reação química ou bioquímica no eletrodo de trabalho (WE), que é mantido a uma DDP constante em relação ao eletrodo de referência (RE). De modo a completar o circuito, os elétrons fluem do WE até o CE. A intensidade desse fluxo é expressa através de uma corrente elétrica, que por sua vez é proporcional a concentração da espécie de interesse no WE (BARACU e GUGOASA, 2021; CHAO et al., 2019). A principal vantagem desse tipo de sensor é seu potencial de miniaturização. Seu mecanismo de funcionamento independe da distância entre os eletrodos, permitindo a manufatura de sensores muito reduzidos, e com grande espaço de aplicação em microeletrônica (BARACU e GUGOASA, 2021; STRADIOTTO, YAMANAKA e ZANONI, 2003).

Uma terceira variável que pode ceder informações eletroquímicas a respeito da concentração de certos parâmetros é a condutância, ou o inverso da resistência. Sensores eletroquímicos condutimétricos são também conhecidos como quimiresistores, por agirem de maneira análoga a um resistor em um circuito elétrico. De acordo com JANATA (2009), a medida da resistência da célula eletroquímica consiste em uma variável Z_w chamada elemento de Warburg. Essa resistência por sua vez está relacionada ao movimento de translação das espécies oxidadas ou reduzidas no eletrodo de trabalho. Como esse movimento é intensificado conforme a concentração das espécies a serem medidas cresce, pode-

se fazer uma leitura indireta dessa concentração. A grande vantagem do uso desse tipo de sensor está na sua facilidade de instalação e operação (JANATA, 2009).

Os eletrodos utilizados para medir os diferentes poluentes de interesse na atmosfera devem possuir características específicas, principalmente quanto a reatividade e seletividade a uma espécie específica. Para o caso do NO_2 , é muito comum a utilização de grafeno e derivados. De acordo com KHAN, RAO e LI (2019), esses eletrodos fornecem uma boa área superficial, alta condutividade e propriedades eletrônicas, além de fornecer um baixo ruído. WANG et al. (2018) mostraram que a incorporação de partículas de chumbo (Pb) e dióxido de estanho (SnO_2) aos eletrodos de óxido reduzido de grafeno (RGO) seria capaz de melhorar a sensibilidade desse tipo de sensor para temperatura ambiente. A seletividade obtida pelos autores também foi alta, com algumas interferências um pouco mais elevadas para hidrocarbonetos e Cl_2 .

Sensores eletroquímicos de NO_2 baseados em dichalcogeneto de metal de transição (TMD) também são muito utilizados, por apresentarem uma alta razão entre área e volume, além de uma estrutura em camadas finas. Esse tipo de eletrodo faz uso de compostos de molibdênio (Mo), tungstênio (W) e Rênio (Re), principalmente (KHAN, RAO e LI, 2019). Além disso, eletrodos metálicos, óxido-metálicos e de nitrato de gálio (GaN) podem ser encontrados na literatura com recorrência. Os dois primeiros são utilizados devido a sua porosidade e camadas que permitem uma boa difusão elétrica. Já o GaN apresenta uma boa robustez elétrica, suportando maiores picos internos de campo eletromagnético, e permitindo a aplicabilidade do sensor em temperaturas mais elevadas (KHAN, RAO e LI, 2019).

Para a medição de SO_2 , os eletrodos devem apresentar características que permitam a conversão do dióxido de enxofre em SO_4^{2-} . Portanto, usualmente se empregam ligas metálicas contendo lítio (Li), prata (Ag), sódio (Na) e bário (Ba). Nesses casos, a prata é utilizada para permitir o uso do metal argênteo como eletrodo de referência, uma vez que esse é estável em condições normais de temperatura e pressão (FERGUS, 2008). De acordo com a aplicação desejada do sensor de SO_2 , podem ainda ser utilizados eletrodos de aluminossilicatos, GaN, carbono (C), e até mesmo celulose. Esses últimos permitem uma avaliação visual dos resultados, e são muito utilizados para casos em que a flexibilidade, baixo custo e facilidade de produção são os fatores limitantes (KHAN, RAO e LI, 2019).

Para a medição de O_3 , é comum que os sensores eletroquímicos apresentem uma interferência elevada sob presença de NO_2 . Portanto, a separação dos resultados para essas duas espécies é dificultada. Um modo simples de se contornar esse tipo de problema é a utilização de um par de sensores: um primeiro, que meça concentrações de ozônio e dióxido de nitrogênio, sem distinções; e um segundo, que avalie apenas concentrações de dióxido de nitrogênio (ZUIDEMA et al., 2019). Os eletrodos utilizados no primeiro tipo de sensor normalmente são os próximos aos mencionados para o NO_2 , como metais, óxidos metálicos, e compostos de carbono (DAVID et al., 2015; KHAN, RAO e LI, 2019; KNAKE e HAUSER, 2002).

2.9 EMISSÕES DO MODAL FERROVIÁRIO

POPP, BISHOP e STEDMAN (1999) conduziram um estudo específico sobre a aplicabilidade do sensoriamento remoto para emissões do modal ferroviário. Os sensores empregados no estudo consistiam no bombardeio de feixes de radiação UV e IR através das plumas de emissão do trem nas linhas férreas. No outro lado da pluma, um detector de luz capturava os feixes e, empregando a metodologia fotométrica, determinava as concentrações emitidas dos poluentes de interesse.

Os autores analisaram as emissões das locomotivas da *Electro-Motive Diesel* (EMD) do tipo SD-40-2 e SD-70MAC no município de Denver, no Colorado, e as compararam com as emissões automotivas da mesma região. Os resultados mostraram que, enquanto apenas cerca de 100 locomotivas atravessavam a região num período de 24h, suas emissões se aproximavam a quase um quarto das concentrações provenientes dos 225 mil automóveis que passavam pela região no mesmo período (POPP, BISHOP e STEDMAN, 1999).

A modelagem das emissões atmosféricas regionais do modal ferroviário foram o objeto de uma revisão elaborada por GOULD e NIEMEIER (2009). Para os autores, as locomotivas norte-americanas são pouco emissoras de gases de efeito estufa (GEE) quando comparadas a outros modais. Porém, o crescimento do uso das ferrovias para o transporte é suficiente para que essas emissões não sejam ignoradas. Comparando as metodologias da EPA e do Painel de Recursos do Ar da Califórnia (CARB) para a modelagem de emissão proveniente do modal ferroviário, foi mostrado que, para PM_{10} e NO_x , a segunda estratégia tendia a subestimar as

concentrações. Para o caso do CO, a metodologia da EPA retornava valores inferiores.

Assim, as metodologias estudadas se mostraram insuficientes, por não levarem em conta variáveis como geografia, tipo de locomotiva, vento e consumo de combustível. Uma maneira proposta para se contornar essa dificuldade seria justamente a medição da eficiência de combustão das locomotivas em uso, por parte das operadoras de ferrovias (GOULD e NIEMEIER, 2009).

Portanto, GOULD e NIEMEIER (2011) propuseram um modelo espacial de emissões do modal ferroviário, levando em considerações variáveis como tipo de tráfego, tipo de ferrovia, e frota local de locomotivas. De acordo com esse modelo, as concentrações de poluentes como NO_x, CO_x, SO_x e MP relacionadas às ferrovias podem variar muito de acordo com a região. Essa alta variabilidade está relacionada principalmente às diferenças nos combustíveis utilizados.

Realizando um monitoramento em ponto fixo da densidade numérica de aerossóis de combustão, BRUCHILL et al. (2011) avaliaram as emissões de locomotivas a diesel na Inglaterra. Essa metodologia se mostrou muito consistente e replicável, para casos em que fora observada a formação de uma zona de mistura atmosférica próxima ao trem. A formação dessa zona, além de sua estabilidade e uniformidade, foi controlada, na maioria dos casos, através do comprimento dos comboios. Segundo os autores, para casos de no mínimo 10 vagões sequenciais, pode-se garantir uma formação de zona de mistura atmosférica estável e uniforme.

Por sua vez, JOHNSON et al. (2013) desenvolveram um sistema remoto de amostragem da pluma de emissão das locomotivas, buscando determinar fatores de emissão e distribuições de tamanho das partículas. O equipamento portátil de amostragem em questão possuía um medidor de distribuição de tamanho de partícula, um condensador de partículas, analisadores de NO_x, CO₂ e SO₂, além de um fotômetro para as medições de concentração de material particulado. Esse sistema se mostrou uma maneira acessível de analisar os fatores de emissão das locomotivas em ferrovias, com uma taxa de sucesso nas medições de 77% dos trens que passaram através da região de testes.

Em 2016, LALIVE, LUECHINGER e SCHMUTZLER (2017) buscaram compreender a relação entre a utilização do modal ferroviário para transporte humano e a poluição do ar em escala regional. De acordo com o método empírico

empregado pelos autores, na Alemanha um aumento de 10% no uso do transporte ferroviário por parte da população equivale em uma redução de 2% na concentração de NO_x no ar. Essa redução é tal que, para os casos considerados, o investimento nesse tipo de transporte seria facilmente retornado sob a forma de redução nos gastos com saúde pública.

No Brasil, CARVALHAES et al. (2017) foram capazes de apresentar um método para a determinação da ecoeficiência das locomotivas a diesel. A variável da ecoeficiência *EM* apresentada pelos autores consiste na razão entre o valor de serviço ou produto *V* fornecido pelo objeto de estudo e seu impacto ambiental *EI*. O método apresentado no artigo em questão é de fácil adaptação para diferentes casos, por envolver variáveis como tipo de locomotiva e combustível, sendo de simples aplicação e baixo custo. Todavia, um possível problema para seu uso está na disponibilidade de informações quanto a dados de operação e consumo, normalmente mantidas em sigilo por parte das operadoras de ferrovias.

Os valores de eco eficiência foram calculados, como forma de estudo de caso, para a Estrada de Ferro Vitória a Minas, uma das mais importantes do país. Entre os diferentes cenários analisados no estudo, o ideal se mostrou o uso de uma mistura de gás natural e biodiesel como combustível para as locomotivas, denominado cenário 4. Comparativamente ao cenário base, que mantém as mesmas condições que eram observadas na época do estudo, o cenário 4 mostrou um ganho de 2,3% de eficiência energética, redução de 32% de emissão de CO , 100% para o PM_{10} , e 60% para o NO_x (CARVALHAES et al., 2017).

Segundo a Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT), não existe no Brasil regulamentação específica para emissões ferroviárias. Logo, não existem fiscalização nem dados a respeito dessas emissões. Sendo assim, em 2012 o órgão publicou o Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas, no qual as emissões são estimadas (ANTT, 2012).

Os inventários de emissão atmosférica são ferramentas muito úteis para o gerenciamento de qualidade do ar. Além de auxiliar na tomada de decisões quem podem impactar a emissão, mostram diretamente a contribuição de certos setores (como o transporte ferroviário) nas emissões totais, bem como os custos associados aos processos, fontes de energia e matérias primas (ASSIS e D'AGOSTO, 2020).

Para o inventário de emissão do transporte ferroviário de cargas mencionado, foi utilizada a fórmula de *tier 1* para gases de efeito estufa (GEEs) recomendada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC). De acordo com o IPCC, existem três métodos principais para se estimar emissões de GEEs provenientes de fontes móveis. Esses métodos são classificados em *tiers* ou graus de rigor. Quanto menor o *tier* associado ao método, menor é a sua demanda de dados e sua precisão (IPCC, 2006). Então, diferentemente dos métodos de *tier 2* e *tier 3*, o primeiro é considerado mais simples e menos preciso, demandando uma menor quantidade de dados. Ele consiste na aplicação da equação

$$E = C \times F_e, \quad (2)$$

para cada poluente. Nela, E representa a emissão de cada poluente, C representa o consumo de combustível, e F_e representa o fator de emissão associado ao poluente e emissor em questão (IPCC, 2006; e ANTT, 2012).

Porém, como essas estimativas foram realizadas apenas para os GEEs elencados pelo IPCC (CO₂, CH₄, N₂O, CO, COVs, NO_x) e Material Particulado, não foi realizado um estudo para o dióxido de enxofre. De qualquer forma, as emissões totais do transporte de cargas pelo modal ferroviário obtidas no inventário estão apresentadas na tabela 3.

Tabela 3. Emissões de gases e material particulado no modal ferroviário, de 2002 a 2011. *Fonte: ANTT (2012).*

Poluente	Unidade	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
CO ₂	Mil t	2125	2096	2390	2530	2806	3008	3104	2772	3047	3079
CH ₄	t	145	143	163	173	191	205	212	189	208	210
N ₂ O	t	17	17	20	21	23	25	25	23	25	25
CO	t	28798	28591	32508	34508	38271	41018	42336	37807	41552	41996
NM VOC*	t	5796	6519	6529	6902	7654	8204	8467	7561	8310	8399
NO _x	t	34773	34309	39114	41409	45925	48221	50803	45369	49863	50395
MP10	t	987	974	1110	1304	1304	1304	1442	1288	1416	1413

* COVs excluindo o metano (*Non-Methane Volatile Organic Compounds*).

2.10 USO DE *DRONES* EM AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO DO AR

No intuito de buscar uma solução para a amostragem de fontes móveis e de mais difícil acesso, vários estudos empregaram *drones* equipados com sensores. Esse tipo de sistema, de acordo com ANAND et al. (2020), pode ser denominado de “*Drones* Farejadores”.

WIVOU et al. (2016) desenvolveram um sistema farejador para a coleta de dados de qualidade do ar num determinado ambiente, buscando uma maneira de se obter perfis tridimensionais das variáveis de interesse. Utilizando microssensores de CO, CO₂ e CH₄, cujas medidas eram avaliadas e compiladas com auxílio de um controlador do tipo Arduino, o experimento foi capaz de registrar os perfis dos poluentes na atmosfera durante os voos em um *smartphone*. Apesar da comparação dos sensores, que se mostrou um desafio, os resultados obtidos nesse estudo mostraram que os *drones* farejadores são uma boa forma de se obter medidas de parâmetros de qualidade do ar de maneira rápida e versátil.

Utilizando um VANT do tipo hexacóptero, GU, MICHANOWICZ e JIA (2018) buscaram um sistema modular de monitoramento em tempo real da qualidade do ar. Como diferencial, os autores procuraram uma maneira de sincronizar o GPS do *drone* aos sensores embarcados. Assim, foi possível adicionar uma etiqueta de localização a cada um dos dados. Essa sincronização foi realizada de forma a obter uma correlação positiva perfeita ($r = 1$) entre os dados temporais do *drone* e os dados dos sensores.

Outro resultado interessante foi a comparação do comportamento de diferentes sensores quando utilizados para medições estáticas (no chão) e em movimento nos VANTs. De acordo com os autores, sensores eletroquímicos como o de NO₂ apresentam uma maior sensibilidade às demandas energéticas do *drone* quando comparados aos sensores ópticos de PM. Essa sensibilidade é observada através de um distanciamento dos dados medidos da distribuição normal esperada. Isso ocorreu no estudo em questão devido ao consumo alto de corrente elétrica da aeronave, gerando ruídos nas medições dos sensores. Portanto, a resistência a esses ruídos dos sensores ópticos é logicamente superior a resistência dos sensores eletroquímicos (GU, MICHANOWICZ e JIA; 2018).

O “Balluino”, um sistema de monitoramento de material particulado em altas altitudes, foi desenvolvido em Bridgeport, nos EUA, por SHAH e XIONG (2019). Esse sistema pode utilizar como base veículos aéreos não tripulados (VANTs) no geral, como *drones* e até mesmo balões meteorológicos. Com os sensores embarcados no VANT, os dados medidos podem ser salvos em um cartão de memória ou enviados de maneira remota para uma nuvem, de onde pode ser realizado o *download* dessas informações em diferentes equipamentos. Novamente, o trabalho foi capaz de mostrar a boa aplicabilidade desse tipo de sistema no monitoramento em tempo real da qualidade do ar urbano.

Uma importante área de aplicação dos *drones* farejadores está na amostragem das emissões de navios e outros veículos marinhos. YUAN et al. (2020) utilizaram *drones* com sensores de NO₂, SO₂, NO e CO₂ embarcados. Assim, foi indicada a possibilidade direta de medidas de poluição atmosférica, buscando uma maneira de se contornar as dificuldades intrínsecas a esse tipo de amostragem, como a acessibilidade às fontes e a turbulência atmosférica. Utilizando um algoritmo de fusão probabilística, os autores foram capazes não somente de medir as concentrações dos poluentes nas plumas de emissão, bem como determinar a posição mais provável da fonte. Assim, mostraram que o sistema de monitoramento baseado em *drones* é também uma forma de se detectar veículos que estejam em não conformidade com as legislações locais ou mundiais.

Um dos problemas mais comumente encontrados nos projetos de aplicação de sistemas farejadores se mostra na forma do fenômeno de *downwash* gerado pelas hélices dos drones. Essa turbulência observada na região diretamente inferior aos *drones* pode, potencialmente, alterar as concentrações medidas. Nesse contexto, BRINKMAN, DAVIS e JOHNSON (2020) utilizaram anemômetros para avaliar as correntes descendentes criadas pelos rotores de um hexacóptero. Testes foram realizados com a aeronave em um suporte estático, e variando os comandos enviados para as hélices para movimentos ascendentes, descendentes, horizontais e rotacionais.

De um modo geral, os resultados mostraram que a turbulência causada pelo *drone* é muito maior a cerca de 70 cm abaixo dele do que a uma distância de mais de 1 m. Assim, pode ser sugerida uma região cônica de altura aproximada igual a 1,13 m abaixo do VANT onde os efeitos das correntes de *downwash* são mais

pronunciados. Além disso, a estabilização do fluxo do ar abaixo da aeronave para movimento ascendente e descendente ocorreu em valores máximos após 6 s do retorno às velocidades de *hovering* (aeronave suspensa estaticamente no ar). Para o caso dos movimentos rotacionais e horizontais, esse distúrbio ocorreu num tempo médio inferior, porém, valores extremos também chegaram a cerca de 6 s para a estabilização. Portanto, durante a amostragem, os resultados informam que movimentos rotacionais e horizontais causariam menores interferências em relação ao *downwash*. Contudo, essa interferência não é inexistente, de forma que qualquer movimento deve ser evitado durante o procedimento de amostragem (BRINKMAN, DAVIS e JOHNSON; 2020).

Segundo ROLDÁN et al. (2015), a simulação computacional de dinâmica de fluidos para a velocidade do ar sobre e sob um *drone* com quatro hélices, como o empregado no presente trabalho, aponta menores valores na porção central da nave. Desta forma, para sensores de gases, a região com menos influência das hélices para o posicionamento do sensor seria uma semiesfera centrada no meio da parte superior do *drone*.

Adicionalmente, NOORI e DAHNIL (2020) avaliaram os efeitos da velocidade e altitude nas medições de poluição atmosférica, também com um hexacóptero. As concentrações medidas de gases foram avaliadas com variações crescentes da velocidade horizontal da aeronave, com acréscimos de 2 m/s. Esse experimento mostrou que a medição sofre um impacto perceptível com o aumento da velocidade. Por exemplo, para a alteração desse parâmetro de 6 para 10 m/s, foi reportada uma redução de 21 para 6 ppm na concentração medida de CO. Além disso, para as maiores velocidades, foi notado também um maior valor de desvio padrão nas concentrações amostradas ao longo do percurso de teste.

Quanto ao impacto da altitude nas medições, os dados obtidos foram avaliados de duas maneiras. No modo de flutuação, a aeronave era posicionada em situação de *hovering* a cada 5 m de voo vertical. No modo de decolagem, o voo vertical até os 20 m de altitude era realizado de maneira ininterrupta. Em ambas as situações, as variações observadas nas concentrações gasosas medidas não se mostraram muito intensas. Portanto, o estudo comprovou que, no caso avaliado, o sistema de *drone* farejador é robusto o suficiente para realizar medições em movimento ascendente e descendente, considerando as velocidades máximas da

aeronave. Para o caso do movimento horizontal, essa robustez pode também ser notada, caso a velocidade de translação não ultrapasse os 6 m/s e, em condições ideais, chegue a 2 m/s no máximo (NOORI e DAHNIL, 2020).

Identificadas as limitações do efeito de *downwash*, altitude e velocidade, a utilização dos *drones* na quantificação de poluição atmosférica se mostrou viável, principalmente em locais de mais difícil acesso (ALVEAR et al., 2017). Além disso, para áreas mais extensas, a utilização de enxames de *drones* pode ser ainda mais interessante (BOLLA et al., 2018)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 EQUIPAMENTOS

Primeiramente, os sensores eletroquímicos utilizados durante o trabalho são microssensores *cairsen* da linha *Cairpol* da empresa Envea. São sensores que não possuem bateria externa, portanto, devem ser alimentados via USB por uma bateria externa do tipo *power bank*. Entretanto, o consumo de energia desses equipamentos é baixo, variando entre 15 mA e 5 VDC. Portanto, dependendo da bateria externa utilizada, podem ser utilizados com uma autonomia de 20 a 50 dias. Além disso, a garantia de vida útil para cada um dos microssensores é de 1 ano (ENVEA, 2022a; 2022b). A figura 3 apresenta em (a) um sensor *cairsen* de gases, e em (b), um sensor *cairsen* de material particulado.



Figura 3. (a) Sensor *cairsen* de material gasoso. No exemplo, um amostrador de Dióxido de Nitrogênio.
(b) Sensor *cairsen* de material particulado.

Fonte: ENVEA, c2022.

Outras informações quanto a faixa de mediação e unidade dos microssensores estão apresentadas na Tabela 5. De um modo geral, todos os sensores aqui utilizados são amostradores forçados, com a tomada das alíquotas de ar controlada por um ventilador interno. Especificadamente, o sensor de material particulado pode armazenar até 2 dias de dados para intervalos de 1 min, 30 dias para intervalos de 15 min, e 120 dias para intervalos de 60 min (ENVEA, 2022a). Os sensores gasosos podem armazenar até 20 dias para intervalos de 1 min, 303 dias

para intervalos de 15 min, e 1212 dias para intervalos de 60 min (ENVEA, 2022b). Ademais, os sensores gasosos utilizam tecnologia eletroquímica para as medições, enquanto os sensores de material particulado realizam medidas como um amostrador óptico.

Na etapa de comparação dos sensores, foi empregado um segundo produto da Envea, a miniestação *cairnet*. Consiste numa estação de monitoramento atmosférico com comunicação celular com uma nuvem. Permite a utilização de até 6 microsensores gasosos e um microsensor de material particulado *cairsen* de forma integrada, através de um bloco coletor (*manifold*) denominado *IQ-link* (ENVEA, c2022). A figura 4 mostra um exemplo da estação fechada em (a), e aberta em (b).

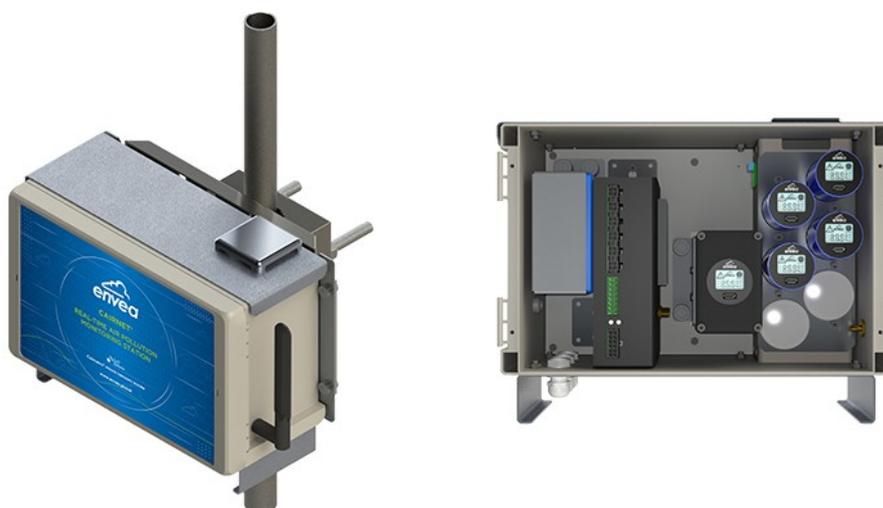


Figura 4. (a) Miniestação *cairnet* fechada. (b) Modelo digital da miniestação *cairnet* aberta.

Fonte: ENVEA, c2022.

Como indicado na figura 4(a), o isolamento das estações fornece uma proteção aos sensores internos quanto à umidade e corrosividade dos ambientes em que é colocada. Além disso, na figura 4(b) é possível notar, mais a direita, os espaços dedicados aos 6 microsensores gasosos. Logo ao seu lado, fica localizado o medidor de material particulado e, ainda mais a esquerda, o *IQ-link*.

As *cairnet* podem ser alimentadas via energia solar, para uma operação autônoma. Porém, as estações utilizadas foram alimentadas com diretamente com um sistema de conversão de corrente.

Assim, com um consumo de 8 a 30 VDC, a estação sincroniza as medidas dos diversos sensores de acordo com seu *Real Time Clock* (RTC) interno, e envia esses valores via comunicação celular a uma nuvem denominada *Caircloud*. Dela,

os valores podem ser acessados e baixados para o tratamento e análise. A figura 5 mostra um esquema dessa comunicação, para melhor entendimento.

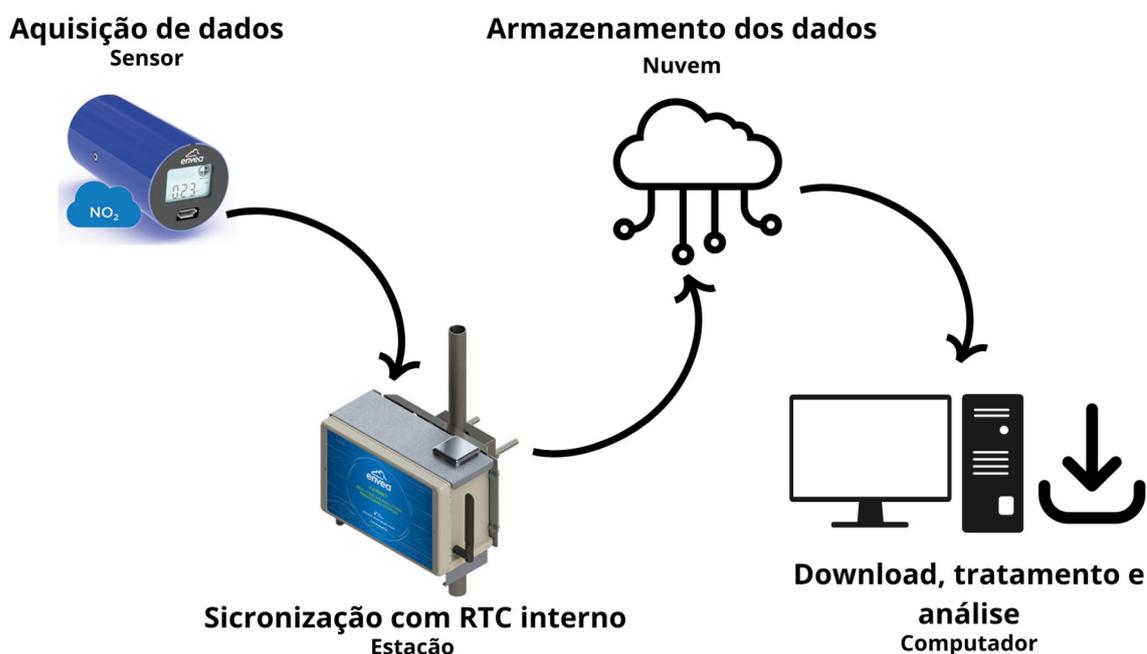


Figura 5. Esquema da aquisição de dados via *cairsen*, *cairnet* e *caircloud*.

O *drone* utilizado para as amostragens das emissões das locomotivas foi o *Phantom 3 Standard*, da marca DJI, mostrado na figura 6. É uma aeronave não tripulada com 1216 g de massa total (incluindo bateria e hélices), velocidade máxima de ascensão de 5 m/s, velocidade máxima de descensão de 3 m/s, e velocidade máxima horizontal de 16 m/s. A autonomia de voo é de 25 min, podendo ser reduzida a menos de 20 min caso o peso carregado pelo *drone* exceda os 500 g. A carga máxima é de 1 kg, porém, por questões de segurança, é recomendado que não supere os 700 g (DJI, c2022).

A tabela 4 apresenta as massas medidas de cada um dos sensores, além dos componentes *power bank* e *USB hub*. Os dados apresentados nessa tabela foram medidos em uma balança analítica, e foram utilizados afim de subsidiar um teste de autonomia de voo realizado no campus politécnico da Universidade Federal do Paraná (UFPR), no dia 3 de agosto de 2022.

Tabela 4. Massa das componentes eletrônicas e sensores utilizados sobre o *drone*.

Equipamento	Massa (g)
<i>Power bank</i>	60
<i>USB hub</i>	30
Sensor O₃ + NO₂	43,20
Sensor SO₂	42,75
Sensor NO₂	42,45
Sensor de material particulado	500,00*

* Fonte: ENVEA, 2022a.

De acordo com o teste, sem nenhum sensor ou componente, a aeronave voou por cerca de 12 min e 30 s antes do primeiro aviso de bateria baixa, que ocorre por volta dos últimos 25% de carga total. Com o *power bank*, o *USB hub* e os três sensores gasosos, essa marca foi atingida próxima dos 10 min e 40 s. Contudo, nenhuma alteração quanto a dirigibilidade do *drone* foi percebida. Dessa forma, a autonomia de voo com os três sensores ficou por volta de 15 min.

Embarcando no *drone* o sensor de material particulado e o *power bank*, o comportamento do *drone* se mostrou incomum. A velocidade de ascensão foi menor e, após 7 min e 45 s, o teste teve de ser suspenso. Além disso, na marca dos 4 min e 30 s, a aeronave perdeu altitude e chegou a pousar, em um comportamento supostamente associado a carga por ela carregada.

Em resumo, esses testes mostraram que, para o caso dos voos amostrais utilizando três sensores gasosos, foi assegurada viabilidade técnica. Todavia, por motivos de segurança e estabilidade de voo, a utilização de um sensor de material particulado se revelou inviável com o modelo de *drone* utilizado. Portanto, os voos amostrais foram realizados apenas com os sensores de gases.



Figura 6. Drone DJI Phantom 3 Standard.

Fonte: DJI, c2020.

No presente documento, como forma de facilitar a compreensão dos métodos e resultados, as miniestações foram identificadas com a alcunha de uma letra grega: Alfa, Beta ou Gamma. Outrossim, cada sensor recebeu uma identificação contendo de uma a duas letras, de acordo com o parâmetro medido pelo sensor. As letras são seguidas por um número, para diferenciar sensores que medem o mesmo parâmetro. A Tabela 5 mostra a relação dos equipamentos e seus respectivos identificadores.

A portabilidade do sistema completo de amostragem é de grande interesse para a realização de voos em diferentes pontos. Considerando baterias, sensores, drone e outros equipamentos elétricos e eletrônicos, o sistema como um todo pode ser facilmente transportado em uma mochila de 70 l. De fato, esse foi o arranjo utilizado para o transporte dos equipamentos durante o período amostral.

Tabela 5. Informações sobre a identificação dos sensores e estações utilizados.

Código da Estação	Identificação nesse documento	Código dos Sensores	Grandeza amostrada*	Faixa de Medição	Unidade	Identificação nesse documento
CXM22070348	Beta	DDP0220220305	[M.P.] **	1 – 1000	µg/m ³	MP01
		CCB0100010155	[O ₃] + [NO ₂]	1 – 250	ppb	ON01
		CNB0100010517	[NO ₂]	1 – 250	ppb	N01
		CSM0100010703	[SO ₂]	1 – 1000	ppb	S01
		CSM0100010165	[SO ₂]	1 – 1000	ppb	S02
		CNB0100010767	[NO ₂]	1 – 250	ppb	N02
		THP22070348	T, UR e P	-	°C, % e hPa	THP01
CXM22100349	Gamma	CSM0100010702	[SO ₂]	1 – 1000	ppb	S03
		DDP0220220307	[M.P.] **	1 – 1000	µg/m ³	MP02
		CNB0100010768	[NO ₂]	1 – 250	ppb	N03
		THP22100349	T, UR e P	-	°C, % e hPa	THP02
CXM22070347	Alpha	CSM0100010701	[SO ₂]	1 – 1000	ppb	S04
		DDP0220220306	[M.P.] **	1 – 1000	µg/m ³	MP03
		CNB0100010766	[NO ₂]	1 – 250	ppb	N04
		THP22070347	T, UR e P	-	°C, % e hPa	THP03

*[X] representa a concentração da espécie química X, T representa a temperatura ambiente, P a pressão atmosférica e UR a umidade relativa do ar.

** Os sensores de M.P. fazem medição de PM₁, PM_{2,5} e PM₁₀.

3.2 INTERCOMPARAÇÃO

Para a comparação entre os próprios sensores da *cairsen*, foram utilizadas todas as estações e sensores relacionados na Tabela 5. Porém, devido a problemas de conexão, os dados da estação Gamma não foram enviados para a nuvem. Dessa forma, os sensores S03, MP02, N03 e THP02 não foram intercalibrados.

O local escolhido para esse primeiro processo de comparação foi a estação meteorológica do centro politécnico da UFPR, de latitude 25 Sul, e longitude 49 Oeste, mostrado na Figura 7.



Figura 7. Local da instalação das estações para a intercomparação.

Após a instalação, as estações mediram concentrações durante o período de 12/05/2022 a 30/05/2022, com dados sincronizados para cada parâmetro diferente. Essas séries foram submetidas às análises discutidas na seção 3.4, e seus resultados estão apresentados na seção 4.1.

3.3 COMPARAÇÃO COM EQUIPAMENTO DE REFERÊNCIA

Para a comparação externa, optou-se por utilizar uma estação de monitoramento de poluição atmosférica do Instituto Água e Terra (IAT). Essa estação, da marca *Thermo Scientific*, contém equipamentos de medição de $MP_{2.5}$, MP_{10} , NO_x , CO , SO_2 e O_3 , todos com precisão e faixa de variação próximos aos mostrados para os cairsen na Tabela 5. Esse equipamento está localizado no município de Araucária, no Paraná, com latitude 25 Sul, e longitude 49 Oeste. Por motivos logísticos, optou-se por utilizar apenas as estações Alfa a Gamma. Devido a novos problemas de conexão, novamente os dados da estação Gamma não

puderam ser analisados. A figura 8 mostra a maneira com que as estações foram instaladas, junto ao equipamento de referência em questão.



Figura 8. Instalação da estação Alfa para comparação externa. Abaixo dela, o armário contendo o equipamento de referência.

Nessa etapa, foi estabelecido a exclusão dos *outliers* encontrados nas séries de dados dos sensores *cairsen*. Para isso, foram utilizados dois critérios. Primeiramente, foram notados que valores extremos máximos reportados pelos microsensores se mostravam destoantes daqueles reportados pelo equipamento do IAT. Dessa forma, foi calculado um valor de corte M para as medidas. Qualquer valor acima desse, foi desconsiderado. Esse limite foi obtido através de

$$M = \mu + 3\sigma \quad (3)$$

onde μ representa o valor médio das medidas do IAT, e σ o valor do desvio padrão amostral dessas medidas. O valor de corte definido foi baseado na lei do terceiro desvio padrão. De acordo com BHAUMIK, BHATTACHARYYA e CHAKRABORTY (2014) cerca de 99,6% dos valores pertencentes a uma distribuição normal podem ser encontrados dentro do intervalo $[\mu - 3\sigma, \mu + 3\sigma]$.

Após esse primeiro tratamento, foi aplicada uma metodologia utilizada para exclusão de *outliers* em séries de dados não estacionários. De acordo com JUNIOR e DIAS (2013), para dados micrometeorológicos, é devido supor que, em janelas de 30 min, o comportamento físico dos dados permanece próximo de constante.

Portanto, foi considerado que, a cada 30 minutos, as concentrações dos parâmetros de interesse devem seguir uma distribuição de probabilidades próximas de uma Normal-Gaussiana. Não foi considerada uma distribuição normal para as séries completas, nesse caso, visando evitar erros na exclusão dos *outliers*. Sendo essa comparação foi realizada em campo, e a incertezas desse tipo de experimento tende a ser mais elevada do que em experimentos laboratoriais controlados, foi considerado um intervalo conservador de confiança igual a 90%, muito menor do que o utilizado para os dados micrometeorológicos em JUNIOR e DIAS (2013), que foi de 99%. Dessa forma valores abaixo de 5% e acima de 95% de cada distribuição acumulada foram considerados *outliers*. A figura 52, anexada ao presente documento, mostra um exemplo dessa separação em blocos de 30 minutos, apresentado os boxplots relativos aos 50 primeiros grupos das medidas de NO₂ do sensor N01. Os valores extremos, marcados por pontos, são os considerados *outliers* nesse critério.

De forma geral, cerca de 7% dos dados de cada um dos sensores foram considerados *outliers* após a aplicação dos dois métodos. O número específico de valores excluídos está descrito na seção 4, para cada um dos sensores.

3.4 CORRELAÇÕES E CURVAS DE COMPARAÇÃO

Para a avaliação do comportamento dos sensores *cairsen* entre si e contra o equipamento de referência do IAT, foi utilizado o índice de correlação de Pearson. De acordo com MUKAKA (2012), é um coeficiente que pode ser utilizado quando as duas variáveis analisadas obedecem a uma distribuição normal de probabilidades. Portanto, para se atender a essa condição, foi considerado o teorema central do limite: como foram utilizados cerca de 2000 valores para cada série de dados, seria justo considerar uma distribuição normal para essa aplicação.

O coeficiente de Pearson, representado por r para um parâmetro amostral, pode ser obtido através de

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\left[\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right] \left[\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \right]}}, \quad (4)$$

onde os subscritos i representam o i -ésimo indivíduo da amostra, o sobrescrito barra representa os valores médios das amostras, e n é o número total de dados. O resultado dessa equação permite avaliar o quão próximo de uma relação linear estão os conjuntos de dados x e y . Portanto, valores de r próximos de 1 informam correlações positivas lineares, e valores próximos de -1, correlações negativas lineares (MUKAKA, 2012). Na tabela 6, estão apresentadas as interpretações do valor do coeficiente r aplicadas nesse estudo.

Tabela 6. Interpretação dos valores do índice de correlação de Pearson.

Valor de r	Interpretação
0,90 a 1,00 (-0,90 a -1,00)	Correlação positiva (negativa) muito alta
0,70 a 0,89 (-0,70 a -0,89)	Correlação positiva (negativa) alta
0,50 a 0,69 (-0,50 a -0,69)	Correlação positiva (negativa) moderada
0,30 a 0,49 (-0,30 a -0,49)	Correlação positiva (negativa) baixa
-0,29 a 0,29	Correlação negligenciável

Fonte: Adaptado de MUKAKA (2012).

Ainda, os dados utilizados para as calibrações foram plotados em gráficos de dispersão e, com o auxílio da linguagem de programação *Python*, foram obtidas curvas de comparação. Essas curvas foram calculadas através do método dos mínimos quadrados linear (MMQ). O MMQ consiste em ajustar aos dados de interesse uma reta do tipo

$$y(x) = \alpha + \beta x \quad (5)$$

onde, y e x são os conjuntos de dados. Assim, a reta seria ajustada de forma obter o menor valor do somatório do quadrado das diferenças entre valores ajustados e observado. Portanto, os parâmetros da reta podem ser obtidos através da resolução do sistema

$$\alpha = \bar{y} - \beta \bar{x}, \beta = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}, \quad (6)$$

respeitando a mesma notação utilizada para a obtenção do coeficiente de correlação de Pearson (LEWIS, 2005).

Para avaliar a qualidade do ajuste das curvas de comparação, foi utilizado o parâmetro do R^2 , também denominado coeficiente de determinação. Pode ser interpretado como a proporção da variação variável y de acordo com a regressão linear ajustada. Pode ser obtido através de

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}, \quad (7)$$

onde o sobrescrito “^” representa o valor da variável y de acordo com a reta ajustada (LEWIS, 2005).

Dessa forma, os resultados dessas análises estão descritos para cada um dos parâmetros analisados na seção 4.

3.5 VOOS AMOSTRAIS

A figura 9 mostra o esquema simplificado do plano desenvolvido durante cada voo amostral. Os pontos 1 e 2 estão dispostos de modo a considerar o movimento da locomotiva. Ou seja, o movimento realizado pelo *drone* em si foi apenas ascendente, e em uma velocidade mínima. Dessa forma, foi viabilizada a amostragem da pluma de emissão por “completo”, respeitando as limitações dos sistemas farejadores mostradas na seção 2.10. Como ponto principal, o plano de voo apresentado buscou reduzir as influências dos efeitos de *downwash* nas medições.

Em adição, no dia 28 de dezembro de 2022, foi realizada a medida de dois perfis de concentração dos gases mencionados. Esses perfis foram obtidos em dois momentos, na mesma data: anterior e posterior à passagem de um trem de

passageiros. Assim, nesses dois momentos, a aeronave foi programada, com o auxílio de uma plataforma *mobile*, elevar sua posição em 1 m a cada minuto, sobre o mesmo ponto de utilizado durante os voos amostrais. Nesse contexto, foi considerado como nível de referência a altura da ferrovia, e foram amostrados os primeiros 15 metros acima dessa referência.

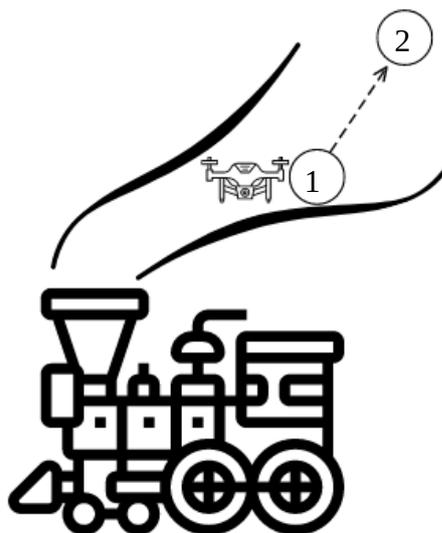


Figura 9. Plano de voo simplificado projetado para os voos amostrais sobre as locomotivas.

Visando garantir com maior certeza a segurança dos equipamentos, do piloto e de terceiros, além da qualidade dos dados, foram estabelecidas 9 diretrizes a serem obedecidas durante os voos amostrais. Essas diretrizes foram definidas de acordo com situações observadas durante os voos de teste, e também contemplando restrições e orientações estipuladas pela Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC). As diretrizes estão listadas abaixo:

1. Os voos amostrais podem ser realizados por apenas uma pessoa, mas é extremamente recomendado que duas pessoas estejam presentes, sendo uma o piloto e outra um auxiliar. Isso permite que o piloto concentre seus esforços nas decolagens, pousos, e integridade do equipamento. Enquanto isso, cabe ao auxiliar o registro de horários importantes e a avaliação do espaço para decolagem e pouso, conforme as próximas diretrizes.
2. Durante a amostragem, o piloto deve sempre manter em sua posse: um documento de identificação com foto, a Certidão de Cadastros da Aeronave no

Sistema de Aeronaves Não Tripuladas (SISANT) da ANAC, e os manuais de segurança e operação da aeronave.

3. De acordo com MCA 56-2 de 2020, publicado pelo Comando da Aeronáutica do Ministério da Defesa, devem ser respeitados os 30 m de afastamento de pessoas não anuentes e animais durante o voo e o pouso, altura máxima de voo de 40 m, distância máxima do piloto de 200 m e velocidade máxima de 40 km/h. Além disso, todos os voos devem ser realizados em Linha de Visada Visual (VLOS), ou seja, o piloto deve manter contato visual com a aeronave de modo direto, sem auxílio de outros observadores (MD, 2020).
4. Para garantir a integridade do equipamento, voos não podem ser realizados em condições meteorológicas de chuva. Além disso, caso a probabilidade de chuva durante o período do voo esteja clara de acordo com a opinião do piloto, o mesmo deve optar por não realizar a amostragem.
5. Do mesmo modo, as condições de vento devem ser levadas em consideração, para garantir a segurança não somente do equipamento, mas também do piloto, auxiliar e terceiros. Durante a decolagem, caso o piloto notar que as rajadas de vento causem uma instabilidade grande na aeronave, o mesmo deve optar por não decolar. Ainda, caso essa instabilidade seja percebida durante um voo, o piloto deve interromper a amostragem e realizar um pouso da forma mais segura possível, respeitando as diretrizes acima e prezando em primeira instância pela segurança das pessoas ao redor da área.
6. As decolagens e pousos devem ser realizados de maneira calma, com baixas velocidades. Assim, é possível realizar ajustes na posição da aeronave, evitando danos à mesma.
7. Os horários de interesse que devem ser marcados pelo piloto ou auxiliar são: horário de ligação dos sensores, horário de decolagem da aeronave, horário de início da passagem do trem, horário de final da passagem do trem, horário de pouso da aeronave, e horário de desligamento dos sensores.
8. O piloto deve evitar ao máximo manter a aeronave em voo após o aviso de 25% de bateria restante. Assim, essa diretriz pode ser relevada apenas quando existir um risco à segurança dos operadores e/ou terceiros atrelado a um potencial pouso do *drone*. Nessa situação, o auxiliar deve agir de forma a retirar ou reduzir esses riscos, para o posterior pouso da aeronave. Em caso de ausência de um

auxiliar, essa responsabilidade cai sobre o piloto, que deve levar em conta também a segurança dos equipamentos.

9. O transporte do *drone* deve ser realizado de maneira segura. Portanto, a aeronave deve ser transportada sem suas hélices e com sua bateria desconectada. Da mesma forma, os sensores devem ser transportados deligados, sendo conectados a alimentação apenas na área de amostragem.

Para a escolha do ponto de amostragem, foram levados em conta a disponibilidade de uma área para decolagem e pouso, além de proximidade a pontos de interesse. Dessa forma, foi estabelecido o ponto de amostragem 1 apresentado na Figura 10, de latitude 25° 26' 10,2" S e longitude 49° 14' 53,6" O (GOOGLE, 2022). A plataforma utilizada para os pousos e decolagens, mostrada na imagem em verde, consiste num bolsão presente no passeio da região. Assim, foi possível realizar tais procedimentos com segurança.

De modo a garantir a obtenção de dados em situações meteorológicas adversas, foi definido também o ponto de amostragem 2, mostrado na Figura 10. Esse ponto localiza-se sobre o passeio, ao lado da ferrovia, e para as amostragens nele realizadas o *drone* é mantido ao nível do próprio passeio, sem decolar. Dessa forma, o nível de coleta das alíquotas do ponto de amostragem 1 é a chaminé das locomotivas (fonte), enquanto o nível de coleta do ponto de amostragem 2 é a altura média dos transeuntes ao lado da ferrovia (receptores).

Como ponto principal de interesse está o Hospital Marcelino Champagnat, mostrado na Figura 10 por uma cruz vermelha. Atualmente, a estrutura conta com 116 leitos de internação, 48 consultórios médicos e 20 leitos de Unidades de Tratamento Intensivo (UTI), realizando diariamente procedimentos cardiovasculares e pneumológicos (GRUPO MARISTA, c2022).

Ainda mais, a presença da ciclovia, marcada em azul na Figura 10, configura a potencialidade de uma maior exposição dos transeuntes à poluição. Como discutido na seção 2.6, as atividades físicas realizadas nesse tipo de elevam a intensidade respiratória, gerando uma maior susceptibilidade à contaminação pelas vias aéreas. Um risco parecido está atrelado à área urbana marcada em vermelho no mapa. Normalmente, o tempo de exposição dos indivíduos localizados em áreas urbanas é grande, intensificando a probabilidade de efeitos adversos.

Por fim, no ponto azul mostrado no mapa se encontra o Providencialado das Irmãs de São José de Chambéry. Nesse local, ocorre o acolhimento de pessoas em situação de fragilidade social, além de celebrações religiosas. Ainda mais, logo ao lado do providencialado, existe um colégio privado, que atende jovens desde a educação infantil ao ensino médio (CSJC, S.d.; GRUPO EDUCACIONAL BOM JESUS, S.d.).

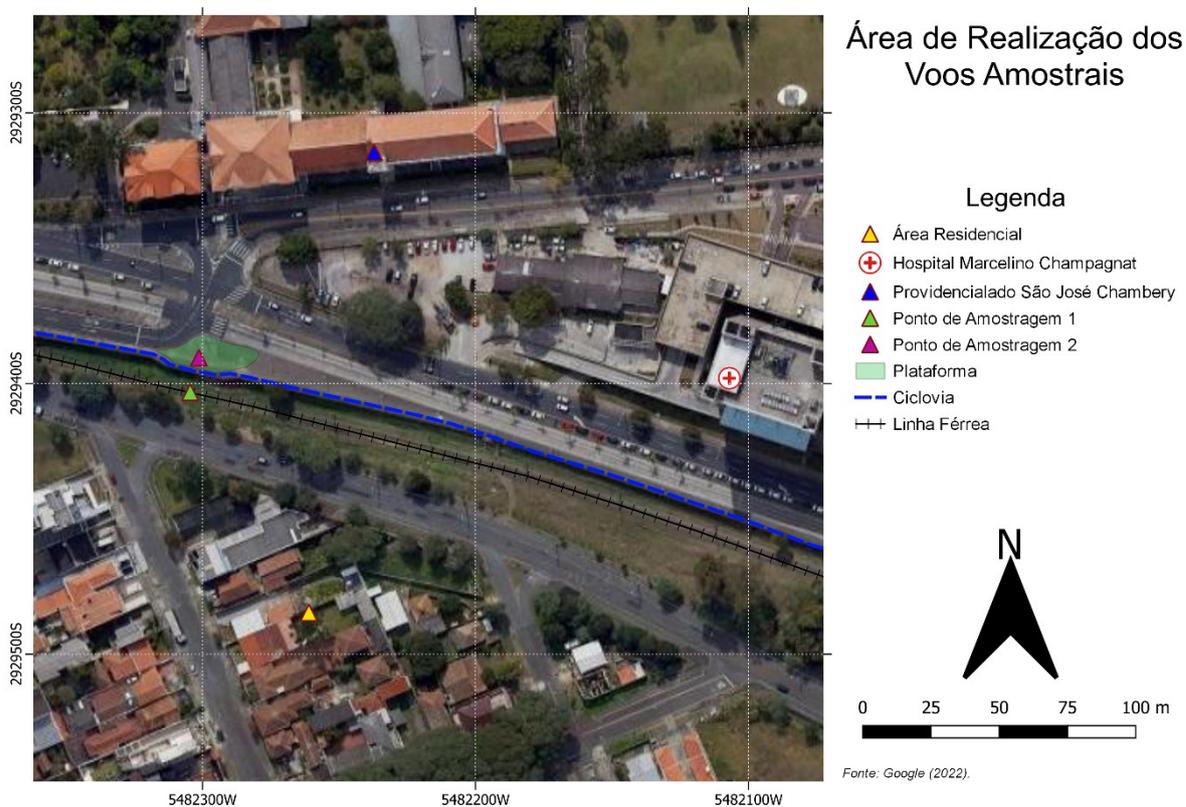


Figura 10. Área de realização dos voos amostrais.

A atividade na região é maior durante o dia, com a presença de indivíduos praticando corridas, ciclismo, além de transeuntes passando pelo passeio em ambos os sentidos. Ainda, existe a presença de população em situação de rua, muitas vezes localizados muito próximos a própria linha férrea. De um modo geral, é uma área urbana com certo nível de arborização, ainda que essa não seja suficiente para fornecer sombra sobre o passeio e a ciclovía.

Na área de interesse, além das emissões ferroviárias, foram encontradas outras potenciais fontes dos poluentes estudados. A passagem de automóveis de transporte individual ocorre em ambas as vias ao norte e ao sul do ponto de

amostragem. Adicionalmente, uma canaleta exclusiva para transporte público, por onde passam ônibus do sistema de transporte de Curitiba, pode ser encontrada ao norte do ponto de amostragem. Além disso, a região onde foi construída a ferrovia foi coberta por vegetação. Dessa forma, em períodos de chuva intensa, ocorre a inundação de alguns pontos da área, formando poças sobre a vegetação. Assim, os dados que serão apresentados devem ser analisados sob a luz dessas possíveis interferências.

De acordo com o Sistema de Informações sobre Poluição Atmosférica do Reino Unido, o APIS, as unidades mencionadas fazem parte de dois sistemas distintos. As concentrações C_{mass} expressas em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ representam massa por unidade de volume, enquanto as concentrações C_{vol} expressas em ppb representam uma razão de mistura volumétrica (APIS, c2016). Portanto, a conversão entre essas unidades deve ser realizada através da fórmula

$$C_{mass} = C_{vol} \times \left(\frac{M_m}{V_m} \right), \quad (8)$$

onde M_m representa a massa molecular em g/mol. Além disso V_m representa o volume molecular, e é função da temperatura T e pressão do ar p (APIS, c2016). Portanto, deve ser obtido, para um gás ideal, através de

$$V_m(T, p) = 22,41 \times \left[\left(\frac{T}{273,15} \right) \times \left(\frac{1013,25}{p} \right) \right] \quad (9)$$

Acima, a temperatura deve ser considerada em K, e a pressão atmosférica, em hPa (APIS, c2016). Considerando uma temperatura de 25 °C (298,15 K), uma pressão de 1 atm (1013,25 hPa), e as massas moleculares de cada um dos poluentes, os fatores de conversão adotados podem ser observados na Tabela 7.

Tabela 7. Fatores de conversão entre $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e ppb para os gases estudados, considerando 25°C e 1 atm.

Poluente	Massa molecular (g/mol)	Volume molecular (L/mol)	Fator de conversão
SO ₂	64	24,46	2,62
O ₃	48	24,46	1,96
NO ₂	46	24,46	1,87

Assim, os valores medidos pelos sensores foram multiplicados pelos fatores de conversão acima, e plotados em relação ao tempo. Além disso, foram plotados o horário de decolagem e pouso do *drone*, e o horário de passagem do trem, em preto. Em laranja, foi plotada a diretriz de qualidade do ar estabelecida pela OMS, como linha de referência. Vale ressaltar que essa linha é de fato, apenas uma referência, não podendo ser utilizada com fins comparativos. As diretrizes estabelecidas são relativas a períodos de médias amostrais mais altos, sendo 24h para o SO₂ e o NO₂, e 8h para o O₃.

4 DISCUSSÃO E RESULTADOS

4.1 INTERCOMPARAÇÃO

Visando avaliar a replicabilidade do uso dos sensores *cairsen*, inicialmente foi realizado um teste denominado nesse documento como intercomparação, como mencionado na seção 3.2. Nesse sentido, os resultados dessa primeira etapa de comparação estão apresentados nas próximas subseções. Como maneira de melhor organizar o documento, optou-se por colocar em anexo as figuras relacionadas a essa primeira etapa de comparação. Nas equações apresentadas durante as próximas subseções, x representa a concentração medida, enquanto y é o valor calibrado.

4.1.1 Dióxido de nitrogênio

A estação Gamma estava apresentando problemas de conexão com a nuvem, portanto sua série inicia-se apenas no dia 27/06/2022. Por essa razão, seus dados não foram levados em consideração nessa primeira análise. Para sincronizar as séries, foram plotados os dados pertencentes ao intervalo 12/05/2022 e 30/05/2022, apresentados na Figura 53, em anexo.

Os sensores localizados na mesma estação, N01 e N02 tiveram uma ótima correlação. Já quando comparados com o sensor N04, essa correlação foi reduzida. Os índices de Pearson envolvendo as três séries estão mostrados na Tabela 8.

Tabela 8. Índices de correlação de Pearson para os sensores de NO₂.

Índice de correlação de Pearson (r)			
-	N01	N02	N04
N01	1,000	0,9333	0,7742
N02	0,9333	1,000	0,7300
N04	0,7742	0,7300	1,000

Para essa série de dados, o sensor N04 apresenta um viés, tendendo a superestimar os valores de concentração de NO₂. Isso pode estar relacionado a localização da estação (estava mais abaixo das outras) ou a outras variáveis meteorológicas e físico-químicas. Além disso, o sensor apresentou um maior número

de dados inválidos. Sua série contém 17484 valores numéricos, enquanto os outros dois sensores possuem séries com mais de 29000 valores.

Para a comparação dos sensores, a referência a ser utilizada ficou entre N01 e N02. Por conservadorismo, optou-se por utilizar N02, uma vez que apresentava valores um pouco mais elevados. As dispersões foram plotadas, acompanhadas das regressões lineares pertinentes, como apresentado na Figura 54 e na Figura 55, anexadas ao documento. Desse modo, foi obtida com um valor de R^2 igual a 0,871, para o sensor N01, a curva de comparação

$$y = 0,8146x + 3,9382. \quad (10)$$

Para o sensor N04, foi obtida a curva

$$y = 0,6774x + 1,8004, \quad (11)$$

com um R^2 de 0,5329. Dado o exposto acima, a intercomparação dos sensores de dióxido de nitrogênio aponta uma melhor correlação dos sensores N01 e N02.

4.1.2 Dióxido de enxofre

Novamente, foram utilizados os dados desde 12/05/2022 até 30/05/2022 para a intercomparação dos sensores de SO_2 . Como mencionado anteriormente, a estação Gamma apresentou problemas de conectividade. Assim, como o sensor S03 se encontrava nela, os dados desse sensor foram desconsiderados. As séries plotadas estão mostradas na Figura 46 em anexo, e os índices de correlação de Pearson estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Índice de correlação de Pearson para os sensores de SO_2 .

Índice de correlação de Pearson (r)			
-	S01	S02	S04
S01	1,000	0,9270	0,9438
S02	0,9270	1,000	0,9121
S04	0,9438	0,9121	1,000

Utilizando o mesmo critério empregado para os sensores de NO₂, foi selecionado o sensor S01 como referência para a comparação dos outros sensores. Assim, os dados das dispersões apresentadas nas figuras Figura 57 e Figura 58 em anexo foram analisadas, de modo a obter as curvas de comparação desejadas. No caso do sensor S02, a equação obtida foi

$$y=1,2571 x+0,3166, \quad (12)$$

com um R² de 0,8593. Para o sensor S04, foi calculado um R² de 0,8907, referente a equação

$$y=1,1679 x+1,638. \quad (13)$$

Portanto, durante a intercomparação dos sensores de dióxido de enxofre, as melhores correlações foram encontradas entre S01 e S04.

4.1.3 Material Particulado

Para as concentrações de material particulado, foram utilizados apenas dois dos três sensores. Como cada sensor realiza a medição simultânea de PM₁₀, PM_{2.5} e PM_{1.0}, esses parâmetros foram segregados e tratados de maneira independente. Em anexo ao presente documento (Figura 59, Figura 50 e Figura 51) estão apresentadas as séries sobrepostas dos sensores PM01 e PM03, para o período de 12/05/2022 a 30/05/2022.

Avaliando tais séries, é notável que o sensor PM01 costuma informar concentrações mais elevadas. Dessa forma, doravante será utilizado esse sensor como referência para a intercomparação.

No caso dos sensores de PM₁₀, o índice de correlação de Pearson obtido foi de 0,9093. Entre os medidores de material particulado, foi o menor dos índices. A curva de comparação obtida adquiriu a forma da equação

$$y=1,0935 x+1,2905 \quad (14)$$

com um R^2 de 0,825. Para as medições de $PM_{2,5}$, a correlação foi um pouco mais alta. O índice de correlação de Pearson obtido entre os sensores foi de 0,9169. Assim foi possível obter a equação para a curva de comparação como:

$$y=1,117x+1,087 \quad (15)$$

que apresentou um R^2 valendo 0,841. Por fim, a maior correlação foi obtida para a série de medidas de $PM_{1,0}$. O índice de 0,9255 obtido entre os sensores PM_{01} e PM_{03} culminou na curva de comparação traduzida pela equação

$$y=1,117x+1,087 \quad (16)$$

além de gerar um R^2 igual a 0,857. Dito isso, fica claro que, no caso estudado, os melhores desempenhos foram observados para as séries de medidas de PM_1 .

4.2 COMPARAÇÃO COM EQUIPAMENTO DE REFERÊNCIA

A subsequente etapa de comparação, apresentada na seção 3.3, teve seu início logo após a obtenção dos dados necessários para a intercomparação. Além disso, o método de detecção de *outliers* também foi empregado nessa segunda etapa. Portanto, os resultados obtidos nessa etapa estão relacionados nas próximas subseções.

De um modo geral, as medidas para os parâmetros de interesse representam dados médios de 5 minutos, válidos para o período de 01/07 às 10h05 até 07/07 às 21h00. Todavia, alguns parâmetros apresentaram um período de dados válidos levemente diferente. Quando esse for o caso, o período será especificado na respectiva subseção.

4.2.1 Dióxido de Nitrogênio

Ambos os sensores de NO_2 presentes na estação Beta apresentaram bons resultados quando comparados ao sistema de referência do IAT. Após o procedimento de retirada de *outliers*, foram desconsiderados 160 dos 1719 dados

reportados pelo sensor N01. Nesse caso, foi calculado um coeficiente de correlação de Pearson igual a 0,921. Ainda, o parâmetro R^2 do comportamento entre essas variáveis foi obtido como 0,854. Os gráficos da figura 11 e Figura 12 reiteram esses valores de forma visual.

Para o sensor N02, a retirada dos *outliers* fez com que 147 dos 1722 dados fossem desconsiderados. O coeficiente de correlação de Pearson entre o sensor N02 e a estação do IAT foi um pouco inferior ao calculado para o N01, valendo 0,896. O parâmetro R^2 calculado para a curva de comparação, da mesma forma, chegou a um valor levemente inferior ao relacionado ao sensor N01. No caso do N02, esse parâmetro adotou o valor de 0,804. Essas informações estão apresentadas de maneira gráfica nas figuras 13 e 14.

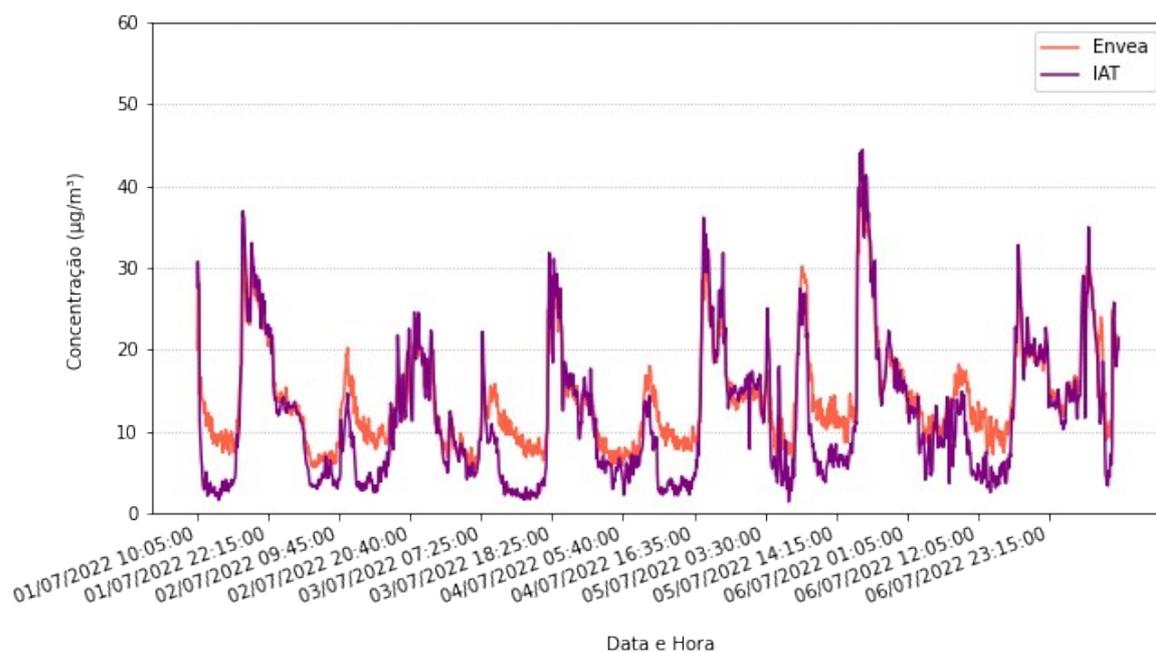


Figura 11. Séries de dados medidos pelo sensor N01 e pelo equipamento de referência do IAT.

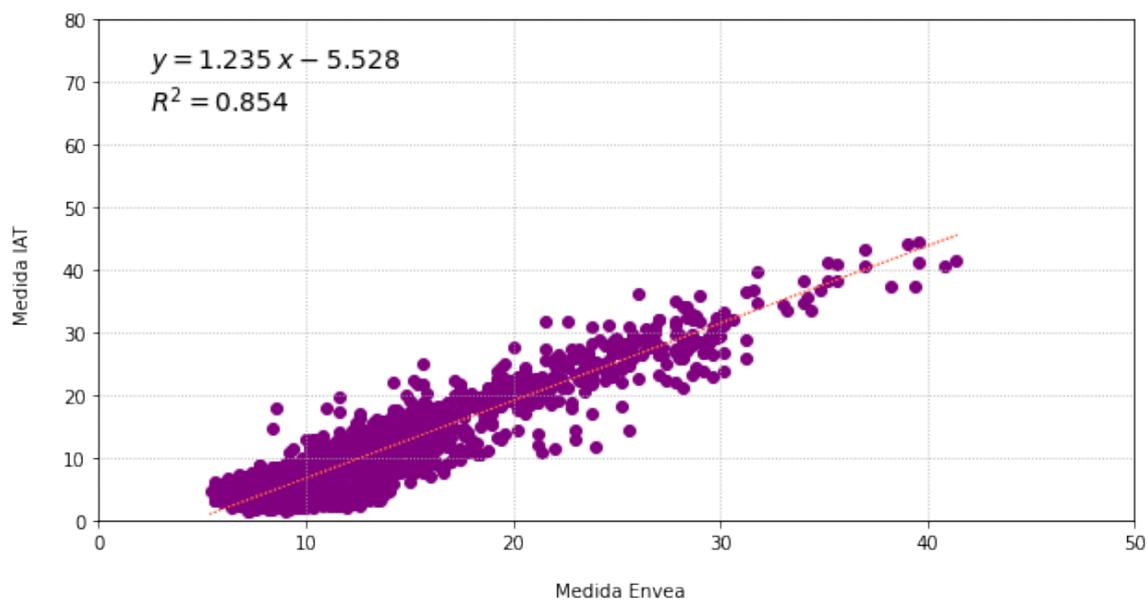


Figura 12. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor N01 e o equipamento do IAT.

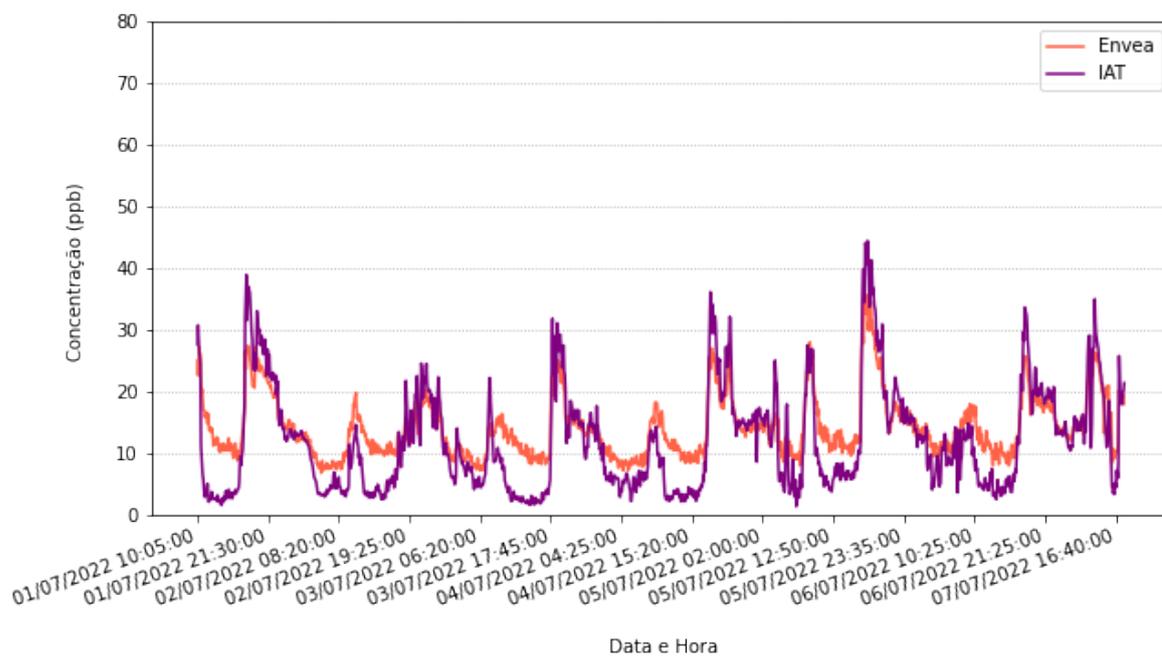


Figura 13. Séries de dados medidos pelo sensor N02 e pelo equipamento de referência do IAT.

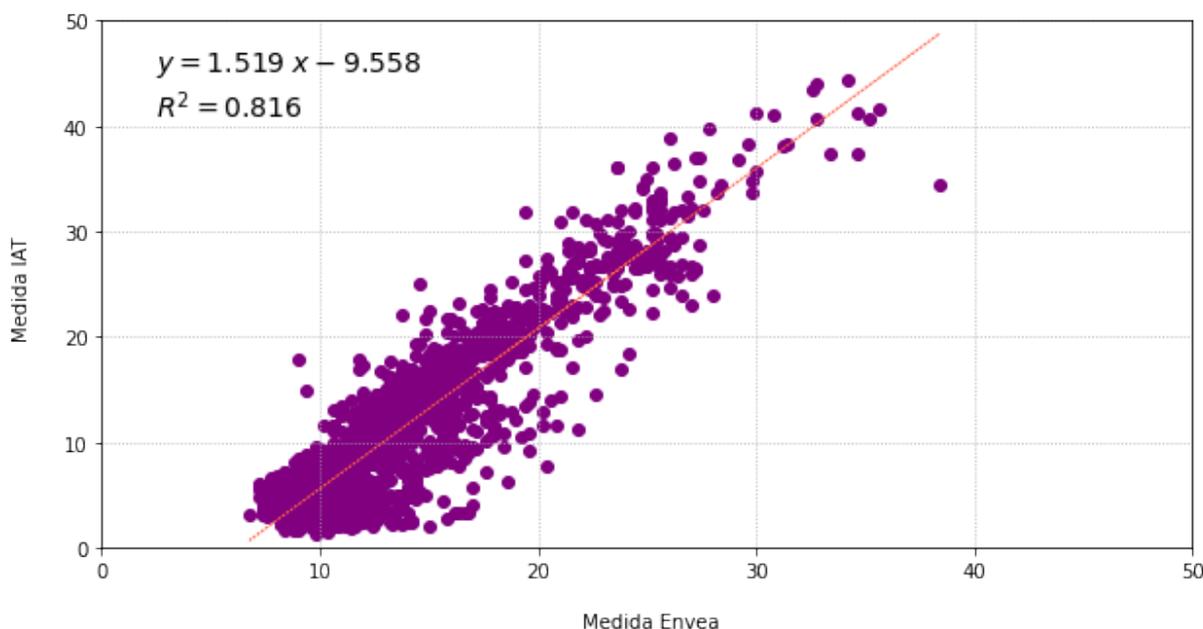


Figura 14. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor N01 e a estação do IAT.

Os máximos de concentração mostrados nas figuras 11 e 13 apontam que, uma vez realizado procedimento de retirada de outliers, os dados para concentrações máximas obtidos pelos sensores *cairsen* avaliados são muito próximos àqueles reportados pelo equipamento de referência.

Ainda mais, de um modo geral, os sensores N01 e N02 reportam concentrações de NO_2 mais elevadas do que as obtidas pelo IAT. De maneira ainda mais notável, valores abaixo de 10 ppb são usualmente superestimados pelos sensores *cairsen*.

4.2.2 Ozônio

Os dados de ozônio foram obtidos pelo único sensor dessa espécie química aplicado nesse estudo, o ON01. Assim, os 1720 valores reportados por esse sensor foram submetidos aos métodos de exclusão de *outliers*, resultando em 149 valores invalidados. Após esse tratamento, foi possível obter um índice de correlação de Pearson de 0,773 entre esses dados e os obtidos no equipamento de referência. Além disso, o comportamento entre essas informações apresentou um valor de R^2 igual a 0,604. Os gráficos das figuras 15 e 16 mostram essas relações.

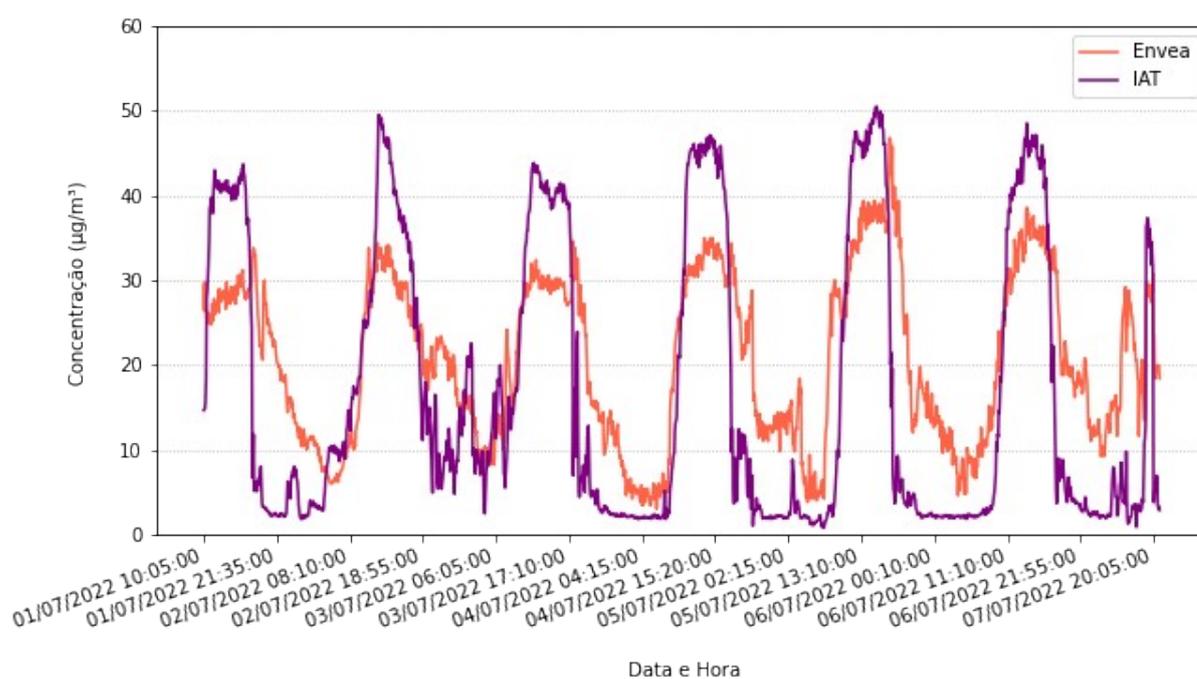


Figura 15. Séries de dados medidos pelo sensor ON01 e pelo equipamento de referência do IAT.

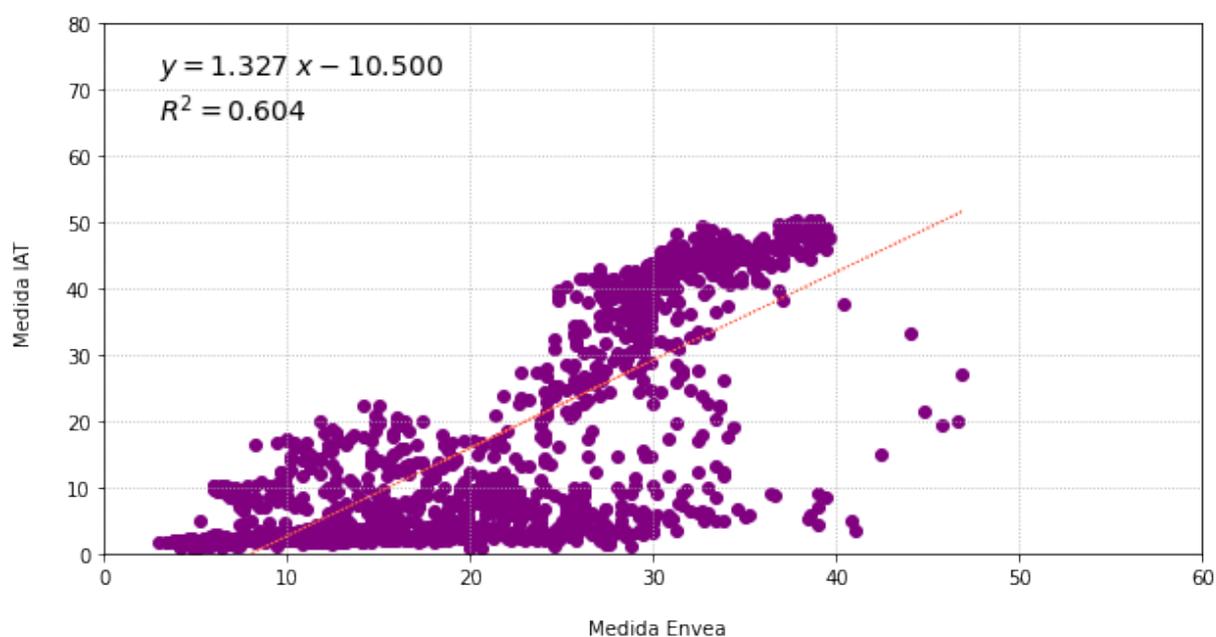


Figura 16. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor ON01 e a estação do IAT.

De acordo com a figura 15, é evidente que o viés apresentado pelo sensor de ozônio *cairsen* está relacionado a sua sensibilidade. A série de dados desse equipamento apresentou uma amplitude muito menor do que a série de dados proveniente do equipamento do IAT. Por mais que a forma das curvas se sobreponham, os máximos e mínimos do ON01 se distanciam dos valores de

referência. Esse comportamento pode ter sido responsável pela alta dispersão dos dados mostrada na figura 16, reduzindo o valor do R^2 obtido.

4.2.3 Material Particulado

Diferentemente do realizado na intercomparação, nessa segunda etapa foram avaliadas apenas as medições de $PM_{2.5}$ e PM_{10} . Isso pois o equipamento de referência não realizava a medida de $PM_{1,0}$, parâmetro amostrado pelos sensores de PM da *cairsen*.

Primeiramente, para o PM_{10} , o sensor MP01 mostrou um dos menores valores de correlação com o equipamento de referência (figura 17). Anteriormente a exclusão dos *outliers*, esse índice valia 0,623. Após o procedimento de limpeza desses valores fora da curva, foram excluídos 184 dos 1723 valores reportados, elevando o valor do índice de correlação para 0,691. Além disso, o comportamento entre os dados com um R^2 de 0,477, como mostrado na figura 18.

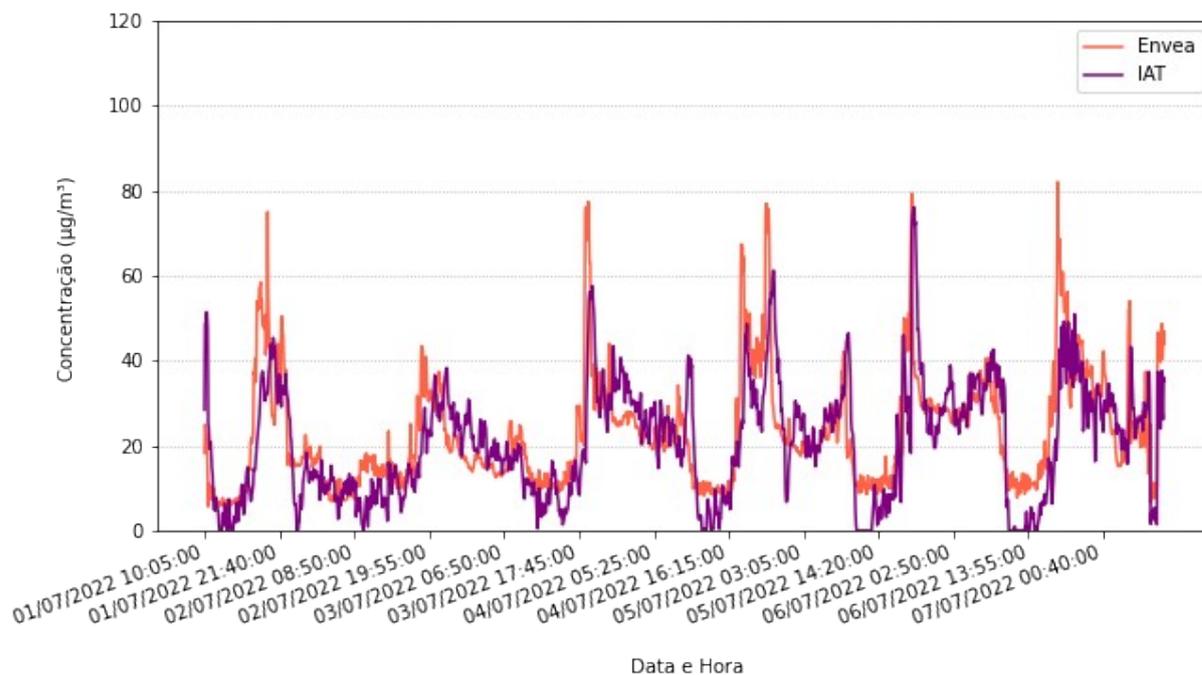


Figura 17. Séries de dados de PM_{10} medidos pelo sensor MP01 e pelo equipamento de referência do IAT.

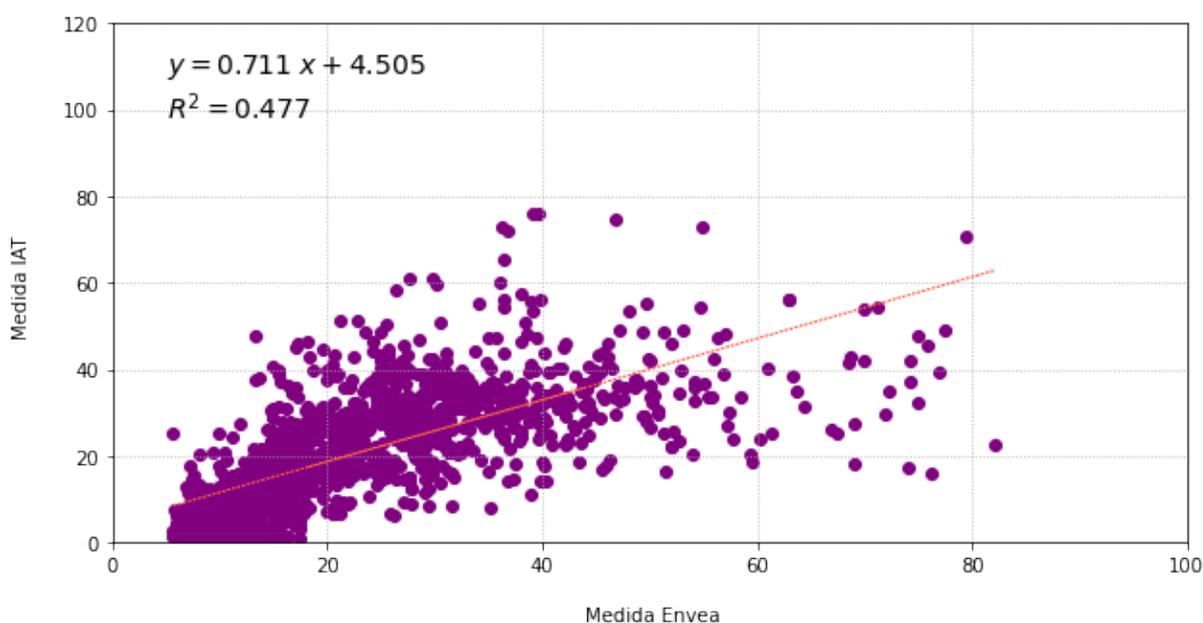


Figura 18. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor MP01 e a estação do IAT para os valores de PM_{10} .

Novamente, a série de dados do sensor *cairsen* apresentou a tendência de superestimar as concentrações de material particulado. Além disso, a mesma dinâmica observada para o sensor de dióxido de nitrogênio se mostrou presente aqui, no caso do PM_{10} . Para concentrações baixas do parâmetro de interesse, o sensor *cairsen* se mostrou incapaz de capturar valores muito abaixo da linha de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sugerindo uma provável presença de um limite inferior de quantificação, superior ao valor de 1 ppb.

Para o caso do $PM_{2.5}$, as medidas de correlação foram mais satisfatórias, como apresentado graficamente nas figuras 11 e 20. Após a exclusão de 158 dos 1723 dados reportados, o coeficiente de correlação de Pearson entre o MP01 e o equipamento de referência assumiu o valor de 0,823. O comportamento apresentado entre os dados gerou um valor de R^2 valendo 0,677.

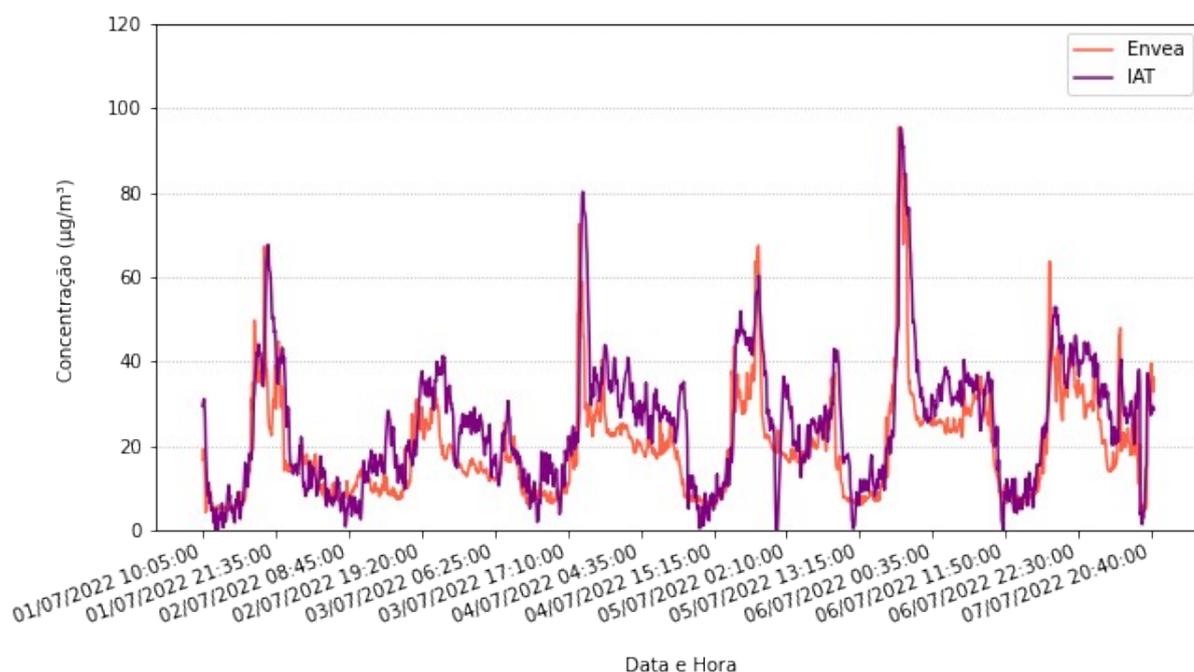


Figura 19. Séries de dados de $PM_{2.5}$ medidos pelo sensor MP01 e pelo equipamento de referência do IAT.

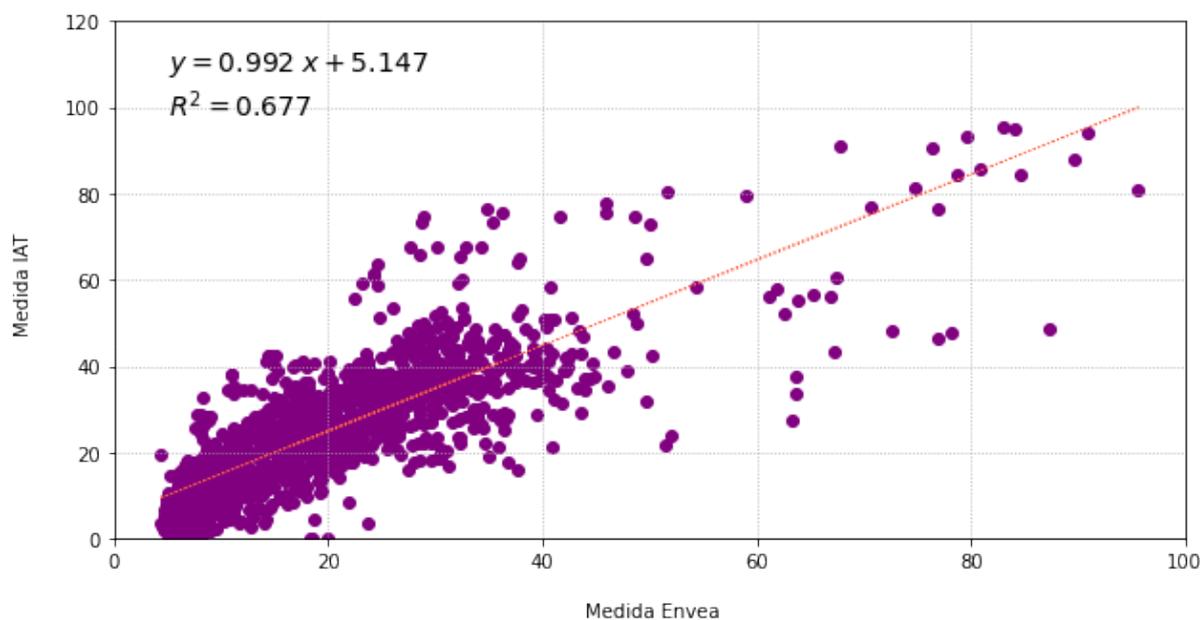


Figura 20. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor MP01 e a estação do IAT para os valores de $PM_{2.5}$.

Diferentemente do observado anteriormente em outros parâmetros, para o caso do $PM_{2.5}$ o sensor MP01 apresentou uma tendência de subestimar as concentrações. Além disso, o comportamento em relação aos valores mínimos de PM_{10} não foi observado para o $PM_{2.5}$. Assim, o limite de quantificação nesse caso pode ser mantido.

4.2.4 Dióxido de Enxofre

Os dados que apresentaram maior discrepância em relação ao equipamento de referência foram os de SO₂. Como primeira característica, no caso dos sensores S01 e S02, não foi possível retirar os *outliers* com o auxílio de um valor de corte. Isso pois os máximos reportados pelos *cairsen* eram muito superiores aos provenientes dos sensores do IAT.

Ainda, é notável pelas figuras 21 e 23 que a adesão dos dados dos sensores S01 e S02 à curva de dados de referência é muito baixa. Mais especificamente, esse distanciamento é observado principalmente para períodos noturnos. Portanto, o índice de correlação de pearson para o S01 foi de 0,459; enquanto para o S02 assumiu o valor de 0,492. Além disso, esse comportamento fez com que a aderência dos pontos às curvas de comparação fosse reduzida. Para o S01, obteve-se $R^2 = 0,233$ e, para o S02, $R^2 = 0,241$.

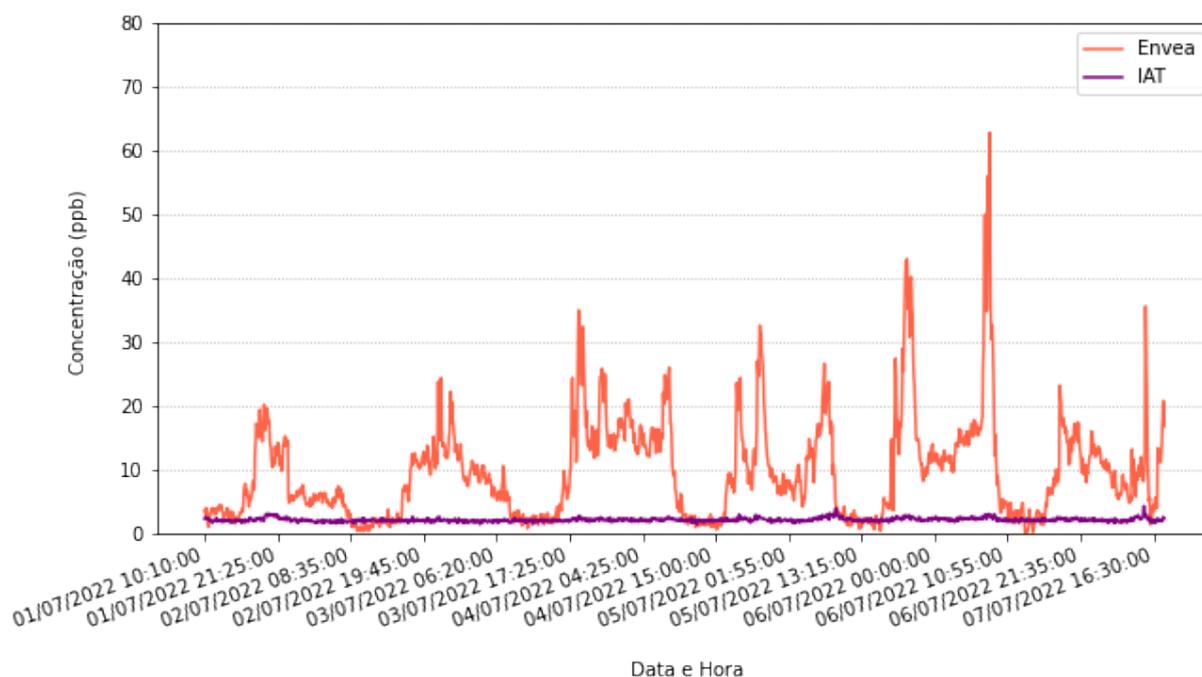


Figura 21. Séries de dados medidos pelo sensor S01 e pelo equipamento de referência do IAT.

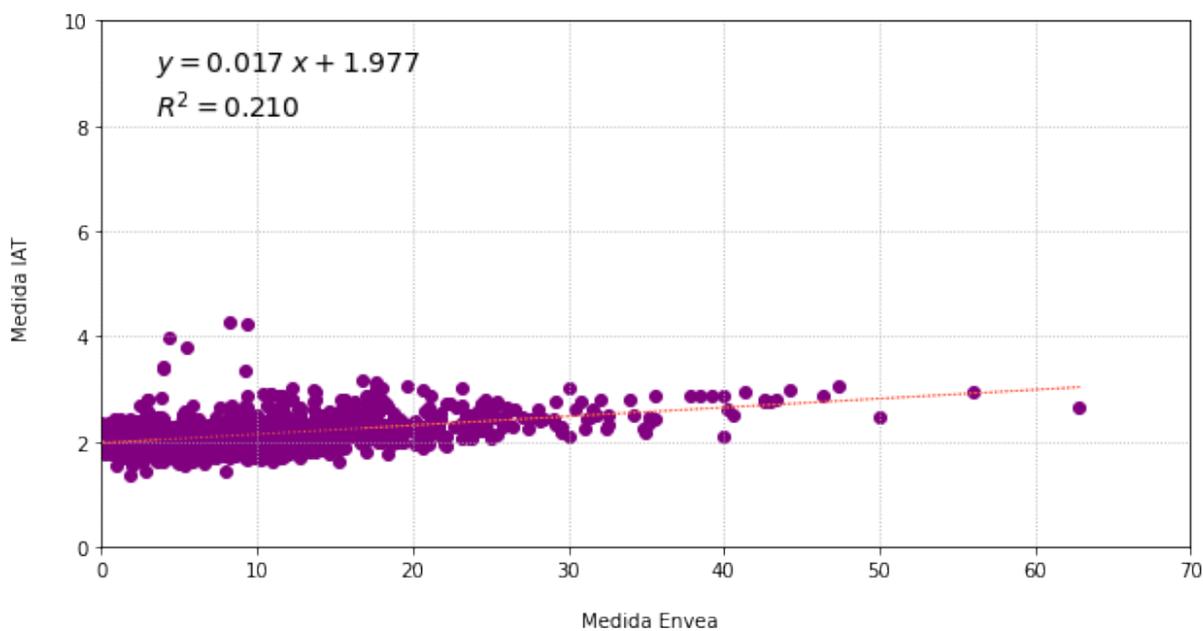


Figura 22. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor S01 e a estação do IAT.

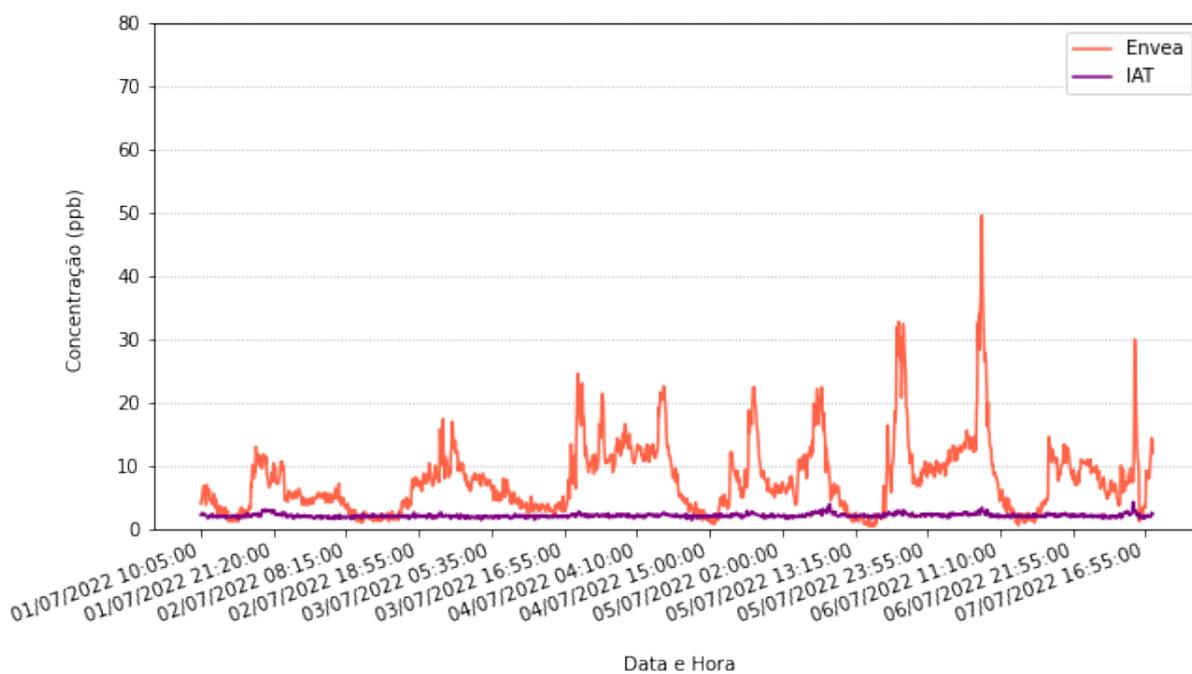


Figura 23. Séries de dados medidos pelo sensor S02 e pelo equipamento de referência do IAT.

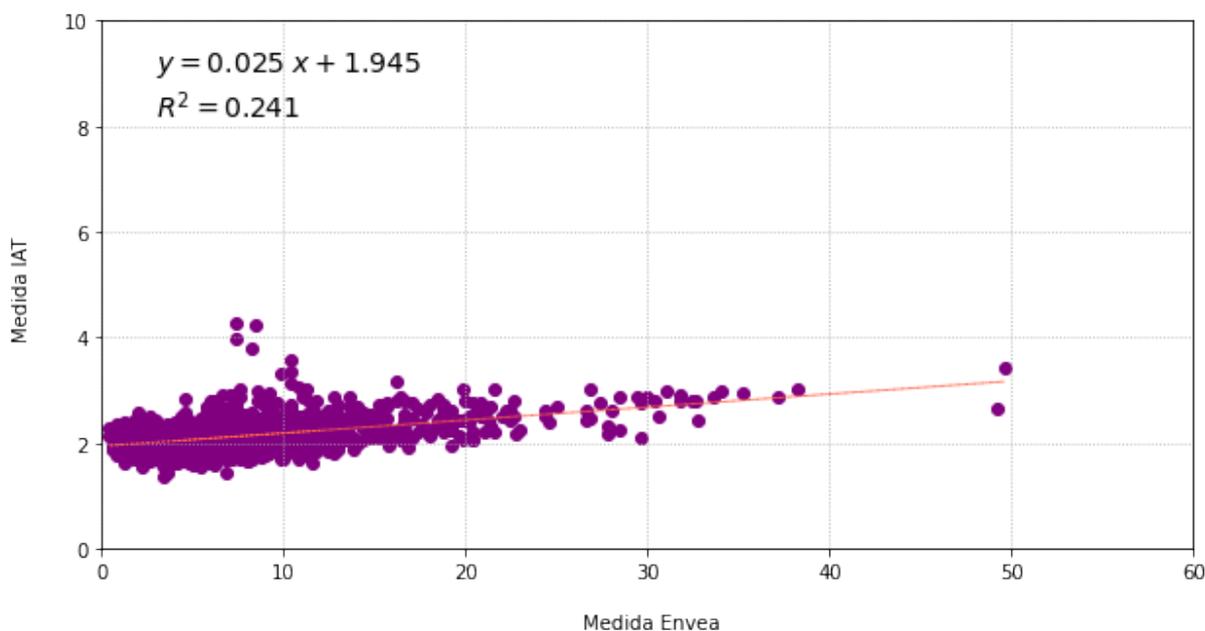


Figura 24. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor S02 e a estação do IAT.

Os resultados apresentados acima mostram a inviabilidade dos sensores de SO_2 analisados serem diretamente aplicados no sistema de amostragem. Na comparação com o equipamento de referência, ambos os sensores apresentaram desempenho igualmente errôneo. Uma possível explicação para esses erros estaria nas variáveis de temperatura e umidade relativa. Os períodos em que a diferença entre as medidas dos *cairsen* e do IAT aumentam são caracterizados por altos valores de relativa e baixos valores de temperatura. Assim, uma relação entre essas variáveis pode ser investigada.

Dado o mau desempenho dos sensores de SO_2 durante a comparação com equipamento de referência, o sensor S04 foi enviado para uma recomparação por parte da empresa Envea. Assim, após esse processo foi enviado um relatório certificando a validade das medidas realizadas com esse sensor, com base nos pontos mostrados na Figura 25.

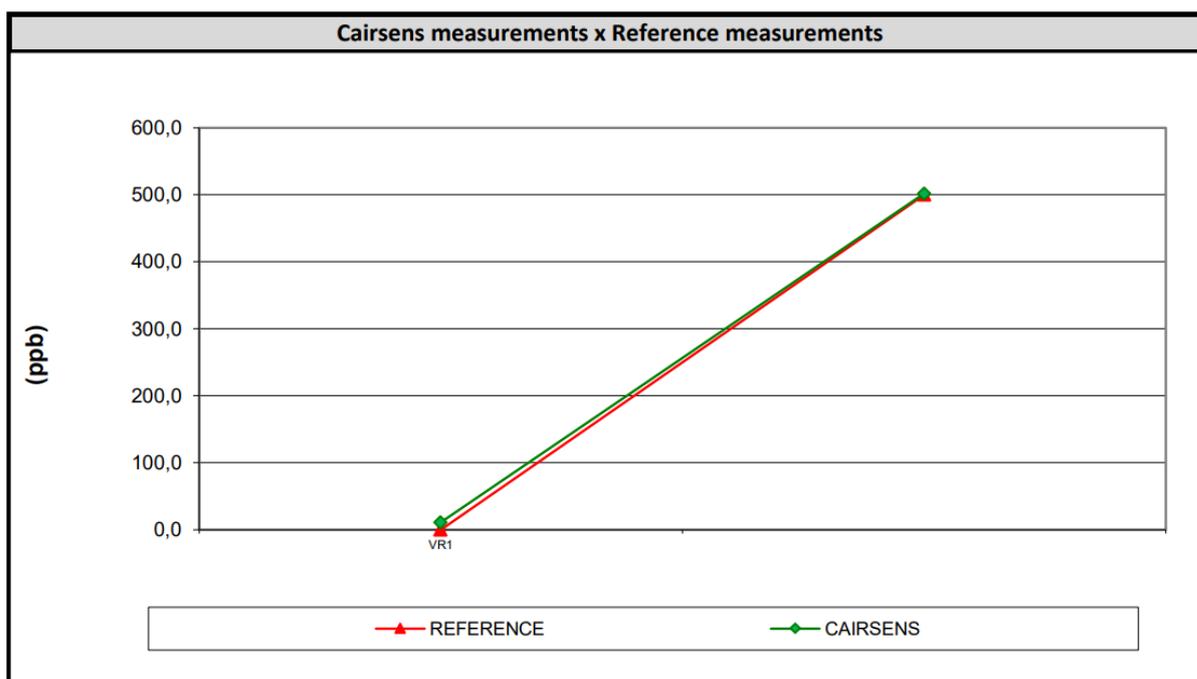


Figura 25. Resultado da recalibração realizada pela empresa Envea no sensor S04.

Fonte: AMBIENTAL RB (2022).

4.2.5 Pressão, temperatura e umidade relativa

As correlações encontradas entre o sensor THP01 e o equipamento de referência foram superiores às obtidas para os sensores eletroquímicos. Com a retirada dos *outliers*, os dados válidos para os sensores de THP abrangem o período de 01/07 às 10h25 até 07/07 às 21h00.

Para a pressão atmosférica, foi calculado o maior valor de correlação entre todos os parâmetros avaliados. Após a retirada de 126 dos 1720 dados como *outliers*, foi possível obter $r = 0,996$. Além disso, a curva de comparação apresentou uma ótima aderência aos dados, com um R^2 valendo 0,991. Essas informações estão apresentadas nos gráficos das figuras 26 e 27.

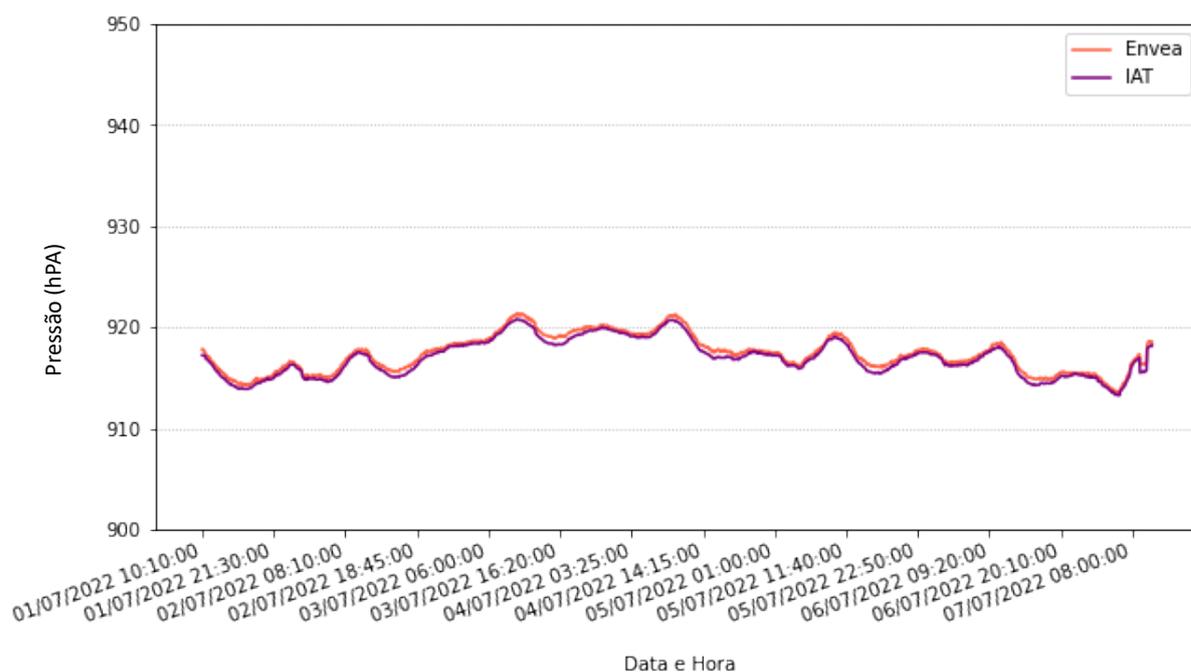


Figura 26. Séries de dados de pressão atmosférica medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.

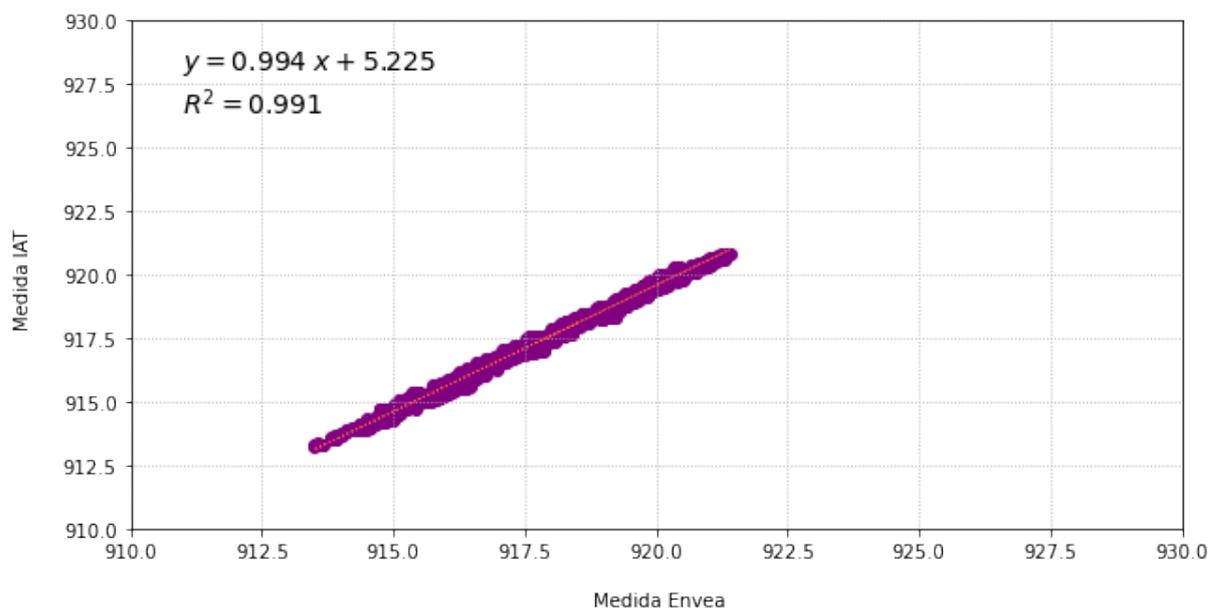


Figura 27. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de pressão atmosférica.

Para as séries de temperatura, os resultados também foram satisfatórios. Com a retirada de 132 *outliers* dos 1720 valores, o índice de Pearson obtido foi de 0,978. Ainda mais, o parâmetro R^2 da curva de comparação foi de 0,957, como mostram as figuras 28 e 29.

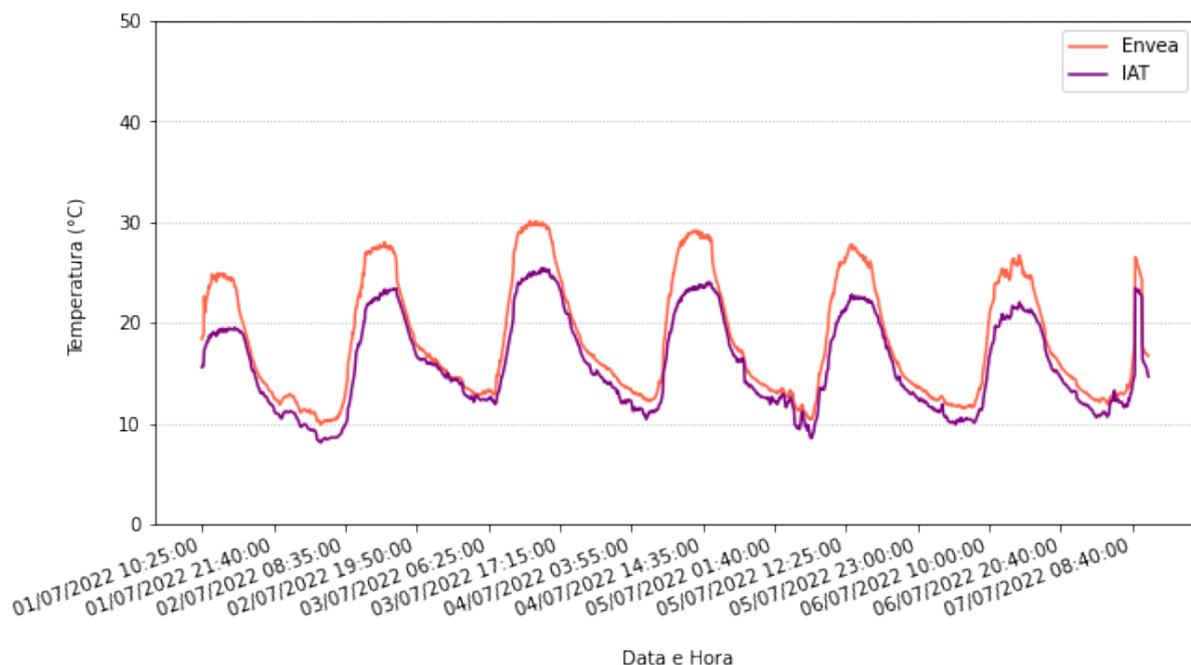


Figura 28. Séries de dados de temperatura do ar medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.

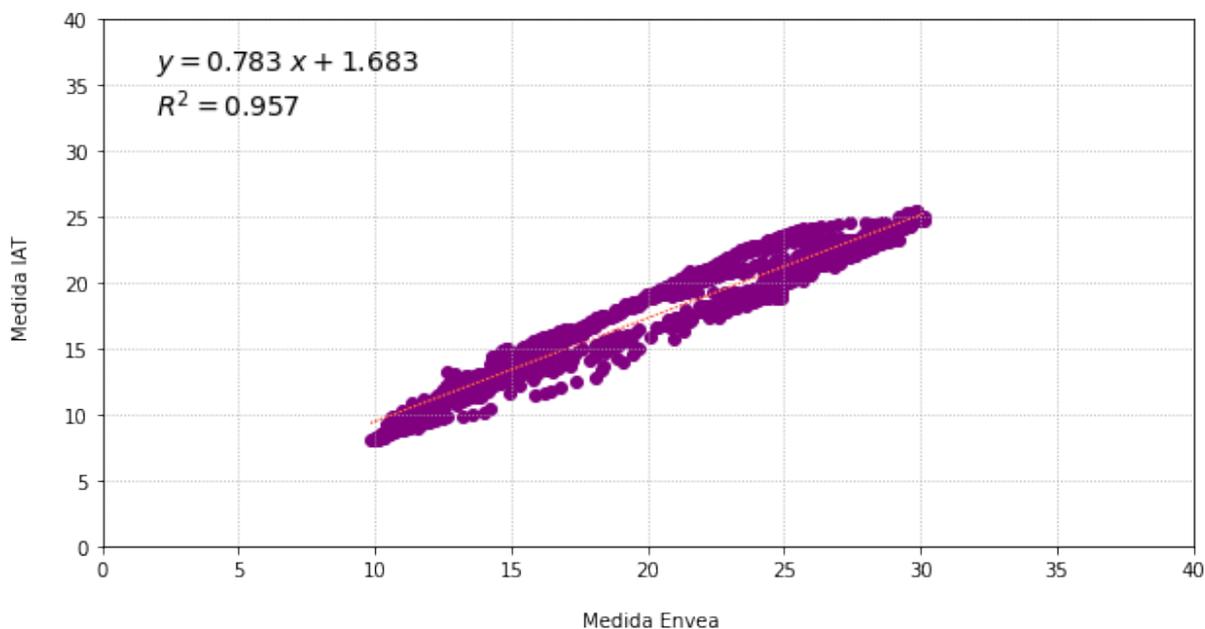


Figura 29. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de temperatura do ar.

Finalmente, para os dados de umidade relativa do ar, os valores calculados dos parâmetros considerados foram ainda um pouco superiores àqueles obtidos para temperatura. De fato, o índice de correlação de Pearson entre os dados de UR da estação *cairsen* e o equipamento de referência foi de 0,981; e o R^2 da curva de

comparação assumiu o valor de 0,965. As figuras 30 e 31 apresentam de maneira visual essas informações.

No contexto em questão, é válido mencionar que, de forma geral, os dados de temperatura do ar reportados pela THP01 foram superiores aos reportados pela estação do IAT. Adicionalmente, os dados de umidade relativa do ar foram inferiores. Essa tendência é fisicamente consistente, uma vez que a umidade relativa e a temperatura do ar são grandezas inversamente proporcionais.

Em conclusão, os resultados da comparação para o sensor THP mostram que a necessidade da aplicação das curvas de comparação nesse caso não é crucial. Portanto, doravante não serão aplicadas curvas para o caso do uso de dados de umidade relativa, temperatura e pressão atmosférica.

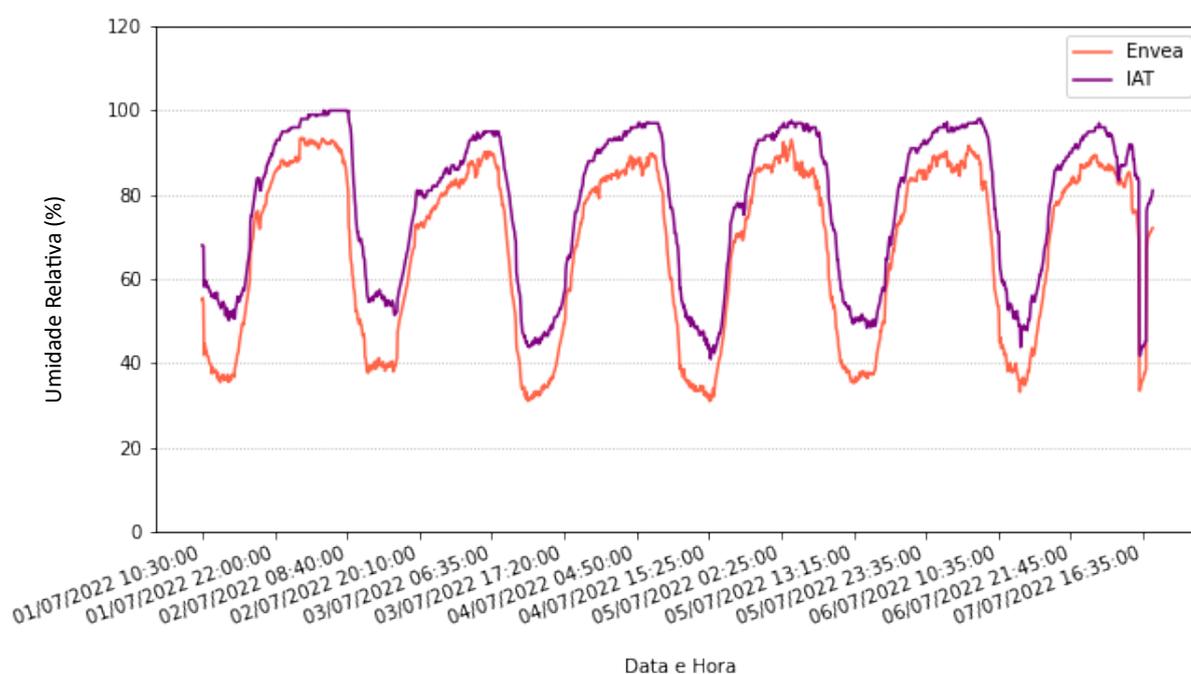


Figura 30. Séries de dados de umidade relativa do ar medidos pelo sensor THP01 e pelo equipamento de referência do IAT.

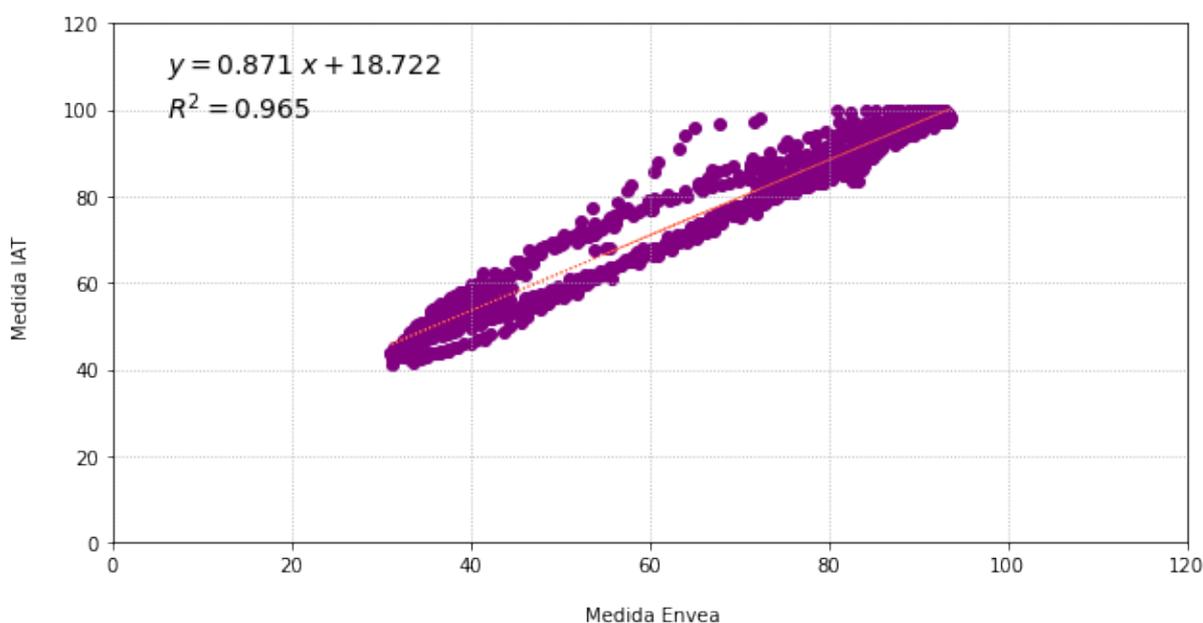


Figura 31. Dispersão e curva de comparação obtida entre o sensor THP01 e a estação do IAT para dados de umidade relativa do ar.

4.3 VOOS AMOSTRAIS

Como foram realizados apenas seis (6) voos amostrais com resultados válidos, foi optado por apresentar os dados dia a dia, com suas respectivas discussões. Para facilitar a análise, primeiramente, as concentrações medidas pelos sensores em ppb foram convertidas para $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Isso foi feito pois, como mostrado anteriormente, a Organização Mundial da Saúde define as diretrizes de qualidade do ar de acordo com essa segunda unidade.

Cabe ressaltar que todas as séries de medidas passaram pelas etapas de exclusão de outliers apresentados na seção 3. Contudo, esses processos foram realizados levando em consideração que os dados medidos durante cada passagem do trem fazem parte de uma população distinta. Assim, os dados foram separados e seus outliers foram excluídos em conjuntos segregados. De fato, como será apresentado, não houve uma grande incidência de valores que precisaram ser excluídos.

4.3.1 11/11/2022 – Trem de Passageiro

Nessa data, ocorreu a passagem de um trem às 8h45. Esse veículo era um dos que realiza o transporte de passageiros, de Curitiba até Morretes. A decolagem do *drone* ocorreu às 8h36 e o pouso às 8h51. As concentrações medidas estão mostradas nas figuras 32, 33, e 34.

Na ocasião, foram identificados alguns comportamentos interessantes. Primeiramente, nota-se para o SO₂ que a concentração de *background* da região no dia flutuou em torno dos 10 µg/m³, se elevando apenas após as 8h03. Exatamente durante a passagem do trem, as concentrações de dióxido de enxofre mostraram um pico, chegando ao valor de 107 µg/m³, ou seja, um acréscimo de 97 µg/m³ no valor tido como usual para a área. Essa concentração se manteve elevada até o pouso do *drone*, quando essa tendeu a retornar para o valor anterior.

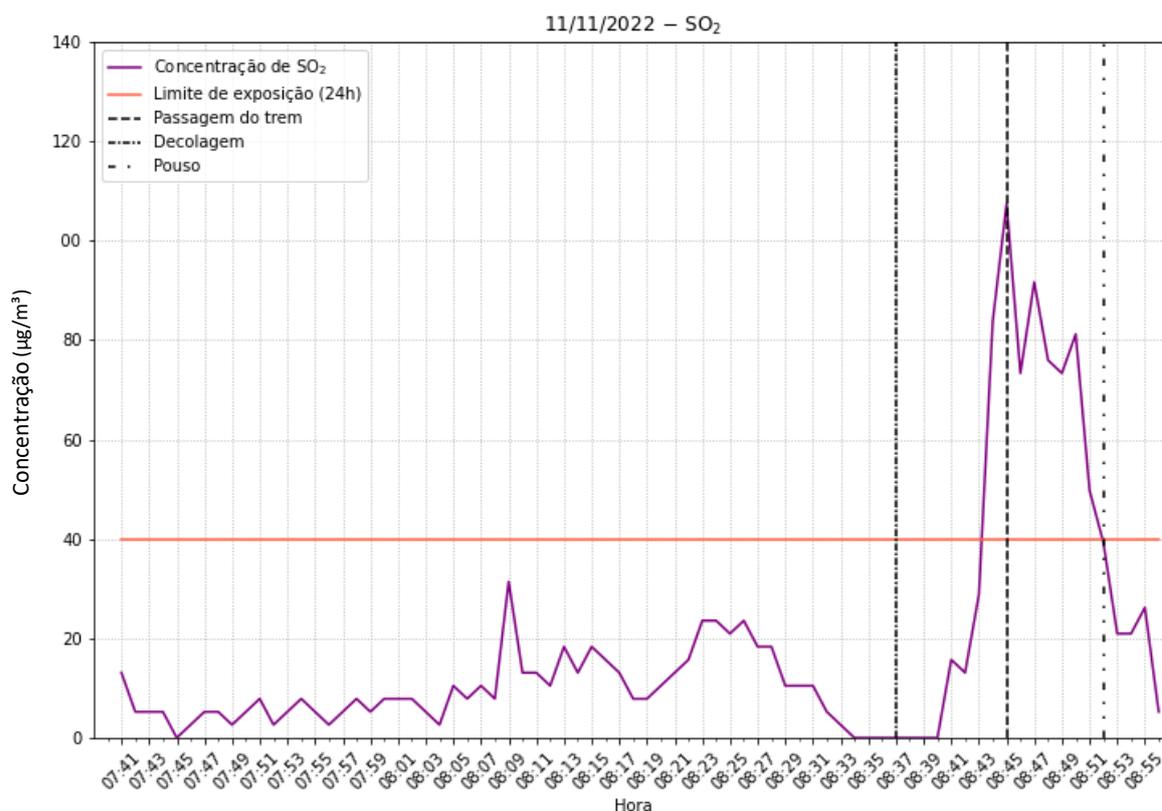


Figura 32. Concentração de SO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

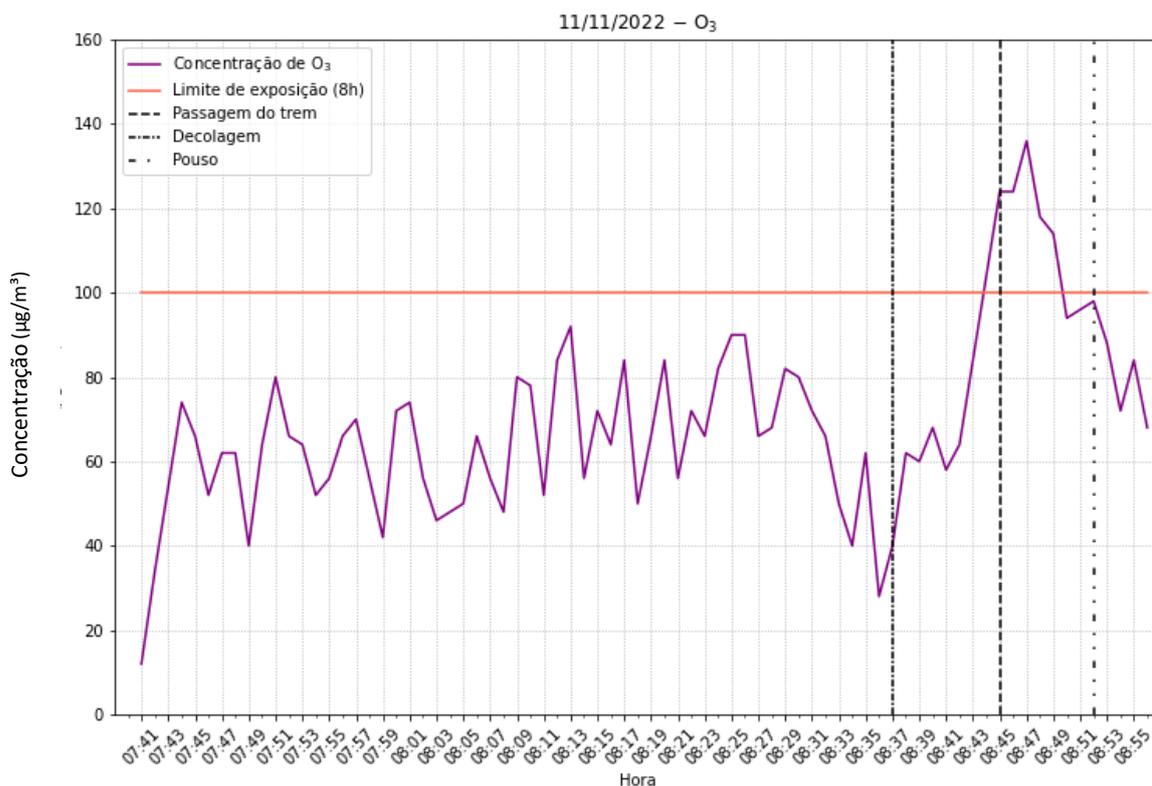


Figura 33. Concentração de O₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

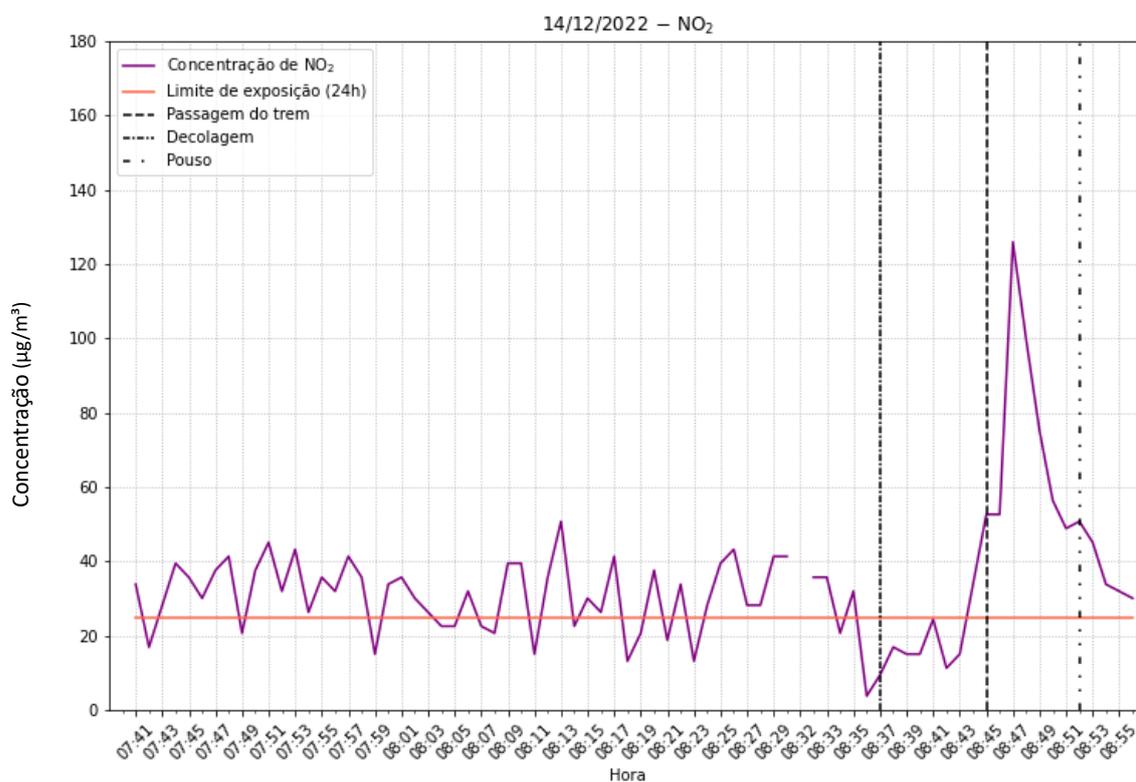


Figura 34. Concentração de NO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 11/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

Para o ozônio, a dinâmica das concentrações foi observada de maneira levemente diferente. Como indicado na seção 2.3, o ozônio é um poluente secundário, sendo sintetizado a partir de outros poluentes que são emitidos pelas fontes. Dessa forma, é notável um relativo atraso no máximo de concentração de O_3 em relação à passagem do trem, de cerca de 2 min. A não ser por essa diferença, o comportamento foi comparável ao do dióxido de enxofre, mantendo uma concentração de *background* na região no entorno de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e atingindo um pico de $137 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante a passagem do trem, num acréscimo de $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dos poluentes amostrados, o NO_2 foi o único que apresentou uma concentração de *background* com maior potencial de se manter acima da DQA, em torno de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Da mesma maneira que o ozônio, o dióxido de nitrogênio apresentou um atraso de 2 min entre a passagem do trem e o pico de suas concentrações. Isso pode indicar que, nesse caso, o NO_2 se comporta como o O_3 , ainda que, rigorosamente, seja um poluente primário. Isso é, potencialmente, diferentes óxidos de nitrogênio são emitidos diretamente pela locomotiva. Por equilíbrio químico, esses óxidos podem ser convertidos em NO_2 , causando o atraso observado. Nessa ocasião, o pico máximo de concentração foi de $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ou seja, um aumento de $94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em relação à concentração de *background*.

4.3.2 25/11/2022 – Trem de Passageiro

No dia 25 de novembro de 2022, foi possível realizar amostragem de um trem de passageiros que passou pela região de interesse às 8h38. Dessa forma, o *drone* foi colocado em voo às 8h36 e pousado às 8h45. A dinâmica das concentrações de SO_2 se mostrou relativamente parecida àquela notada durante a amostragem realizada no dia 11/11, todavia com duas essenciais diferenças.

A primeira seria o valor do pico de concentração, que chegou a $144 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esse valor supera o pico observado na amostragem anterior em $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Contudo, é notável que a concentração de dióxido de enxofre na região anterior à passagem do trem já estava mais elevada, com uma média de cerca de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ainda assim, a intensificação da concentração do poluente durante a passagem do comboio foi superior, reportando um acréscimo de $114 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Em comparação relativa ao *background*, esse acréscimo foi de 380%.

A segunda diferença importante em relação a primeira amostragem foi a presença de um relativo atraso entre o pico de SO_2 e a passagem do trem, que anteriormente havia sido observado apenas para o ozônio e o dióxido de enxofre. Contudo, o dióxido de enxofre não é considerado um poluente secundário. Portanto, a possível explicação dada anteriormente não se aplicaria nesse caso. Para buscar compreender esse comportamento, foram buscados dados de velocidade e direção do vento na base do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Para isso, foi utilizada a estação Curitiba, de código A807, localizada a 2,24 km do ponto de amostragem, na latitude $25^\circ 27' 0''$ S e longitude $49^\circ 15' 0''$ O (INMET, 2022). De fato, a distância entre essa estação e o ponto de amostragem é grande. Dessa forma, as análises aqui apresentadas levando em consideração as informações da estação A807 devem ser consideradas como hipóteses. Para a compreensão real da interação entre esses dados e as concentrações de poluentes, são necessárias

No ponto de amostragem, o ângulo formado entre o Norte cartográfico e a ferrovia vale cerca de 75° . Dito isso, os dados coletados no dia 25 de novembro pela estação A807 mostram que, às 7h00, o vento estava a 1,0 m/s, vindo de uma direção que faz 132° com o Norte. Às 8h00, essa velocidade aumentou para 2,0 m/s, e a direção foi alterada para 117° . Já às 9h00, foi medida uma velocidade de 1,7 m/s com uma direção de 109° . Para comparação, os dados coletados no dia 11 de novembro apontam uma velocidade de 2,5 m/s com direção de 74° às 7h00; 2,0 m/s com direção de 45° às 8h; e 2,2 m/s com direção de 39° às 9h00.

Essas informações auxiliam na compreensão de específicas variações observados nas concentrações amostradas de SO_2 . Primeiramente, é notável que as velocidades do vento medidas no dia 11 foram superiores às medidas no dia 25. Além disso, no primeiro caso, o vento preferencial estava a favor da direção de deslocamento do trem logo antes de sua passagem. Durante a amostragem, essa direção foi alterada para uma que facilita o transporte dos poluentes da linha férrea para a plataforma de decolagem. Portanto, essa dinâmica atmosférica pode estar relacionada ao aumento nas concentrações de SO_2 observado mesmo antes da passagem do trem, como observado na Figura 32.

No dia 25, entretanto, foi encontrada um comportamento contrário. Por mais que as velocidades do vento tenham sido menores, as direções do vento preferencial eram tais que facilitavam o transporte dos poluentes para longe da

plataforma de decolagem. Isso indica uma potencial resposta para a demora na observação do pico de SO_2 . Além disso, as velocidades mais baixas do vento podem ser um indicativo de maior instabilidade atmosférica, o que pode restringir a dispersão de poluentes (NÉRIS et al., 2016). Portanto, também pode estar relacionada às maiores concentrações encontradas nessa data.

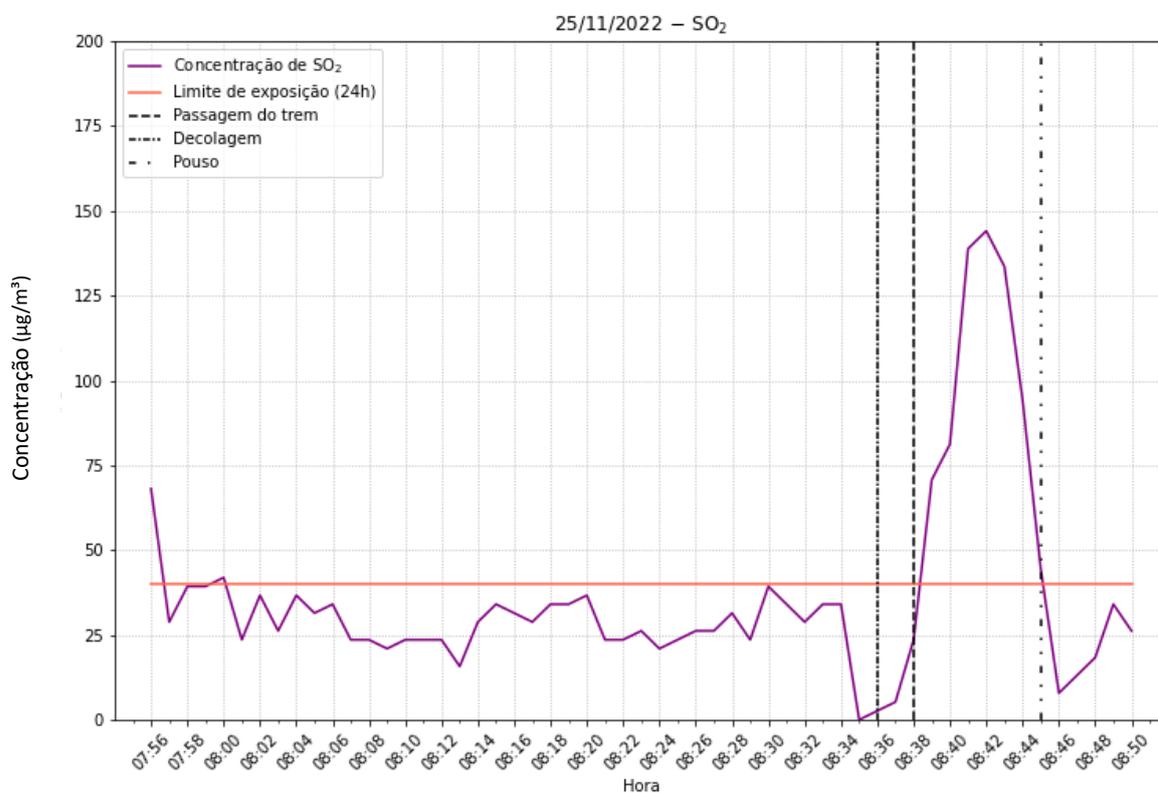


Figura 35. Concentração de SO_2 na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiros, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

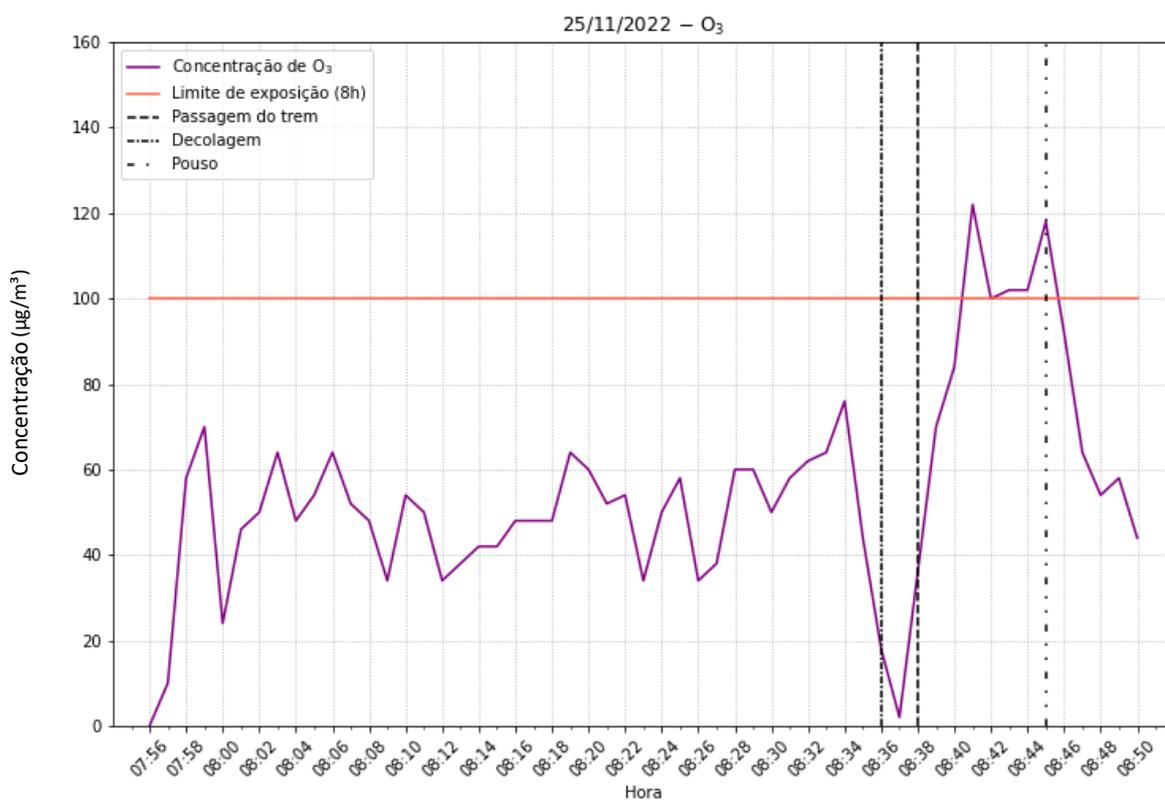


Figura 36. Concentração de O₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

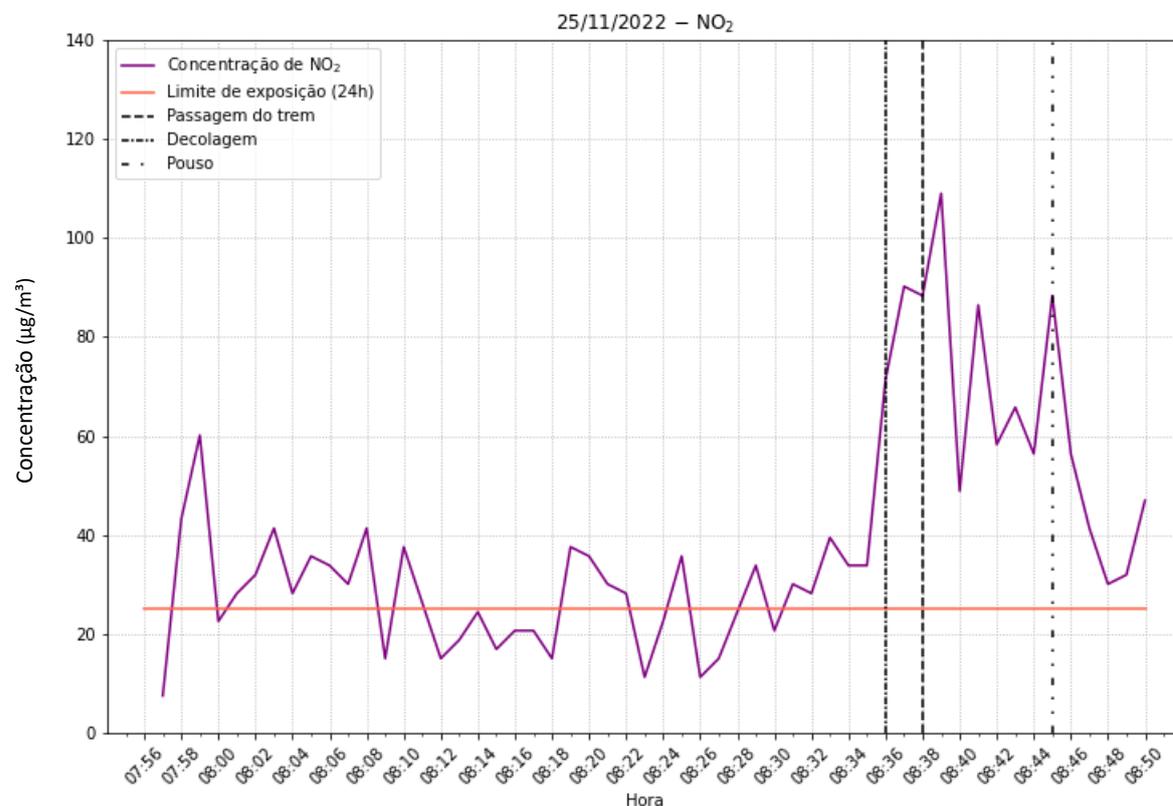


Figura 37. Concentração de NO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 25/11/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

Em relação ao ozônio, a Figura 36 mostra uma tendência já observada. O pico de concentrações ocorreu cerca de 3 min após a passagem do trem, chegando a um valor de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Isso representa um aumento de $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sobre o *background* de $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ encontrado na ocasião.

Por sua vez, o atraso no pico de NO_2 foi menor, chegando apenas a 1 min. Esse pico, de $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representou um acréscimo de $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de *background* medidos. É interessante notar que, as concentrações dos poluentes secundários não seguiram o que foi observado para o SO_2 durante comparação entre os dias 11 e 25 de novembro. De fato, os valores medidos no segundo dia chegaram a ser inferiores aos medidos no primeiro, ainda que próximos.

4.3.3 14/12/2022 – Trem de carga

A primeira passagem de trem de carga medida ocorreu no dia 14 de dezembro de 2022, permitindo uma análise das diferenças entre as emissões dos trens de carga e dos trens de passageiro.

De acordo com a Figura 38, em comparação ao medido anteriormente durante a passagem de trens de passageiro, as concentrações emitidas por trens de carga são mais altas. Novamente, o pico de SO_2 coincidiu com a passagem da locomotiva, chegando a uma concentração de $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Em relação a concentração de *background* médio medida na ocasião, que assumiu um valor de $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$, houve um acréscimo absoluto de $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esses valores são próximos ao observado durante a amostragem do dia 11 de novembro, embora de fato, levemente superiores.

Todavia, os dados da estação meteorológica A807 informam direções do vento mais próximas ao observado no dia 25 de novembro. Isso é, às 7h00 a direção predominante era de 99° com o Norte; às 8h00 era de 118° ; e às 9h00 de 101° . Essa discrepância pode, em partes, ser explicada pela velocidade do vento. Em relação às outras campanhas de amostragem, foram medidas velocidades muito menores, valendo $1,5 \text{ m/s}$ às 7h00 e $1,2 \text{ m/s}$ às 9h00. Em especial, às 8h00 foi reportada uma velocidade do vento de apenas $0,1 \text{ m/s}$. Isso indica que, para velocidades tão

baixas, o vento não possui grande influência na dispersão do poluente para pequenas escalas espaciais.

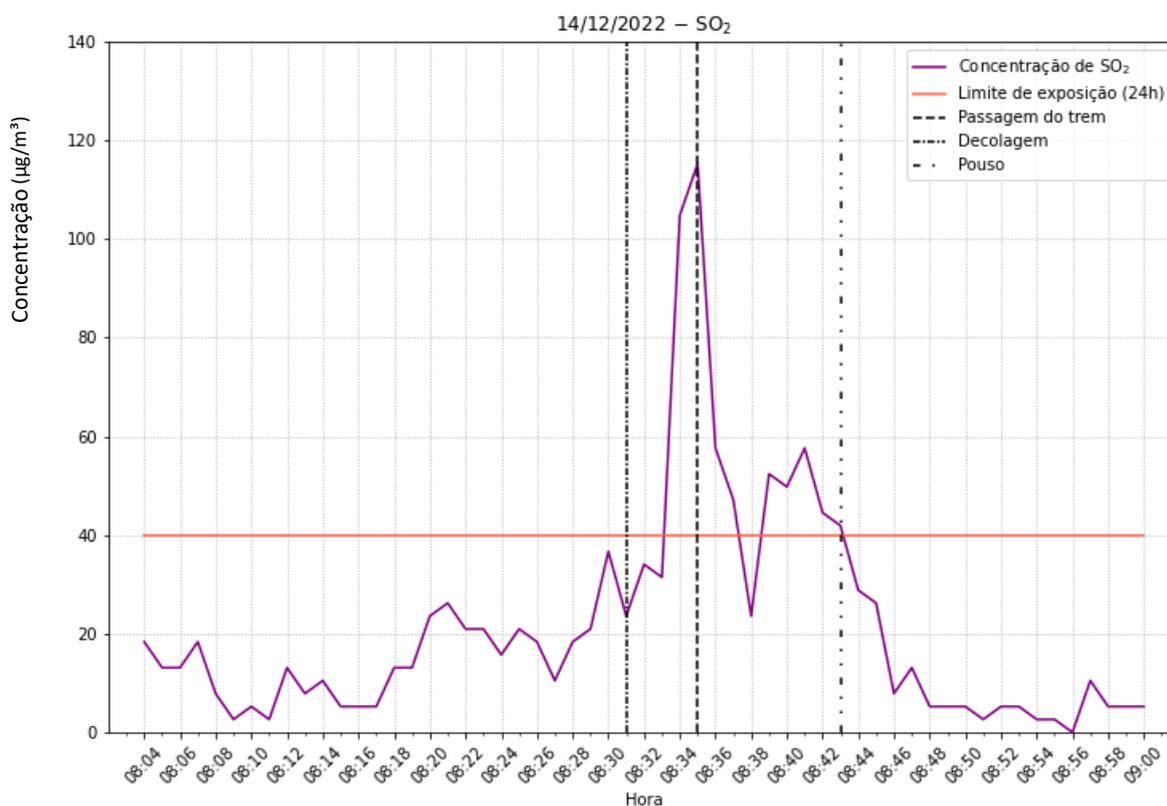


Figura 38. Concentração de SO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

Em relação ao O₃, a emissão proveniente do trem de carga foi consideravelmente superior às observadas nos trens de passageiros, como mostra a Figura 39. No dia 14 de dezembro. A concentração de *background* era a menor observada até então, valendo 40 µg/m³. Em contraponto, o valor do pico foi o maior observado até então, chegando a 160 µg/m³, num aumento absoluto de 120 µg/m³. Além disso, o comportamento dessas concentrações foi próximo aos que ocorreu durante a passagem dos trens de carga, com um atraso de 3 min entre a passagem do comboio e o pico nas concentrações.

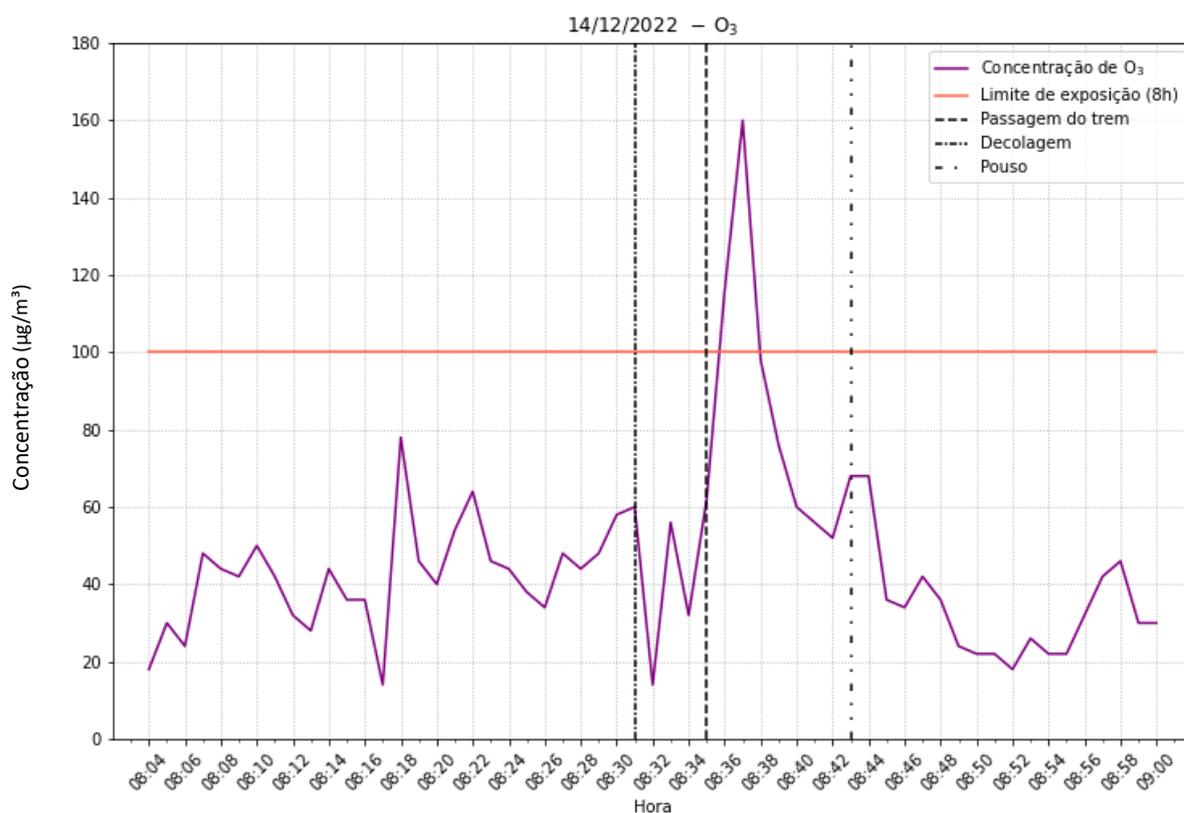


Figura 39. Concentração de O₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

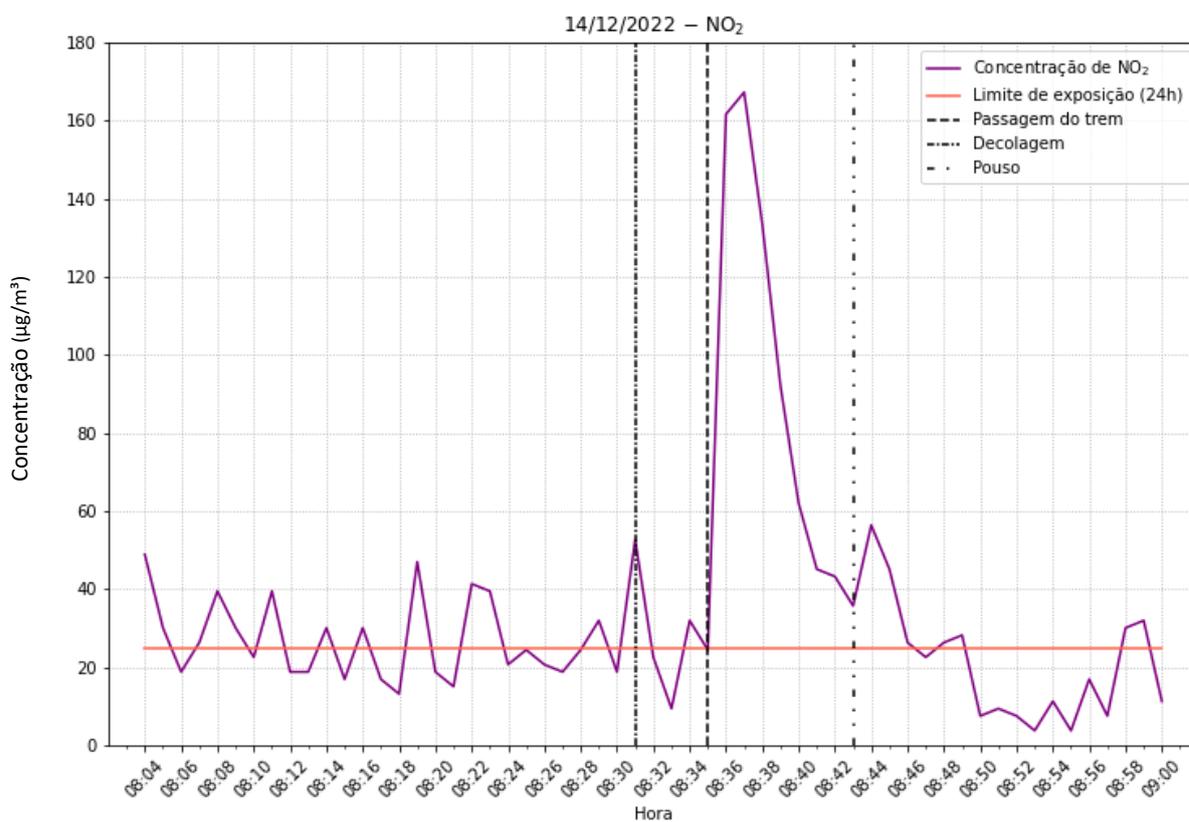


Figura 40. Concentração de NO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de carga, no dia 14/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

A mesma análise pode ser feita para o NO_2 , com base na Figura 40, permitindo conclusões semelhantes. Na ocasião, a concentração de *background* para esse poluente era de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ou seja, parecida com as observadas nas campanhas de amostragens prévias. Contudo, a passagem do trem de carga indicou um máximo de $167 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 . Isso representa um aumento absoluto de $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representando o maior valor encontrado até aqui. Como esperado, a diferença temporal entre o pico e a passagem da locomotiva foi novamente observada, e foi contabilizada em 2 min.

4.3.4 17/12/2022 – Trem de Passageiro, Ponto 2

No dia 17 de dezembro de 2022, as condições meteorológicas eram tais que a probabilidade de chuva durante um possível voo da aeronave era alta. Logo, de acordo com a diretriz nº 4, não houve decolagem. Para aproveitar a passagem do trem às 8h56, foi conduzida uma amostragem a nível do solo no ponto de amostragem 2 mostrado na Figura 10, ou seja, na altura em que se encontram os pedestres na região.

Para o SO_2 , foi observada uma concentração de *background* anterior à passagem da locomotiva superior às encontradas nas outras campanhas, chegando a $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Contudo, a concentração de pico, que coincidiu com a passagem do trem, reportou um valor menor do que quando medida diretamente na chaminé. Com um aumento absoluto de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, chegou a $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Adicionalmente, os sensores continuaram a medir as concentrações até cerca de 1 hora após a passagem do trem, para analisar seu comportamento. Como mostra a Figura 41, imediatamente após o pico de dióxido de enxofre ocorre um vale, seguido cerca de 25 min de concentrações elevadas próximas ao *background*, variando em torno de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Depois desse período, as concentrações tendem a cair, chegando aos valores de *background* encontrados nas outras campanhas de amostragem.

Nesse contexto, é válido supor que a passagem de trens de passageiro na região afeta diretamente as concentrações de SO_2 no nível do passeio da região, tanto durante a passagem como após ela. Ainda, o gráfico da Figura 41 aponta um indicativo de que o SO_2 tende a se acumular nas regiões mais baixas da atmosfera.

Esse comportamento é esperado, uma vez que o gás possui uma densidade cerca de 2,2 vezes superior ao atmosférico na superfície (CETESB, c2014).

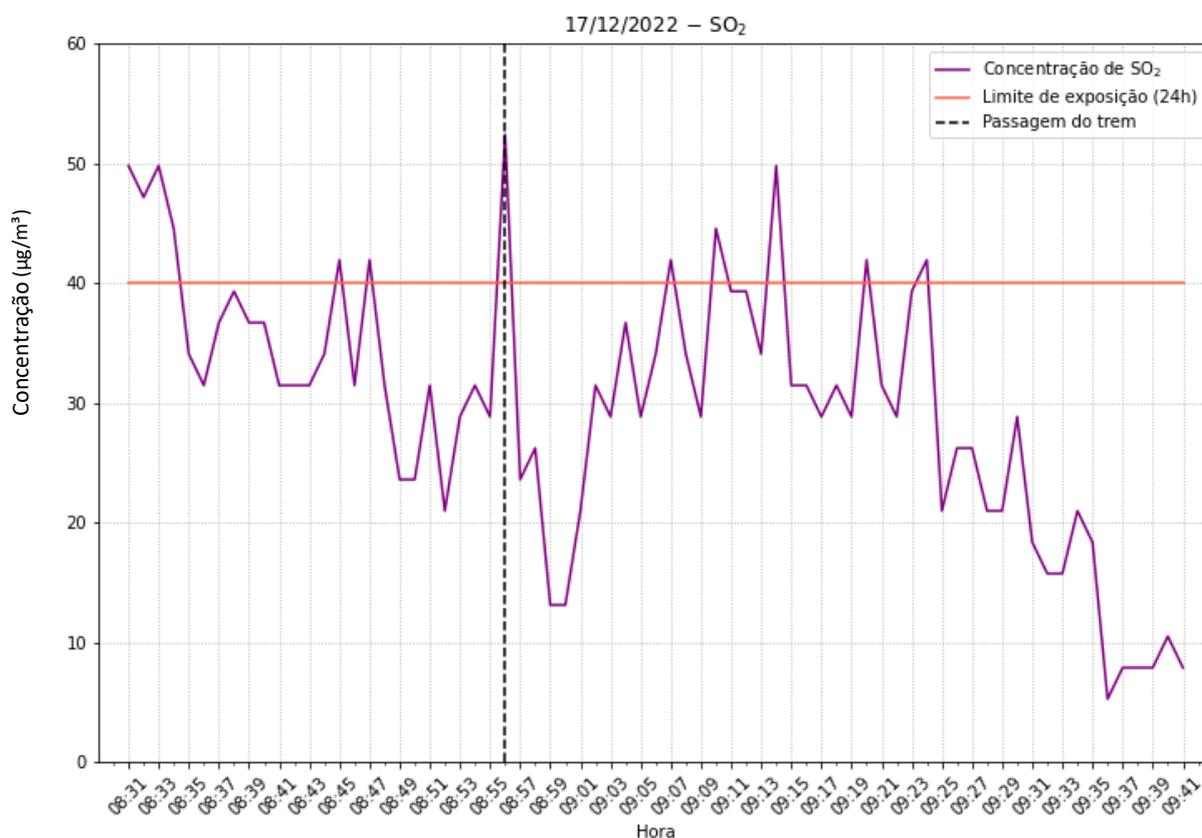


Figura 41. Concentração de SO₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiros, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

Para o ozônio e o dióxido de nitrogênio, essa interferência após a passagem do trem não foi observada. No caso do O₃, foi encontrada uma concentração de *background* igual a 36 µg/m³, que posteriormente foi elevada a 39 µg/m³. Esse aumento ocorreu logo após um pico de concentração do poluente, que foi gerado cerca de 3 min após a passagem da locomotiva. Porém, como esperado, o valor desse pico foi inferior aos encontrados anteriormente, chegando a 90 µg/m³, num aumento absoluto de 54 µg/m³.

Uma dinâmica parecida foi observada para o NO₂, com um atraso também de 3 min entre a passagem do trem e o pico de 58 µg/m³ encontrado. A concentração média do gás antes da passagem do trem foi calculada com 25 µg/m³. Após o comboio, chegou a um valor de 26 µg/m³. Assim, pode-se levantar a hipótese de que, por mais que ocorra um aumento pontual das concentrações de ozônio e dióxido de enxofre com as emissões ferroviárias, não existe um aumento prolongado

nesses níveis a curto prazo. Contudo, no caso do SO_2 , existe uma alteração nas concentrações a curto prazo.

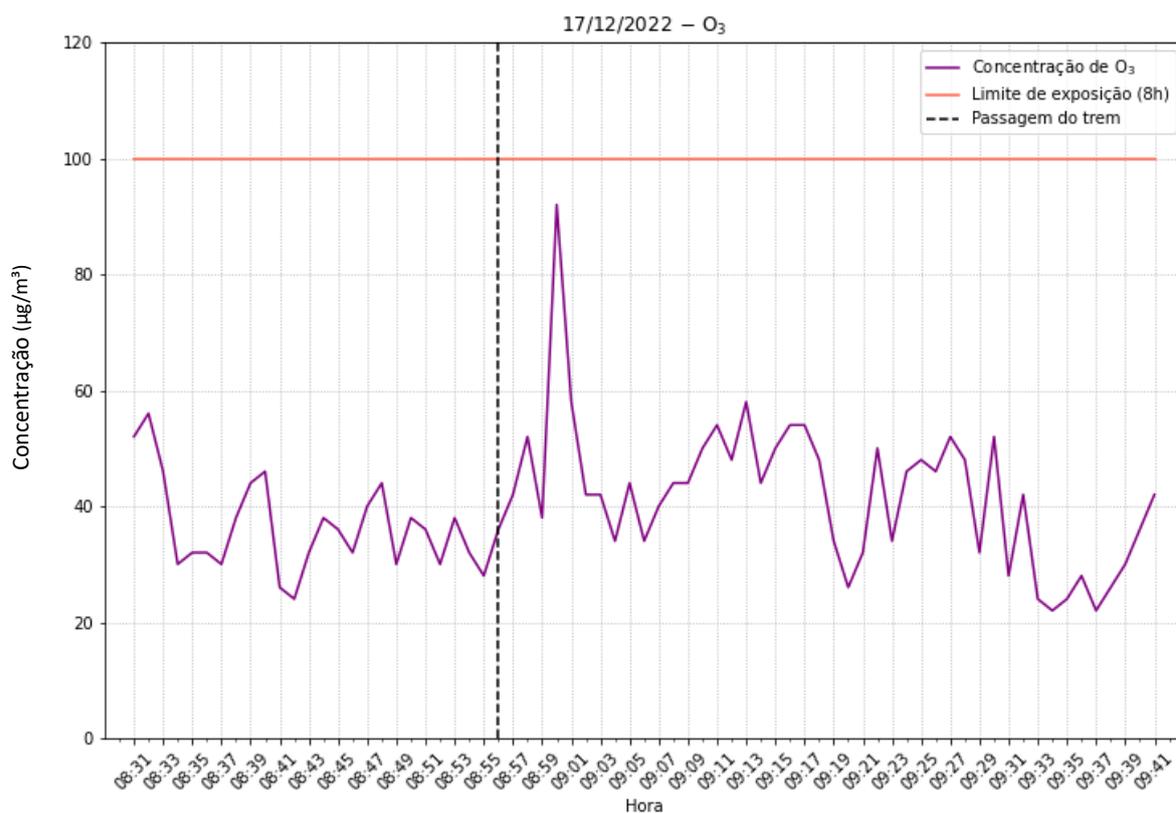
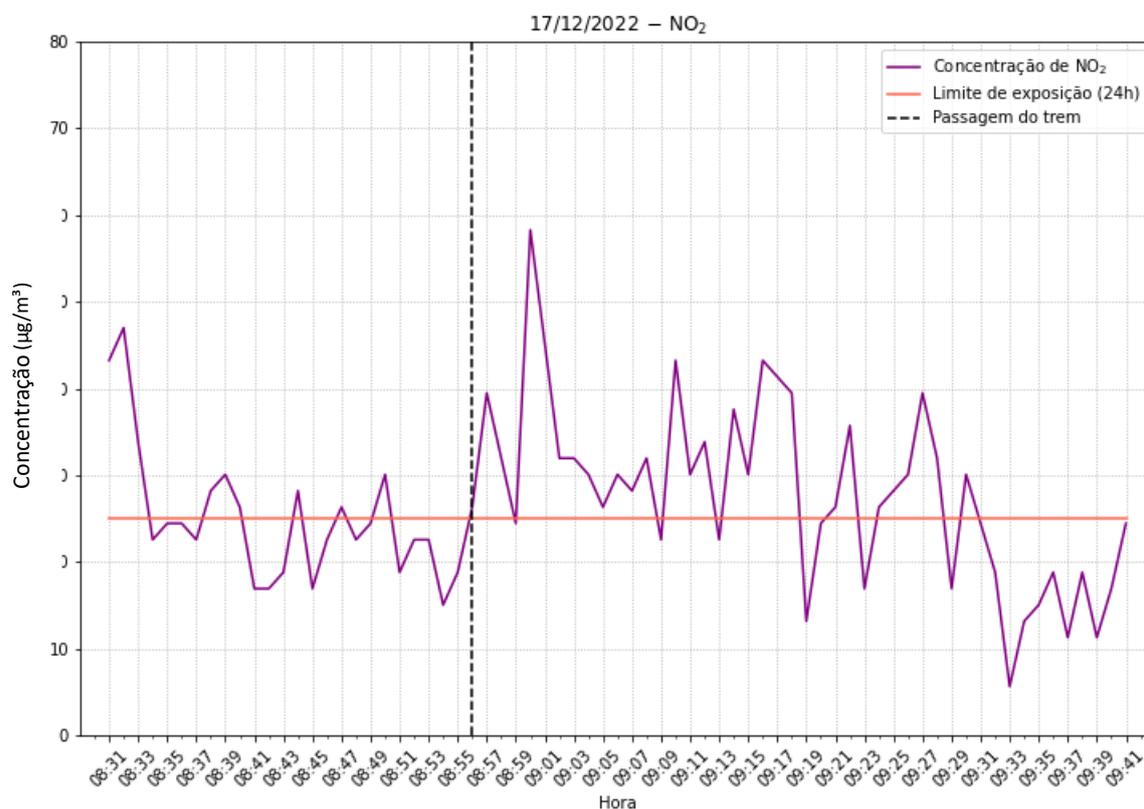


Figura 42. Concentração de O₃ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.



Fig

ura 43. Concentração de NO₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 17/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

4.3.5 20/12/2022 – Tem de Carga, Ponto 2

No dia 20 de dezembro de 2022, devido a condições meteorológicas parecidas às observadas no dia 17, também foi realizada uma amostragem no nível da ciclovia, no ponto de amostragem 2, sem decolagem da aeronave. Entretanto, nessa ocasião foram realizadas medidas de emissões provenientes de um trem de carga.

Em comparação com o observado durante a passagem do trem de passageiro no dia 17 de dezembro, o comportamento encontrado para o trem de carga foi muito parecido, para todos os três gases. No caso do dióxido de enxofre, a maior diferença foi observada em relação a concentração de pico, que ocorreu concomitantemente à passagem do trem, chegando a 52 µg/m³. Em relação ao *background* observado de 34 µg/m³, isso representou um aumento absoluto de 18 µg/m³. Contudo, se mostraram presentes outros picos de concentração, muito próximos ao valor máximo.

Os resultados obtidos para o ozônio indicaram que o *background* se manteve próximo a $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que a concentração máxima atingiu o valor de $159 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O atraso na medida da concentração de O_3 foi de cerca de 3 min após a passagem do comboio, no qual se registrou um aumento absoluto de $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de O_3 na atmosfera próxima a ciclovia.

Como indicado na Figura 46, esse comportamento registrado para o ozônio também se estabeleceu para o NO_2 . Mesmo com um uma concentração de *background* superior a encontrada no dia 17, $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o aumento absoluto das concentrações de dióxido de nitrogênio que ocorreu 2 min após a passagem do trem de carga foi superior ao observado na data anterior. O pico de $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ representou um acréscimo total de $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ponto amostrado.

Os resultados supracitados mostram que, novamente, as emissões dos gases de interesse são levemente superiores para os trens de carga, em relação aos trens de passageiro.

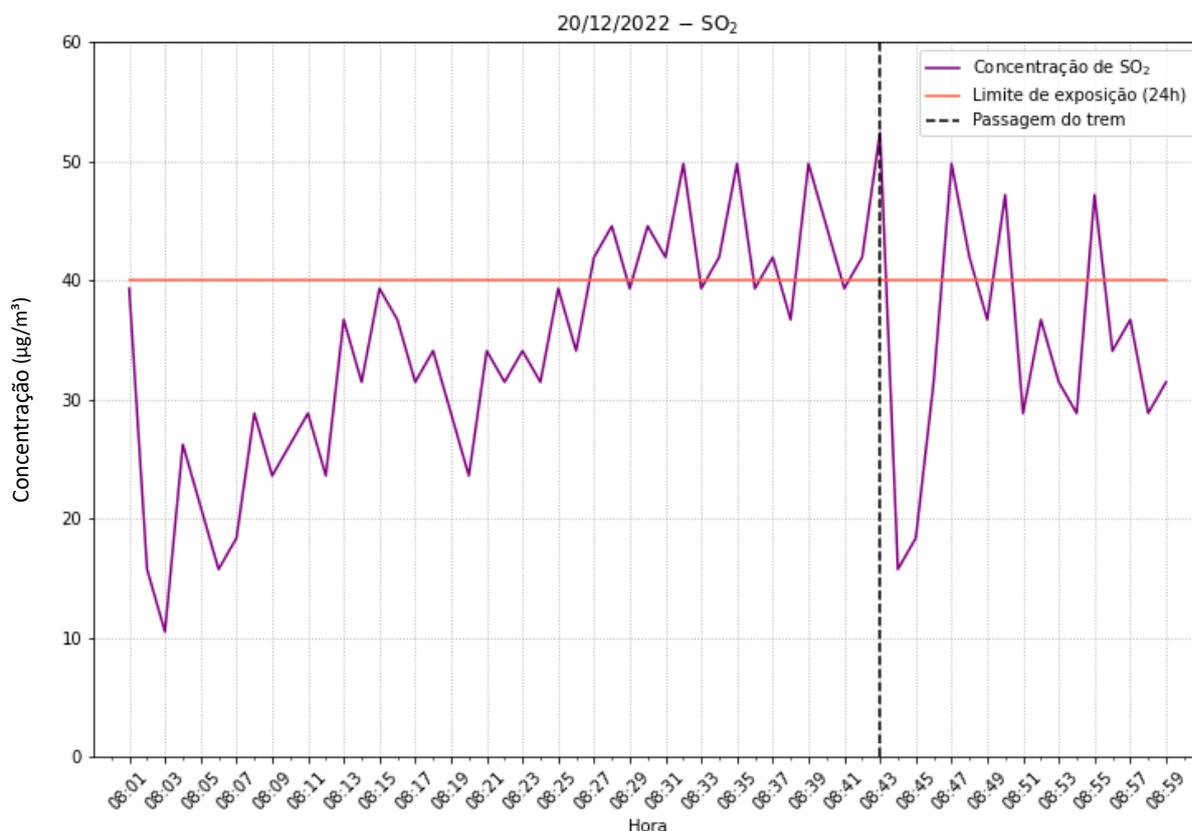


Figura 44. Concentração de SO_2 na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

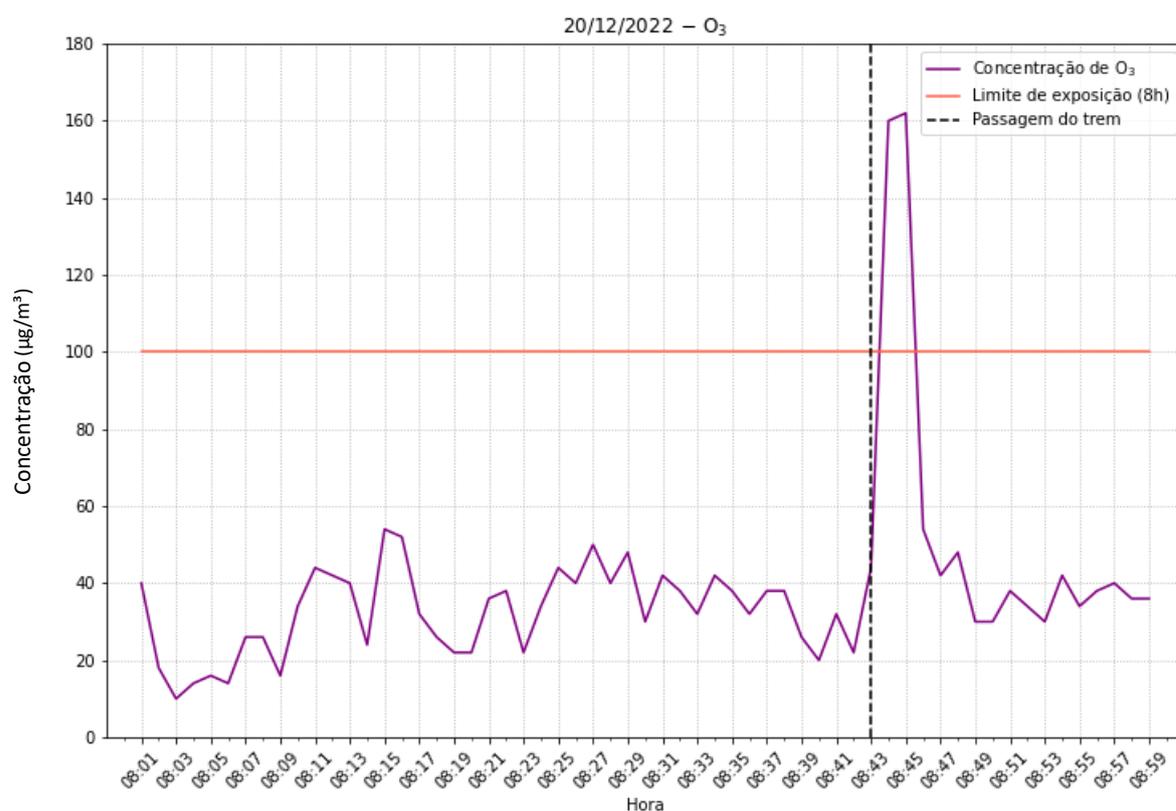


Figura 45. Concentração de O₃ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

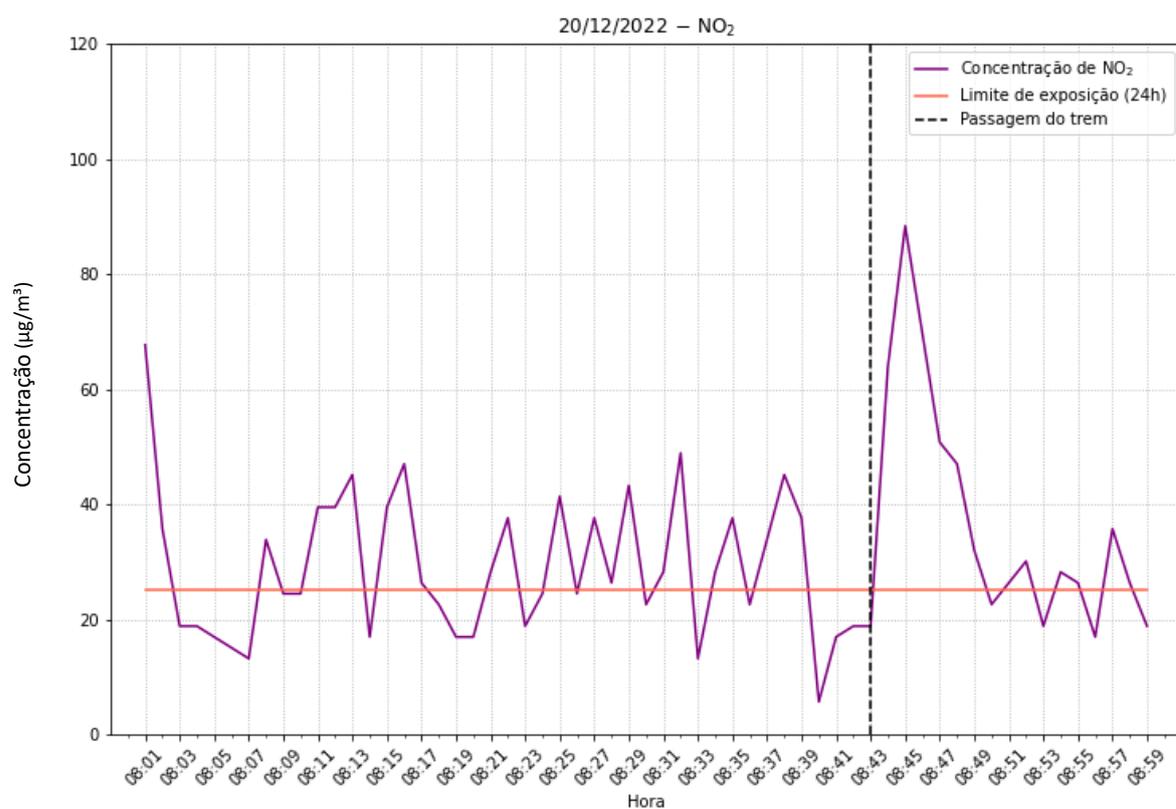


Figura 46. Concentração de NO₂ na região da ciclovia próxima a linha férrea, durante a passagem de um trem de carga, no dia 20/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

4.3.6 24/12/2022 - Trem de Passageiro

A primeira campanha de amostragem que apresentou resultados mais discrepantes em relação aos anteriores foi realizada no dia 24 de dezembro de 2022. Nessa data, foi realizada a medição de um trem de passageiros que passou pelo ponto de amostragem às 8h38.

Em relação ao dióxido de enxofre, a primeira característica que foi de encontro ao até então observado foi o pico de concentrações. Esse, ocorreu 13 minutos após a passagem do trem. A concentração máxima registrada de SO₂ foi de 89 µg/m³, cerca de 74 µg/m³ acima do *background*. Todavia, outro pico de concentração, com valor de 81 µg/m³, foi observado cerca de 1 minuto antes da passagem da locomotiva.

De acordo com os dados do INMET para a data em discussão, foram medidos ventos intensos em relações às outras datas previamente apresentadas. Nesse período de amostragem, ventos com velocidades de 1,7 m/s às 7h00, 2,4 m/s às 8h00 e 2,5 m/s às 9h00. Ainda mais, as direções desses ventos foram de 66°, 83° e 77°, respectivamente. Isso é, direções muito próximas à própria direção de deslocamento da locomotiva, alinhados à linha férrea. Portanto, esses parâmetros podem indicar uma potencial razão para o registro de altas concentrações de SO₂ anterior a passagem do trem. Por sua vez, de acordo com o INMET, fortes rajadas de vento também foram medidas na ocasião. Dessa forma, a maior variabilidade observada nas concentrações dos poluentes pode estar relacionada a dinâmica atmosférica no momento da amostragem.

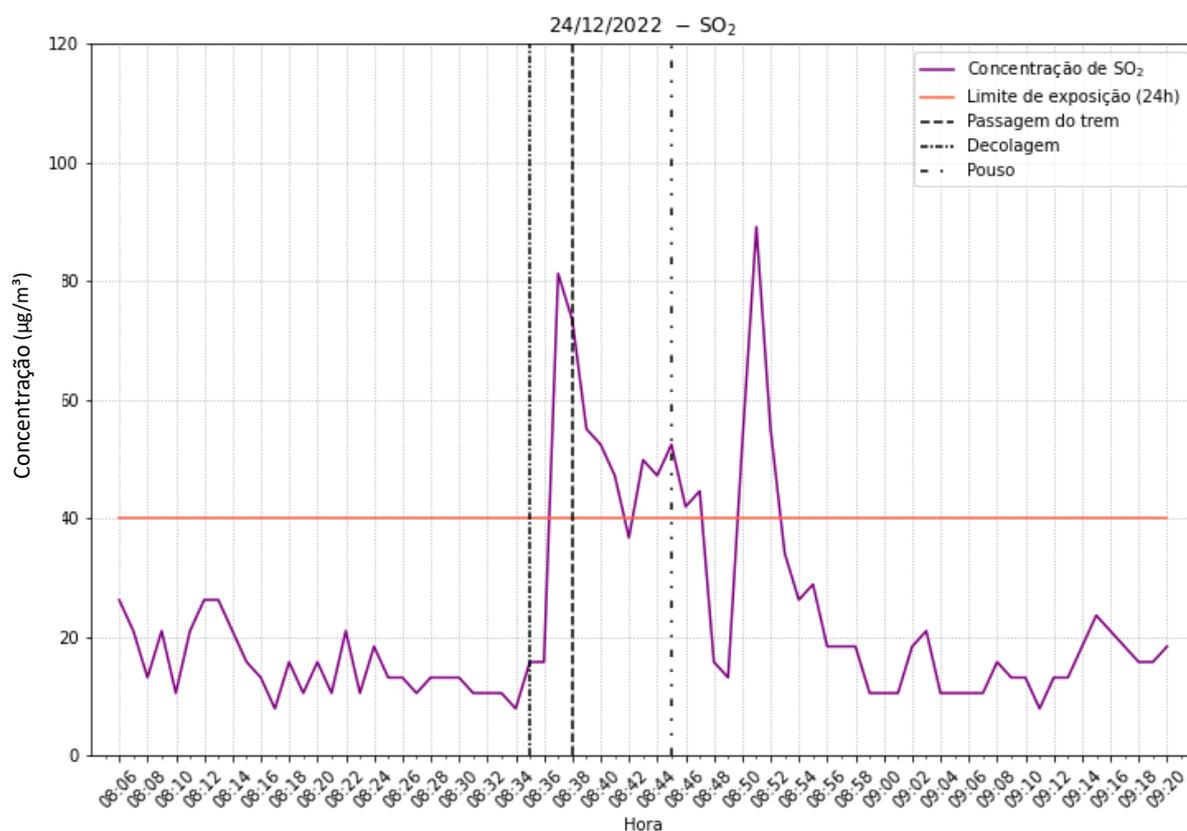


Figura 47. Concentração de SO₂ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

O *background* médio para o ozônio foi calculado como 32 µg/m³, que foi incrementado de 100 µg/m³, 4 min após a passagem do trem. Para o dióxido de nitrogênio, um máximo de 58 µg/m³ foi reportado depois de 3 min da passagem do trem, aumentando a concentração do *background* que até então havia se mantido por volta dos 24 µg/m³.

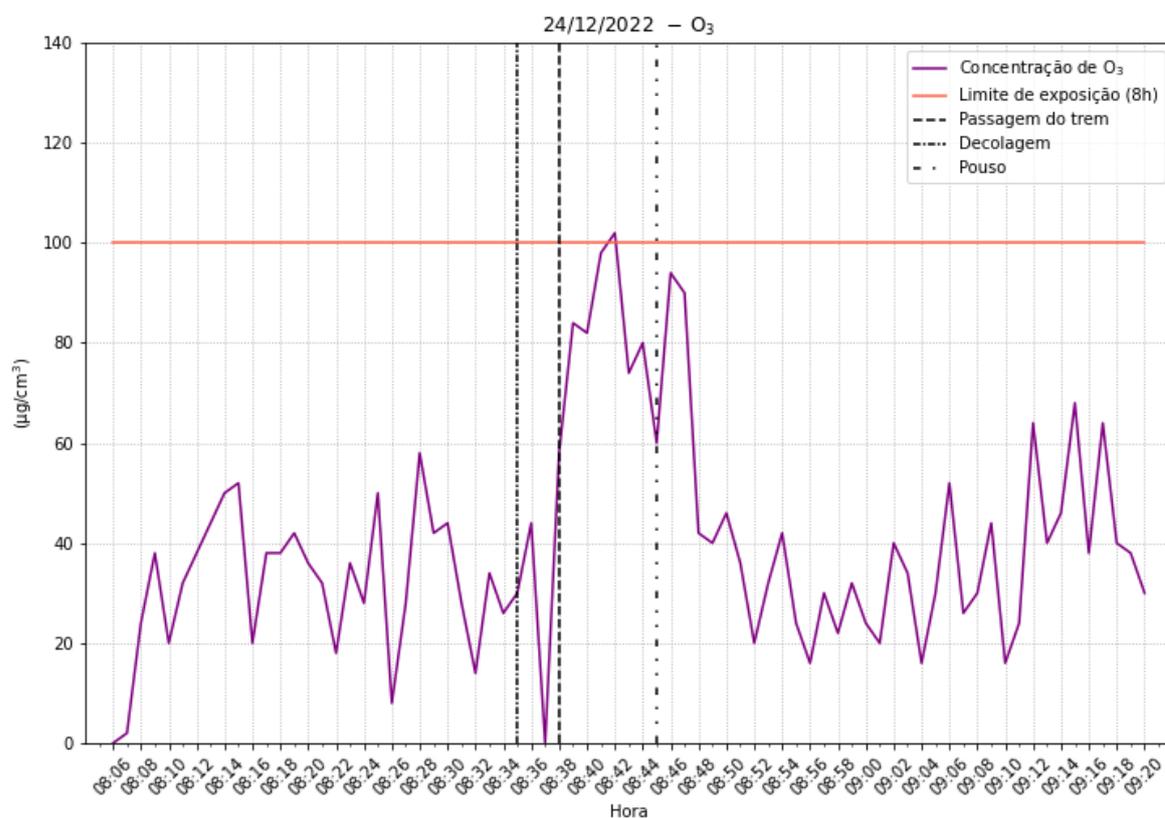


Figura 48. Concentração de O₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

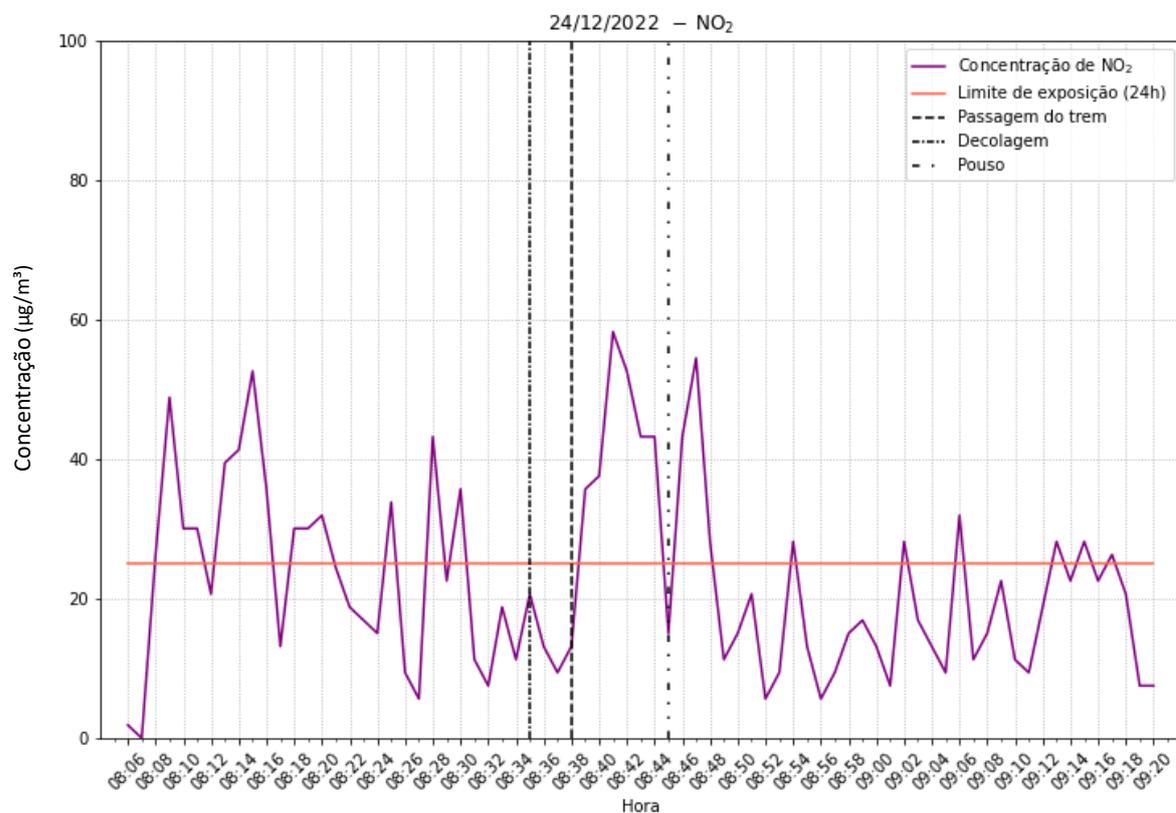


Figura 49. Concentração de O₃ na atmosfera durante a passagem de um trem de passageiro, no dia 24/12/2022. Em laranja, o valor de DQA estabelecido pela WHO.

4.3.7 Perfis de concentração sobre a ferrovia

No dia 28 de dezembro de 2022, foi optado pela realização de um experimento diferenciado. Buscando uma melhor compreensão dos processos de dispersão dos poluentes na região, foram medidos os perfis de concentração de SO_2 , O_3 e NO_2 . Para isso, o *drone* foi colocado em voo em dois momentos: antes e logo após a passagem de um trem de passageiro, na mesma data. Nos dois casos, foi medida a concentração média dos gases, a partir de 1 metro acima do nível da ferrovia. Nesse contexto, é importante ressaltar que, em média, foi considerada uma altura efetiva de emissão das locomotivas como 5 m, acima da ferrovia. Assim, essa altura está representada na Figura 50 e na Figura 51 através de uma linha tracejada.

Então, com auxílio do aplicativo mobile de plano de voo, a aeronave foi programada para subir 1 metro a cada minuto, até os 15 m de altura. De fato, os perfis que serão apresentados são verticalmente curtos representando apenas a porção mais superficial da atmosfera. Como o processo de medição do perfil dura cerca de 17 min, incluindo decolagem, medições e pouso, a autonomia de voo do *drone* não permite a medição de um perfil mais extenso.

Antes da passagem do trem, como mostrado na Figura 50, os perfis mostraram concentrações mais uniformes ao longo da atmosfera. Primeiramente, é notável que as concentrações médias dos poluentes obtidas acima da linha férrea foram superiores, valendo cerca de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o SO_2 , $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o O_3 e $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o NO_2 . Assim, principalmente para o caso do dióxido de enxofre, pode existir um acúmulo dos gases acima da linha férrea. Adicionalmente, é importante notar que as concentrações de dióxido de enxofre e nitrogênio registradas estão acima das diretrizes de qualidade do ar apresentadas na Tabela 2.

Cerca de 5 m acima da ferrovia, nível considerado como altura efetiva de emissão das locomotivas, está presente um teor levemente superior de ozônio. A mesma característica pode ser observada ao analisar o perfil de dióxido de nitrogênio. Porém, o pico de concentração desse poluente ocorre levemente acima da altura de emissão das locomotivas, aos 6 m do nível do solo.

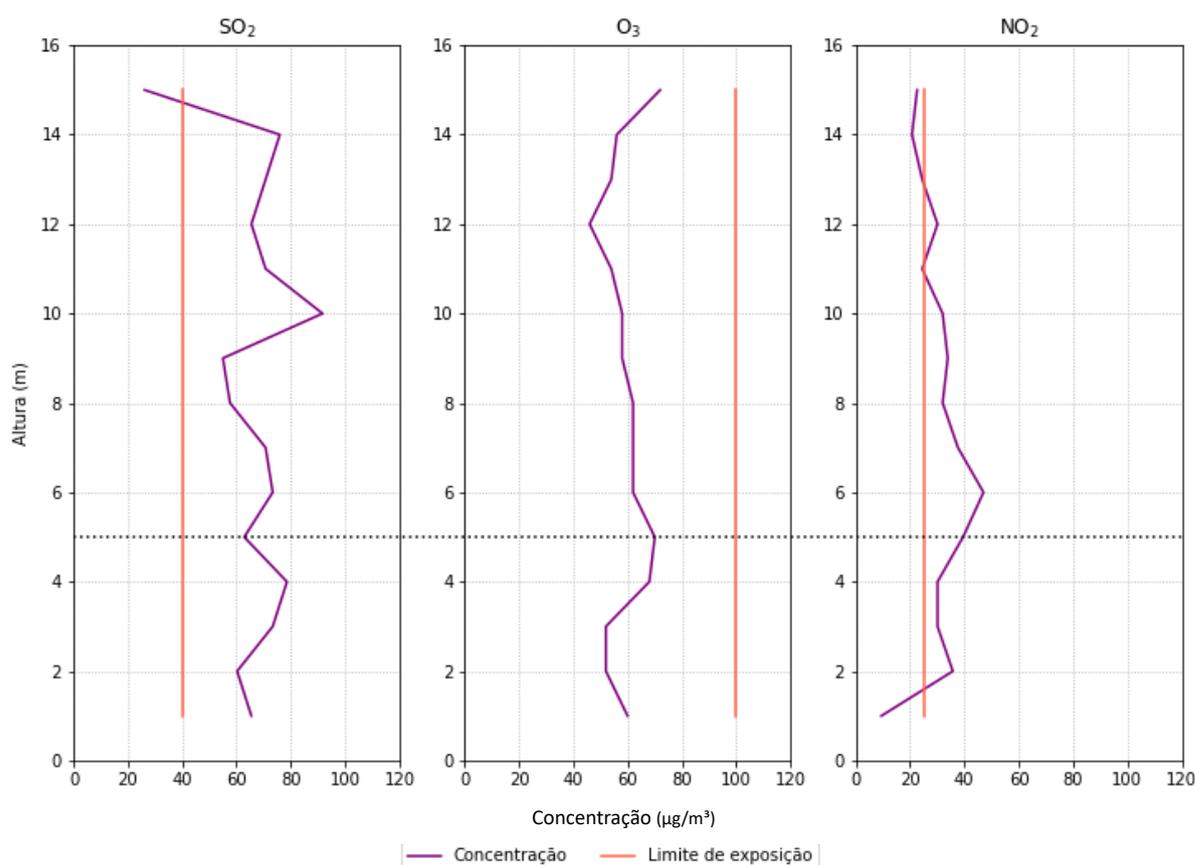


Figura 50. Perfis de concentração dos gases estudados medidos no dia 28/12/2022, antes da passagem de um trem de passageiro. Em laranja, as DQAs estabelecidas pela WHO. A linha tracejada representa a altura efetiva de emissão das locomotivas.

Após a passagem do trem, os perfis de concentração se modificaram em relação a situação anterior da passagem do trem, como mostrado na Figura 51. Nela, a concentração média medida diretamente sobre as chaminés dos comboios amostrados está representada como um ponto vermelho, para cada gás.

Através dos perfis da Figura 51, fica claro que, ao longo da coluna atmosférica, nenhuma das alturas medidas apresenta concentrações de O₃ ou NO₂ acima daquela medida na chaminé. Entretanto, analisando o perfil da concentração de SO₂ da Figura 51, são notados dois pontos em que a superação das concentrações medidas diretamente sobre é observada: aos 7 m e aos 10 m.

Comparando os dois perfis de dióxido de enxofre medidos, nota-se um máximo de concentração 10 m acima do nível de referência, em ambas as situações. Portanto, existe a possibilidade de que as altas concentrações de *background* de SO₂ encontradas na região sejam responsáveis pelos picos encontrados acima da altura efetivas de emissão das locomotivas.

Continuando a análise do perfil de SO_2 após a passagem do trem (Figura 51), pode-se levantar hipóteses quanto à altura de influência da pluma de emissão sobre as concentrações do gás, no momento da amostragem. A importante redução nas concentrações de SO_2 acima de 10 m de altura pode indicar que, a partir dessa altura, as concentrações de dióxido de enxofre não sofrem mais grande influência da pluma emitida pela locomotiva.

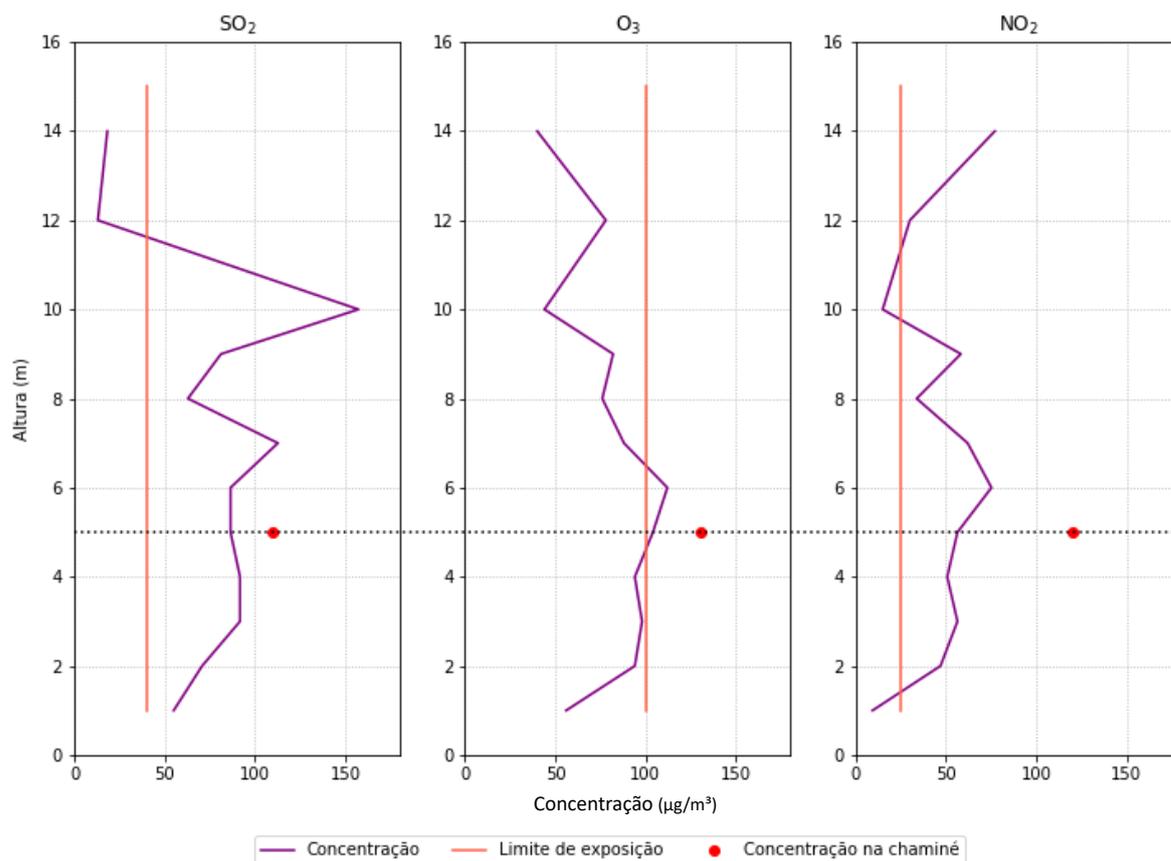


Figura 51. Perfis de concentração dos gases estudados medidos no dia 28/12/2022, após a passagem de um trem de passageiro. Em laranja, as DQAs estabelecidas pela WHO. A linha tracejada representa a altura efetiva de emissão das locomotivas, e o ponto vermelho representa a média das concentrações medidas durante os voos amostrais, diretamente sobre a chaminé dos trens de passageiro.

Para apoiar a hipótese levantada acima, podem ser avaliados e comparados os perfis de O_3 e NO_2 mostrados na Figura 51. Esses dois gases apresentam comportamentos muito semelhantes ao longo da atmosfera após a passagem do trem, até a altura de 10 m. Entretanto, suas concentrações passam a ser inversamente relacionadas a partir da altura de 10 m. Dessa forma, a partir dessa altura, as concentrações de O_3 e NO_2 também passam a ser menos influenciadas pela pluma de emissão.

Finalmente, vale ressaltar que as concentrações encontradas após a passagem do comboio são superiores àquelas encontradas antes dela. Como isso ocorre indiscutivelmente para os três poluentes amostrados, os perfis de concentração apresentados corroboram para a hipótese de que a passagem de um trem é indiscutivelmente um gerador de poluente para a região.

4.4 DISCUSSÕES GERAIS

Primeiramente, o processo denominado por intercomparação se provou de bom auxílio para a seleção dos sensores que seriam empregados ao longo da pesquisa. Buscando uma abordagem mais conservadora das amostragens necessárias, foram selecionados como referência para a intercomparação os sensores que reportavam concentrações levemente mais altas. Portanto, foi um processo que resultou em informações úteis para as outras etapas do projeto, validando previamente o uso dos sensores.

Da mesma maneira, o processo de comparação com equipamento de referência se mostrou de enorme importância no presente trabalho. Através dele, foi possível notar a falha nos sensores de dióxido de enxofre utilizados, o que havia sido imperceptível apenas com a intercomparação. Com isso, o sensor S04 foi enviado para o fabricante para uma recomparação e, desse modo, foi possível utilizá-lo durante os voos amostrais.

Após a seleção dos sensores N02, S04, ON01 e MP01, foram realizados voos experimentais, com o objetivo de determinar as diretrizes que foram definidas, de modo a garantir segurança nas amostragens. Nesse momento, foram identificados alguns pontos fracos dos equipamentos utilizado. Devido à sua massa, os sensores de material particulado causavam uma forte instabilidade na aeronave durante os voos. Em pouco tempo de voo, essa instabilidade gerou até mesmo pousos forçados. Devido a isso, foi optado por não realizar as medidas de emissão de MP com o *drone* empregado no estudo. Para tal, seria necessário lançar mão de VANTs com maior capacidade de carga.

A Tabela 10 indica as concentrações de *background*, e os máximos de concentração registrados para cada um dos gases amostrados em cada campanha, bem como os aumentos absolutos e relativos atrelados a cada concentração e

eventos. São também elencados os tipos de trem amostrados em cada data, sendo “P” referente a trem de passageiro, e “C” para trem de carga. Por fim, nela é informado o ponto onde foi realizada a amostragem, considerando “1” para o ponto de amostragem 1 e “2” para o ponto de amostragem 2, ambos apresentados na Figura 10.

Através da Tabela 10, é possível inferir que, para todos os comboios amostrados, ocorreu aumento nas concentrações dos gases. Em termos relativos, esse aumento apresentou grande variação de acordo com a locomotiva amostrada. Entretanto, essa variação não é tão pronunciada ao levar em conta os aumentos absolutos. Ainda mais, os aumentos absolutos foram maiores para os trens de carga, para todos os poluentes amostrados.

Tabela 10. Quadro resumo das campanhas de amostragem realizadas em novembro e dezembro de 2022. Os pontos 1 e 2 estão definidos na Figura 10

Data	Horário	Tipo do trem*	Ponto	Poluente	Background ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentração de pico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Aumento absoluto ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Aumento relativo (%)
11/11/2022	8h45	P	1	SO ₂	10	107	97	970
				O ₃	60	137	77	128
				NO ₂	30	124	94	313
25/11/2022	8h38	P	1	SO ₂	30	144	114	380
				O ₃	49	120	71	145
				NO ₂	28	109	81	289
14/12/2022	8h35	C	1	SO ₂	14	115	101	721
				O ₃	40	160	120	200
				NO ₂	27	167	140	370
17/12/2022	8h55	P	2	SO ₂	36	52	16	44
				O ₃	36	90	54	150
				NO ₂	25	58	33	132
20/12/2022	8h43	C	2	SO ₂	34	52	18	53
				O ₃	32	159	127	397
				NO ₂	29	88	59	203
24/12/2022	8h35	P	1	SO ₂	15	89	74	493
				O ₃	32	100	68	213
				NO ₂	24	58	34	142

* “C” representa trem de carga, e “P”, trem de passageiro.

Partindo para outras considerações, vale ressaltar que as análises prévias dos dados meteorológicos de velocidade e direção do vento podem já ser úteis para a compreensão dos diferentes comportamentos observados. Como mencionado anteriormente, velocidades maiores do vento podem estar relacionadas a uma maior estabilidade atmosférica, e facilitam a dispersão dos poluentes. Portanto, nos dias em que apresentaram maiores velocidades de vento, foram encontradas concentrações mais diminutas dos poluentes amostrados em comparação com os dias de vento menos intenso.

Além da velocidade, a direção do vento apresenta influência nas concentrações medidas da pluma de emissão, como apontaram os resultados apresentados na seção 4.3. Quando essa direção era a favor do sentido em que se move o trem, foram encontrados aumentos nas concentrações dos gases previamente a própria passagem do trem. Da mesma forma, quando foi reportada uma direção preferencial do vento contrária ao sentido dos comboios, ocorreu um maior atraso entre os picos de concentração e as passagens das locomotivas. Entretanto, também ficou claro que outras questões como balanço radiativo e temperatura e umidade do ar devem ser levadas em consideração para a total compreensão das dinâmicas de dispersão. Assim, é possível um maior entendimento dos possíveis impactos das emissões do modal ferroviário.

Novamente, considerações acerca da velocidade e direção do vento são realizadas com ressalvas. A distância entre o ponto de amostragem e a estação A807 impossibilita uma correlação entre o vento na estação e o vento sobre a ferrovia. Então, o supracitado serve como um indicativo da relação entre as variáveis meteorológicas e as concentrações de poluentes, não podendo ser tomado como factual.

De modo geral, a metodologia aplicada apresentou características proveitosas para os seus objetivos. Como primeiro ponto positivo, cita-se a simplicidade do treinamento de pilotos de aeronaves do porte da DJI Phantom 3 Standard. Obviamente, o tempo de treinamento irá variar de piloto a piloto. Contudo, as demandas dos voos amostrais não são complexas.

Em quesitos quantitativos, a metodologia também se mostrou capaz de avaliar concentrações de SO₂, NO₂ e O₃ de modo satisfatório. Isso pode ser notado principalmente através das séries obtidas em diferentes ocasiões. De fato, o

comportamento geral das concentrações medidas foi muito semelhante, em todas as datas, e para diferentes locomotivas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conclusão, algumas observações obtidas aqui necessitam alguns comentários finais. Através da comparação dos sensores foi possível identificar a linearidade dos mesmos, além das tendências por eles apresentadas. As curvas de comparação obtidas representam uma forma analítica de corrigir inconsistências e tendências amostrais, permitindo o uso dos sensores de maneira acurada. No caso mais extremo aqui observado, os sensores de SO₂ se mostraram pouco precisos quando comparados aos demais, sendo necessária uma recomparação. Desse modo, fica clara a importância da comparação dos sensores nesse tipo de trabalho.

Entre outros resultados que serão posteriormente discutidos, a pesquisa desenvolvida e aqui apresentada foi capaz de apontar algumas limitações do sistema de *drone* farejador.

Como foi apresentado para o caso do sensor de dióxido de enxofre, a validade dos dados medidos acontecia apenas para valores menos extremos de temperatura e umidade relativa do ar. Portanto, a aplicabilidade desse sistema em demandas mais rígidas estaria muito atrelada ao desenvolvimento de microssores de espécies químicas mais sensíveis, acurados e seletivos. Contudo, a recomparação realizada nesse caso foi capaz de certificar a qualidade dos dados medidos, sob condições atmosféricas mais usuais (AMBIENTAL RB, 2022).

Eventos climáticos como chuva e ventos fortes se configuram como um potencial impeditivo desta aplicação. Especificamente para essas medidas de poluentes sobre trens, a limitação do conhecimento dos horários do trânsito dos mesmos foi uma restrição que limitou o número de experimentos.

A combinação do *drone* Phantom 3 e micro-sensores Envea proporcionou viabilidade técnica para a medição direta de gases das emissões das locomotivas, facilitando assim se estimar a contribuição deste modal de transporte. Em adição, o uso dos *drones* acoplados a sensores permite a obtenção de medidas dinâmicas em diferentes pontos de interesse sobre a linha férrea, e no entorno da mesma.

O sistema utilizado foi capaz de determinar, de modo consistente, os acréscimos nas concentrações das espécies medidas durante as passagens dos comboios. Mais que isso, forneceu dados que, posteriormente, podem servir como

subsídio para análises mais extensivas da influência do modal ferroviário na qualidade do ar em regiões urbanas.

Considerando as concentrações medidas dos gases, a principal conclusão é que, indiscutivelmente, a passagem dos comboios causa um aumento significativo nas concentrações de SO₂, NO₂ e O₃ na atmosfera, sendo o SO₂ o que maiores incrementos de concentração relativa, potencialmente atrelada a carga sulfúrica presente nos combustíveis utilizados pelos trens. Esse aumento substancial de enxofre na atmosfera pode se caracterizar com um importante parâmetro de deterioração da saúde pública da região, já que as concentrações de *background* estão acima das DQAs estabelecidas pela WHO. Os resultados das medidas de NO₂ também superaram os limites estabelecidos pela WHO.

Em contraponto, como mencionado durante a caracterização da região de estudo, nela estão presentes outras potenciais fontes dos gases estudados. Assim, a medição das concentrações emitidas pelo modal ferroviário, de maneira isolada, não é o suficiente para um diagnóstico conclusivo sobre a relação entre essas emissões e as elevadas concentrações de *background* observadas na região. Em outras palavras, tais concentrações podem estar relacionadas a outras fontes, como os automóveis, por exemplo.

Considerando a frequência de automóveis e de trens, pode-se assumir que a emissão ferroviária tem características de fonte pontual, sendo assim necessário um monitoramento mais extensivo das emissões na região, a fim de determinar conclusivamente a extensão do impacto que o modal ferroviário apresenta sobre a qualidade do ar.

Em resumo, o aumento nas concentrações dos gases estudados por conta da passagem de locomotivas é indiscutível. Mais que isso, esse aumento gera concentrações nocivas à saúde pública na região próxima às ferrovias. Contudo, para a delimitação do impacto que essas emissões específicas representam na região, devem ser levadas em consideração também as outras fontes.

Desse modo, a estratégia científica empregada neste trabalho mostra potencialidades concretas a serem exploradas em pesquisas similares.

5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Em princípio, certas alterações e melhoramentos podem ser endereçados ao sistema de amostragem apresentado no presente trabalho. Como mencionado na revisão da literatura, é possível retirar informações georreferenciadas dos voos realizados com o *drone*. Assim, esse seria um primeiro ponto de melhoria a ser implementado. Com esse tipo de informação, poderia ser mais facilmente desenvolvido um sistema de mapeamento da poluição atmosférica de determinado local. Em uma iteração mais desenvolvida do sistema farejador com essa característica implementada, a funcionalidade do sistema seria aplicar às coordenadas dos pontos da trajetória de voo um modelo de dispersão dos poluentes amostrados. Desse modo, seria gerada uma pluma de dispersão para as regiões de interesse, sendo em suma, um método de analisar a qualidade do ar urbano de maneira versátil e rápida.

Também avaliando trabalhos discutidos durante a revisão bibliográfica, uma possível melhoria seria a implementação de uma interface de monitoramento em tempo real para os voos. Através de uma aplicação para plataforma mobile, ou para sistemas operacionais comuns como *Windows* ou *Linux*, seria possível realizar o monitoramento em campo das concentrações medidas durante os voos. Além disso, seriam mais facilmente identificados eventos de falha do sistema, seja por mau funcionamento dos sensores ou problemas externos relacionados às interferências do sistema farejador.

Uma terceira melhoria direta seria a ampliação do sistema para outros poluentes. No mercado, existem sensores miniaturizados de diversos outros parâmetros, como H_2S , NH_4 , CH_4 , NMVOCs, CO e CO_2 . Nesse contexto, esses outros gases poderiam ser amostrados com auxílio de um sistema análogo ao apresentado nesse manuscrito. Obviamente, suas aplicações estariam sujeitas aos testes e calibrações aqui empregados. Com a validação de seu uso, um sistema mais robusto de monitoramento seria atingido. Em certos casos, poderiam até mesmo ser utilizadas aeronaves maiores, com uma capacidade maior de carregamento de carga. Dessa forma, um sistema farejador com mais de 3 parâmetros monitorados poderia gerar resultados ainda mais consistentes.

Quanto à análise dos dados, fica clara a influência de variáveis meteorológicas na dispersão de poluentes atmosféricos. Assim, a aplicação de modelos de dispersão que levam em consideração tais variáveis, como o AERMOD, pode representar uma ferramenta interessante. Com esse tipo de modelo, é possível realizar uma análise espacial da influência das emissões, além de subsidiar modelos preditivos. De fato, a aplicação desse tipo de modelo não é tarefa trivial, parte do motivo por não terem sido aplicadas no presente trabalho. Contudo, os resultados desse tipo de modelo são suficientemente úteis para justificar sua aplicação.

De um modo geral, as recomendações e alterações sugeridas acima são formas de melhorar os resultados obtidos a partir da metodologia base aqui apresentada. Com isso, é possível uma verdadeira compreensão do impacto potencial que o modal ferroviário tem sobre o ar urbano.

REFERÊNCIAS

AGRANOVSKI, Igor. **Aerosols – Science and Technology**. Brisbane: Wiley VCH, 2010. 483 p. ISBN 978-3-527-32660-0.

AIR POLLUTION INFORMATION SYSTEM – APIS (Reino Unido). **Unit Conversion**. [S. l.], c2016. Disponível em: https://www.apis.ac.uk/unit-conversion?ppb_ug=ppb&value=41&pollutant=SO2&m_weight=&select_temp=0&input_temp=25&Submit=Calculate+#jump. Acesso em: 28 jan. 2023.

ALVEAR, Oscar. Using UAV-Based Systems to Monitor Air Pollution in Areas with Poor Accessibility. **Journal of Advanced Transportation**, [S. l.], v. 2017, 7 ago. 2017.

AMBIENTAL RB. **Relatório nº 1038/22**. Set. 2022. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/17HH7iTDM7vT7OfDpL3P40mswelzRtb8k/view?usp=sharing> . Acesso em: 31 jan. 2023.

AMDUR, Mary O. Toxicologic Appraisal of Particulate Matter, Oxides of Sulfur, and Sulfuric Acid. **Journal of the Air Pollution Control Association**, [S. l.], v. 19, n. 9, p. 638-646, 1 jan. 1969.

AMEGAH, A. Kofi; AGYEI-MENSAH, Samuel. Urban air pollution in Sub-Saharan Africa: Time for action. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 2020, n. A, p. 738-743, 1 jan. 2017.

ANAND, Abhishek; et al. Protocol Development for Real-time Ship Fuel Sulfur Content Determination Using *drone* Based Plume Sniffing Microsensor System. **Science of The Total Environment**, 744, 2020.

ANDRADE, Maria de Fatima *et al.* Air quality in the megacity of Sao Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 159, p. 66-82, 1 jun. 2017.

ANDRIA, Gregorio *et al.* Air Pollution Control Measurement of Ground Level Ozone with the Photometric Method Uncertainty Analysis of the Sampling Phase. **2007 IEEE Instrumentation & Measurement Technology Conference IMTC 2007**, Warsaw, 3 maio 2007.

ANTONELLI, Diego; DOS SANTOS, Leandro Luiz. Ferrovia 130 anos. **Gazeta do Povo Especiais**, [S. l.], v. 3, n. 1, 23 fev. 2015.

Disponível em: <https://especiais.gazetadopovo.com.br/ferrovia-130-anos/>. Acesso em: 22 ago. 2022.

ANTT. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas: Relatório Final**. Brasília: Agência Nacional de Transportes Terrestres: Superintendência de Estudos e Pesquisas (Núcleo de Meio Ambiente), 2012.

ASSIS, Tássia Faria de; D'AGOSTO, Márcio de Almeida. **Guia Para Inventário de Emissões: Gases de Efeito Estufa nas Atividades Logísticas**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Transporte Sustentável-IBTS, 2020. 69 p.

AUBERT, Bruno *et al.* Odorant dispersion and emissions monitoring system (ODEMS). **Air & Waste Management Association 106th Annual Conference & Exhibition**, Chicago, p. 1-12, 23 jun. 2013.

BARACU, Angela Mihaela; GUGOASA, Livia Alexandra Dinu. Review—Recent Advances in Microfabrication, Design and Applications of Amperometric Sensors and Biosensors. **Journal of The Electrochemical Society**, [S. l.], v. 168, 2 mar. 2021.

BERTHELOT, Brice *et al.* Cairsens NO₂: A Miniature Device Dedicated to the Indicative Measurement of Nitrogen Dioxide in Ambient Air. **Proceedings**, Rhodes, v. 1, n. 4, p. 473, 28 ago. 2017.

BHAUMIK, Hrishikesh; BHATTACHARYYA, Siddhartha; CHAKRABORTY, Susanta. An Unsupervised Method for Real Time Video Shot Segmentation. **International Journal of Computer Science & Information Technologies**, [S. l.], v. 6, 2014.

BOLLA, Gian Marco et al. ARIA: Air Pollutants Monitoring Using UAVs. **5th IEEE International Workshop on Metrology for AeroSpace**, p. 225-229, 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 18, de 06/05/1986**. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 315, de 29/10/2002**. Dispõe sobre a nova fase do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE.

BRINKMAN, Jacob L. *et al.* Post-movement stabilization time for the downwash region of a 6-rotor UAV for remote gas monitoring. **Heliyon**, [S. l.], v. 6, n. 9, 1 set. 2020.

BRITANNICA, The Editors of Encyclopaedia. **Sulfur Oxide**. *Encyclopedia Britannica*, 12 abr. 2016. Disponível em: <https://www.britannica.com/science/sulfur-oxide>. Acesso em: 22 ago. 2022.

BRITO, José *et al.* Quantitative analysis of air pollution and mortality in Portugal: Current trends and links following proposed biological pathways. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 755, n. 1, 10 fev. 2021.

BRITO, José; BERNARDO, Alexandra; GONÇALVES, Luísa Lima. Atmospheric pollution and mortality in Portugal: Quantitative assessment of the environmental burden of disease using the AirQ+ model. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 815, 1 abr. 2022.

BURCHILL, Michael J. *et al.* Monitoring and analysis of combustion aerosol emissions from fast moving diesel trains. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 409, n. 5, p. 985-993, 1 fev. 2011.

CARB. **Inhalable Particulate Matter and Health (PM2.5 and PM10)**. California: California Air Resources Board, c2022. Disponível em: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/inhalable-particulate-matter-and-health>. Acesso em: 22 ago. 2022.

CARVALHAES, Bernardo Bicalho *et al.* A method to measure the eco-efficiency of diesel locomotive. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [S. l.], v. 51, p. 29-42, 1 mar. 2017.

CARVALHO, Carlos Henrique Ribeiro. **Mobilidade Urbana: Avanços, Desafios e Perspectivas**. Em: IPEA. O Estatuto da Cidade e Habitat III: um balanço de quinze anos da política urbana no Brasil e a Nova Agenda Urbana. Brasília: Ipea, 2016. cap. 14, p. 345 – 361.

CCAC. **Tropospheric Ozone**. [S. l.]: Climate & Clean Air Coalition, c2022. Disponível em: <https://www.ccacoalition.org/en/slcps/tropospheric-ozone>. Acesso em: 22 ago. 2022.

CDC. **Particle Pollution**. [S. l.]: Centers for Disease Control and Prevention, c2022. Disponível em: https://www.cdc.gov/air/particulate_matter.html. Acesso em: 22 ago. 2022.

CETESB. **Ficha de Informação de Produto Químico – Dióxido de Enxofre**, c2014. Disponível em: https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=DI%D3XIDO%20DE%20ENXOFRE . Acesso em: 28 jan. 2023.

CHAO, Yente *et al.* Amperometric sensor for selective and stable hydrogen measurement. **Sensors and Actuators B: Chemical**, [S. l.], v. 106, n. 2, p. 784-790, 13 maio 2005.

CIENCEWICKI, Jonathan; JASPERS, Ilona. Air Pollution and Respiratory Viral Infection. **Inhalation Toxicology**, [S. l.], v. 19, n. 14, p. 1135-1146, 6 out. 2008.

COLLIS, R. T. H.; UTHE, E. E. Mie scattering techniques for air pollution measurement with lasers. **Opto-electronics**, [S. l.], v. 4, p. 87-99, 1 maio 1972.

CSJC. **Irmãs de São José de Chambéry**. [S. l., S.d.]. Disponível em: <https://www.csjchambery.org/pt/inicial>. Acesso em: 28 jan. 2023.

D'AGOSTO, Márcio de Almeida. **Transporte, uso de energia e impactos ambientais**: Uma abordagem introdutória. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. 251 p. ISBN 978-85-352-2821-2.

DAOUD, Ben *et al.* Odorous gases monitoring on industrial sites and algae decomposition using Cairsens smart sensors. **16th International Conference on Environmental Science and Technology**, Rhodes, 7 set. 2019.

DAVID, Michael *et al.* Progress in Ozone Sensors Performance: A Review. **Jurnal Teknologi**, [S. l.], v. 73, n. 6, p. 23-29, 29 mar. 2015.

DAVIDSON, Cliff I.; PHALEN, Robert F.; SOLOMON, Paul A. Airborne Particulate Matter and Human Health: A Review. **Aerosol Science and Technology**, [S. l.], v. 39, n. 5, p. 737-749, 29 mar. 2005.

DE FRÉ, R.; BRUYNSERAEDE, P.; KRETZSCHMAR, J. G. Air pollution measurements in traffic tunnels. **Environmental Health Perspectives**, [S. l.], v. 102, n. 4, p. 31-37, 1 out. 1994.

DI MEO, Sergio *et al.* Role of ROS and RNS Sources in Physiological and Pathological Conditions. **Oxidative Medicine and Cellular Longevity**, [S. l.], p. 1-44, 12 jul. 2016.

DJI. **Phantom 3 Standard Especificações**. [S. l.], c2022. Disponível em: <https://www.dji.com/br/phantom-3-standard>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EEA. **Europe's Environment-The Dobris Assessment**. Copenhagen: European Environment Agency, 1995. 714 p. ISBN 92-826-5409-5.

ELEVYN, John. **Fumifugium**: or The inconveniencie of the aer and smoak of London dissipated together with some remedies humbly proposed by J.E. esq. to His Sacred Majestie, and to the Parliament now assembled. London: The Rota, 1976. 56 p. ISBN 0-904617-06-8. Publicado em forma de panfleto em 1661.

ENVEA. **Microsensors for PM1, PM2.5 & PM10 monitoring**. France, 2022a. Disponível em: https://www.envea.global/design/medias/envea-pm-cairsens-particulate-monitoring-microsensors_en.pdf. Acesso em: 22 ago. 2022.

ENVEA. **Miniature solution for real-time continuous pollution monitoring**. France, 2022b. Disponível em: https://www.envea.global/design/medias/envea-cairsens-air-quality-odors-microsensors_en.pdf. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **America's Children and the Environment**. 3. ed. atual. Washington DC: United States Environmental Protection Agency, 2015. 504 p.

EPA. **Basic Information About NO2**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 2022a. Última revisão em 2 ago. 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Basic Ozone Layer Science**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 2021. Última revisão em 7 out. 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/ozone-layer-protection/basic-ozone-layer-science#:~:text=The%20ozone%20layer%20lies%20approximately,Earth's%20surface%2C%20in%20the%20stratosphere>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Ground-level Ozone Basics**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 14 jun. 2022b. Disponível em: <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/ground-level-ozone-basics>. Acesso em: 22 ago. 2022

EPA. **Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM)**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 2022f. Última revisão em 18 jul. 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Health Effects of Ozone Pollution**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 14 jun. 2022c. Disponível em: <https://www.epa.gov/ground-level-ozone-pollution/health-effects-ozone-pollution>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants**. Research Triangle Park: United States Environmental Protection Agency, 2020. 1468 p.

EPA. **Particulate Matter (PM) Basics**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 2022e. Última revisão em 18 jul. 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Sulfur Dioxide Basics**. [S. l.]: United States Environmental Protection Agency, 2022d. Última revisão em 9 mar. 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/so2-pollution/sulfur-dioxide-basics>. Acesso em: 22 ago. 2022.

EPA. **Technical Bulletin: Nitrogen Oxides (NO_x):** Why and How they are Controlled. Research Triangle Park: United States Environmental Protection Agency, 1999. 57 p. Disponível em: <https://www3.epa.gov/ttn/catc/dir1/fnoxdoc.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2022.

FERGUS, Jeffrey W. A review of electrolyte and electrode materials for high temperature electrochemical CO₂ and SO₂ gas sensors. **Sensors and Actuators B: Chemical**, [S. l.], v. 134, n. 2, p. 1034-1041, 25 set. 2008.

FERNANDES, Julio Cesar Bastos; KUBOTA, Lauro Tatsuo. Eletrodos Íon-Seletivos: Histórico, Mecanismo de Resposta, Seletividade e Revisão dos Conceitos. **Química Nova**, [S. l.], v. 24, n. 1, p. 120-130, 2001.

FOSTER, John Belamy. Introduction to John Evelyn's *Fumifugium*. **Archives of Organizational and Environmental Literature**, Oregon, v. 12, n. 2, p. 184-186, 1 jun. 1999.

GASTON, B *et al.* The biology of nitrogen oxides in the airways. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, [S. l.], v. 149, n. 2, p. 538-551, 1 fev. 1994.

GELB, Jérémy; APPARICIO, Philippe. Cyclists' exposure to atmospheric and noise pollution: a systematic literature review. **Transport Reviews**, [S. l.], v. 41, n. 6, p. 742-765, 2021.

GLAUSIUS, Marianne *et al.* Measurements of nitrogen dioxide on Funen using diffusion tubes. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 33, n. 8, p. 1177-1185, 5 abr. 1999.

GOOGLE (2021). **Curitiba**. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps>. Acesso em: 29 dez. 2022.

GOULD, Gregory; NIEMEIER, Debbie. Review of Regional Locomotive Emission Modeling and the Constraints Posed by Activity Data. **Journal of the Transportation Research Board**, [S. l.], v. 2117, n. 1, p. 24-32, 1 jan. 2009.

GOULD, Gregory; NIEMEIER, Debbie. Spatial Assignment of Emissions Using a New Locomotive Emissions Model. **Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 45, n. 13, p. 5846-5852, 24 maio 2011.

GOUVEIA, Nelson *et al.* Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. **Revista de Saúde Pública**, [S. l.], v. 51, n. 117, 2017.

GRUPO EDUCACIONAL BOM JESUS. **Colégio Bom Jesus Lourdes**. [S. l., S.d.]. Disponível em: <https://bomjesus.br/unidades/?unidade=lourdes>. Acesso em: 28 jan. 2023.

GRUPO MARISTA. Hospital Marcelino Champagnat. **Sobre Nós: Estrutura**. [S. l.], c2022. Disponível em: <https://hospitalmarcelino.com.br/sobre-nos/estrutura/>. Acesso em: 28 jan. 2023.

GU, Qijun; MICHANOWICZ, Drew R.; JIA, Chunrong. Developing a Modular Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Platform for Air Pollution Profiling. **Sensors**, [S. l.], v. 18, n. 12, p. 4363, 10 dez. 2018.

HANRAHAN, Grady; PATIL, Deepa G.; WANG, Joseph. Electrochemical sensors for environmental monitoring: design, development and applications. **Journal of Environmental Monitoring**, [S. l.], v. 6, p. 657-664, 28 jun. 2004.

HANST, Philip L. Air pollution measurement by Fourier transform spectroscopy. **Applied Optics**, [S. l.], v. 17, n. 9, p. 1360-1366, 1978.

HELSEN, Lieve. Sampling technologies and air pollution control devices for gaseous and particulate arsenic: a review. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 137, n. 2, p. 305-315, 22 abr. 2005.

HINKLEY, E. D. Tunable infra-red lasers and their applications to air pollution measurements. **Opto-electronics**, [S. l.], v. 4, p. 69-86, 1 maio 1972.

HO, Chi-Chang; HUNG, Shih-Chieh; HO, Wen-Chao. Effects of short-term and long-term exposure to atmospheric pollution on COVID-19 risk and fatality: analysis of the first epidemic wave in northern Italy. **Environmental Research**, [S. l.], v. 199, 1 ago. 2021.

HOLDEN, Joseph. **An Introduction to Physical Geography and the Environment**. 4. ed. Harlow: Pearson, 2017. 841 p. ISBN 978-1-292-08361-2.

HOSSEINI, Vahid; SHAHBAZI, Hossein. Urban Air Pollution in Iran. **Iranian Studies**, [S. l.], v. 49, n. 6, p. 1029-1046, 1 nov. 2016.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: General Guidance and Reporting. Ed. Única. Japão: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006. v. 1.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL – INMET. **Banco de Dados Meteorológicos (BDMEP)**. Brasília-DF, 2022. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/> . Acesso em 03 jan. 2023.

JACOBSON, Mark Z. **Atmospheric Pollution**: History, science and regulation. New York: Cambridge University Press, 2002. 412 p. ISBN 978-0-511-33692-8.

JENKIN, Michael E.; HAYMAN, Garry D. Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. **Atmospheric Environment**, Culham, v. 33, n. 8, p. 1275-1293, 1 abr. 1999.

JINATA, Jiri. **Principles of Chemical Sensors**. 2. ed. New York: Springer, 2009. 373 p. ISBN 978-0-387-69931-8.

JOHNSON, G. R. *et al.* Remote measurement of diesel locomotive emission factors and particle size distributions. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 81, p. 148-157, 1 dez. 2013.

JUNIOR, Dornelles Vissoto; DIAS, Nelson L. Método Empírico para Determinação de Outliers em Séries de Fluxos de Dados Micrometeorológicos Pós-processados. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria, p. 150-152, 1 dez. 2013.

KATSOYIANNIS, Athanasios *et al.* Can car air filters be useful as a sampling medium for air pollution monitoring purposes? **Environment International**, [S. l.], v. 48, p. 65-70, 1 nov. 2012.

KHAN, Ashfaque Hossain; RAO, Mulpuri V.; LI, Qiliang. Recent Advances in Electrochemical Sensors for Detecting Toxic Gases: NO₂, SO₂ and H₂S. **Sensors**, [S. l.], v. 19, n. 4, p. 905, 21 fev. 2019.

KNAKE, René; HAUSER, Peter C. Sensitive electrochemical detection of ozone. **Analytica Chimica Acta**, [S. l.], v. 459, n. 2, p. 199-207, 22 maio 2002.

KOVÁCS, Attila *et al.* Coupling traffic originated urban air pollution estimation with an atmospheric chemistry model. **Urban Climate**, [S. l.], v. 37, 6 maio 2021.

KRECL, Patricia *et al.* Cyclists' exposure to air pollution under different traffic management strategies. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 723, 25 jun. 2020.

LALIVE, Rafael; LUECHINGER, Simon; SCHMUTZLER, Armin. Does expanding regional train service reduce air pollution? **Journal of Environmental Economics and Management**, [S. l.], v. 92, p. 774-764, 1 nov. 2018.

LANGUILLE, Baptiste *et al.* Personal Exposure to Black Carbon, Particulate Matter and Nitrogen Dioxide in the Paris Region Measured by Portable Sensors Worn by Volunteers. **Toxics**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 33, 11 jan. 2022.

LANNA, Ana Lúcia Duarte. Ferrovias no Brasil 1870-1920. **História Econômica e História de Empresas**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 7-40, 2005.

LEWIS, Nigel da Costa. A Primer in Applied Regression Analysis. **Energy Risk Modeling**, [S. l.], p. 151-168, 2005.

LIPPMAN, Morton. Health Effects of Ozone: A Critical Review. **Journal of the Air and Waste Management Association**, [S. l.], v. 39, n. 5, p. 672-695, 13 mar. 1989.

LOGAN, W. P. D. Mortality in the London Fog Incident of 1952. **The Lancet**, London, p. 336-338, 14 fev. 1953.

MADSEN, J *et al.* Expression and localization of lung surfactant protein A in human tissues. **American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology**, [S. l.], v. 29, n. 5, p. 591-597, 26 nov. 2002.

MADSEN, J *et al.* Localization of Lung Surfactant Protein D on Mucosal Surfaces in Human Tissues. **The Journal of Immunology**, [S. l.], v. 164, n. 11, p. 5866-5870, 1 jun. 2000.

MAGALHÃES, José Luiz *et al.* Atmospheric pollution and the prevalence of asthma: study among schoolchildren of 2 areas in Rio de Janeiro, Brazil. **Annals of Allergy, Asthma and Immunology**, [S. l.], v. 92, p. 629-634, 2004.

MANISALIDIS, Manisalidis; et al. Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. **Frontiers in Public Health**, [S.l.], v. 8, p. 1-14, 20 fev. 2020.

MINISTÉRIO DA DEFESA – MD (Brasil). Comando da Aeronáutica. MCA 56-2, 2020. **Aeronaves Não Tripuladas para Uso Recreativo – Aeromodelos**, [S. l.], 1 jul. 2020.

MIR, Shafat A.; et al. Synergistic effects of vehicular emissions (NO₂, SO₂ and SPM) on progression of *Crocus sativus* L. in Saffron bowl Kashmir. **Environmental Advances**, [S.l.], v. 3, p. 1 – 9, 1 abr. 2021.

MONTRUCCHIO, Bartolomeo *et al.* A Densely-Deployed, High Sampling Rate, Open-Source Air Pollution Monitoring WSN. **IEEE Transactions on Vehicular Technology**, [S. l.], v. 69, n. 12, p. 15786-15799, 3 nov. 2020.

MUKAKA, M. M. A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**, Malawi, v. 24, n. 3, p. 69-71, 4 set. 2012.

NÉRIS, José Leandro Melgar *et al.* Avaliação da Estabilidade Atmosférica como Instrumento para a Gestão da Qualidade do Ar. **Regulamentação Ambiental, Desenvolvimento e Inovação**, 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 19 out. 2016.

NGUYEN, Duy-Hieu *et al.* Tropospheric ozone and NO_x: A review of worldwide variation and meteorological influences. **Environmental Technology & Innovation**, [S. l.], v. 28, p. 1-13, 9 jul. 2022.

NICHOLS, Victor. **Doença de Silo Filler**. [S. l.]: PuroMD, 16 ago. 2018. Disponível em: <https://puromd.com/doenca-dos-enchimentos-do-silo/>. Acesso em: 22 ago. 2022.

NOORI, Rami; DAHNIL, Dahlila Putri. The Effects of Speed and Altitude on Wireless Air Pollution Measurements using Hexacopter *drone*. **International Journal of**

Advanced Computer Science and Applications, [S. l.], v. 11, n. 9, p. 268-276, 2020.

NYBERG, Fredrik *et al.* Urban Air Pollution and Lung Cancer in Stockholm. **Epidemiology**, [S. l.], v. 11, n. 5, p. 487-495, 1 set. 2000.

PARALOVO, Sarah Lima. **Análise de Poluentes Gasosos e Material Particulado Fino em Manacapuru, AM**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

PETROBRAS. **Óleo Diesel**: Informações técnicas. 1. ed. [S. l.: s. n.], 2021. 26 p. Disponível em: https://petrobras.com.br/data/files/04/93/72/4C/5A39C710E2EF93B7B8E99EA8/Manual-de-Diesel_2021.pdf. Acesso em: 22 ago. 2022.

POLIVKA, Barbara J. The Great London Smog of 1952. **American Journal of Nursing**, [S. l.], v. 118, n. 4, p. 57-61, 1 abr. 2018.

POPP, Peter J.; BISHOP, Gary A.; STEDMAN, Donald H. Remote Sensing of Railroad Locomotive Emissions: A Feasibility Study. **Fuel Efficiency Automobile Test Publications**, [S. l.], p. 2-15, 1 jul. 1999.

QUEENSLAND GOVERNMENT. **Nitrogen Oxides**. Queensland, c2022. Última revisão em 7 jun. 2022.

Disponível em: <https://www.qld.gov.au/environment/management/monitoring/air/air-pollution/pollutants/nitrogen-oxides>. Acesso em: 22 ago. 2022.

RALL, David P. Review of the Health Effects Of Sulfur Oxides. **Environmental Health Perspectives**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 97-121, 1974.

RENO, Anita L.; BROOKS, Edward G.; AMEREDES, Bill T. Mechanisms of Heightened Airway Sensitivity and Responses to Inhaled SO₂ in Asthmatics. **Environmental Health Insights**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 13-25, 1 abr. 2015.

ROCHA, Camille A. *et al.* Health impact assessment of air pollution in the metropolitan region of Fortaleza, Ceará, Brazil. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 241, 15 nov. 2020.

ROLDÁN, Juan Jesús *et al.* Mini-UAV Based Sensory System for Measuring Environmental Variables in Greenhouses. **Sensors**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 3334-3350, 2 fev. 2015.

SCHWELA, Dietrich. Air Pollution and Health in Urban Areas. **Reviews on Environmental Health**, [S. l.], v. 15, n. 1-2, p. 13-42, 1 jan. 2000.

SEINFELD, John H.; PANDIS, Spyros N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. 2. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2006. 1248 p. ISBN 978-0-471-72018-8.

SHAH, Soumil Nitin; XIONG, Xingguo. Balluino: High Altitude Balloon/*drone* Based Air Pollution and PM 2.5 Monitoring System. **2019 IEEE Long Island Systems, Applications and Technology Conference (LISAT)**, [S. l.], 3 maio 2019.

SIEGMANN, Philip; GÓMES-MORENO, Hilario. Photoelectric and diffusion charging measurements of fine particulate air pollution along the main roads of the city of Madrid from 1999 to 2021. **Atmospheric Environment**, [S. l.], v. 282, 1 ago. 2022.

SIMÕES, F. R.; XAVIER, M. G. Electrochemical Sensors. *Em*: DA RÓZ, Alessandra L. *et al.* **Nanoscience and its Applications**. [S. l.: s. n.], 2017. cap. 6, p. 155-178. ISBN 978-0-323-49780-0.

STEPHENS, E. R. Chemistry of Atmospheric Oxidants. **Journal of the Air Pollution Control Association**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 181-185, 1969.

STRADIOTTO, Nelson R.; YAMANAKA, Hideko; ZANONI, Maria Valnice B. Electrochemical Sensors: A Powerful Tool in Analytical Chemistry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 159-173, 2003.

TUDOSE, Dan Stefan *et al.* Mobile sensors in air pollution measurement. **2011 8th Workshop on Positioning, Navigation and Communication**, Dresden, 8 abr. 2011.

TZE-MING, Chen *et al.* Outdoor Air Pollution: Ozone Health Effects. **The American Journal of the Medical Sciences**, [S. l.], v. 333, n. 4, p. 244-248, 1 abr. 2007.

WANG, Ziyang *et al.* Oxygen vacancy engineering for enhanced sensing performances: A case of SnO₂ nanoparticles-reduced graphene oxide hybrids for ultrasensitive ppb-level room-temperature NO₂ sensing. **Sensors and Actuators B: Chemical**, [S. l.], v. 266, p. 812-822, 1 ago. 2018.

WEATHERHEAD, Elizabeth C.; ANDERSEN, Signe Bech. The search for signs of recovery of the ozone layer. **Nature**, [S. l.], v. 441, p. 39-45, 4 maio 2006.

WEI, Peng *et al.* Determination of local traffic emission and non-local background source contribution to on-road air pollution using fixed-route mobile air sensor network. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 290, 1 dez. 2021.

WHO. **Air Quality and Health**. [S. l.: s. n.], c2021. Disponível em: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts>. Acesso em: 22 ago. 2022.

WHO. **WHO Global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Geneva: World Health Organization, 2002. 300 p. ISBN 978-92-4-003422-8.

WIVOU, Josefa *et al.* Air quality monitoring for sustainable systems via drone based technology. **2016 IEEE International Conference on Information and Automation for Sustainability (ICIAfS)**, [S. l.], 19 dez. 2016.

WOODFORD, Chris. **Breathless: Why Air Pollution Matters – and How it Affects You**. United Kingdom: Icon Books, 2021. 368 p. ISBN 978-1785787096.

WORLD BANK. **Pollution Prevention and Abatement Handbook: Toward Cleaner Production**. Washington DC: The International Bank for Reconstruction and Development, 1999. 472 p. ISBN 0-8213-3638-X.

YUAN, Haiwen *et al.* Maritime vessel emission monitoring by an UAV gas sensor system. **Ocean Engineering**, [S. l.], v. 218, 1 dez. 2020.

ZANDONAI, Roberta. **Primeiro Dia do Ar Limpo demanda ação global para combater a poluição do ar**. [S. l.]: Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP)., 7 set. 2020. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/comunicado-de-imprensa/primeiro-dia-do-ar-limpo-demanda-acao-global-para>. Acesso em: 22 ago. 2022.

ZANELLA, Tiago Vinicius. Navios e Poluição do Ar: Um Estudo sobre a Regulação das Emissões Atmosféricas por Embarcações. **Revista Escola de Guerra Naval**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 301-328, 3 ago. 2018.

ZHU, Chengyue *et al.* Role of atmospheric particulate matter exposure in COVID-19 and other health risks in human: A review. **Environmental Research**, [S. l.], v. 198, p. 1-14, 5 maio 2021.

ZUIDEMA, Cristopher *et al.* Efficacy of Paired Electrochemical Sensors for Measuring Ozone Concentrations. **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 179-190, 29 mar. 2019.

ANEXO

Gráficos adicionais mencionados ao longo do texto

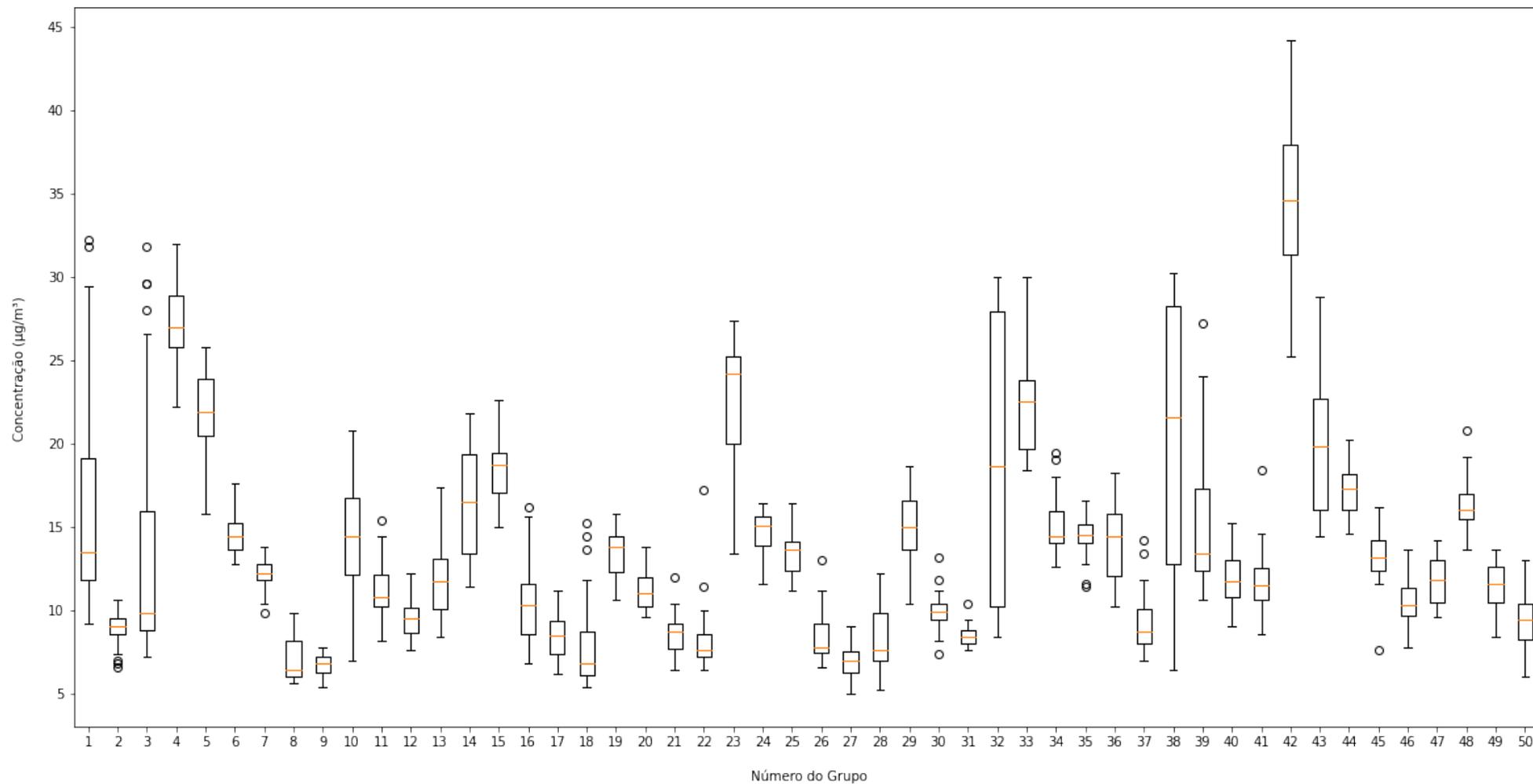


Figura 52. Exemplo de aplicação do critério de exclusão de *outliers*, para a série de dados do sensor N01. Aqui, são mostrados os primeiros 50 grupos de dados de 30 min como boxplots.

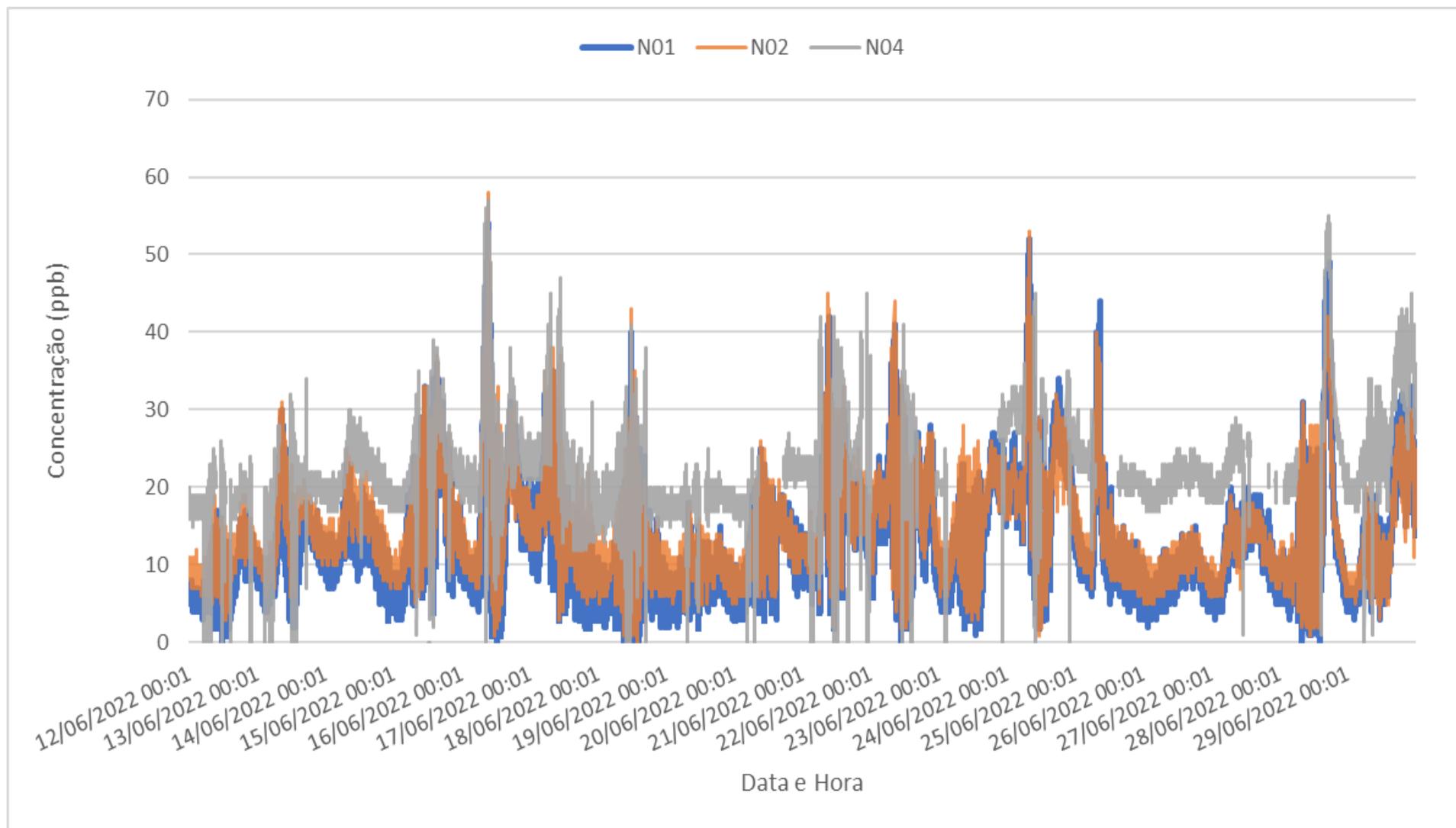


Figura 53. Sobreposição das séries de dados dos sensores de dióxido de nitrogênio (N01, N02 e N04).

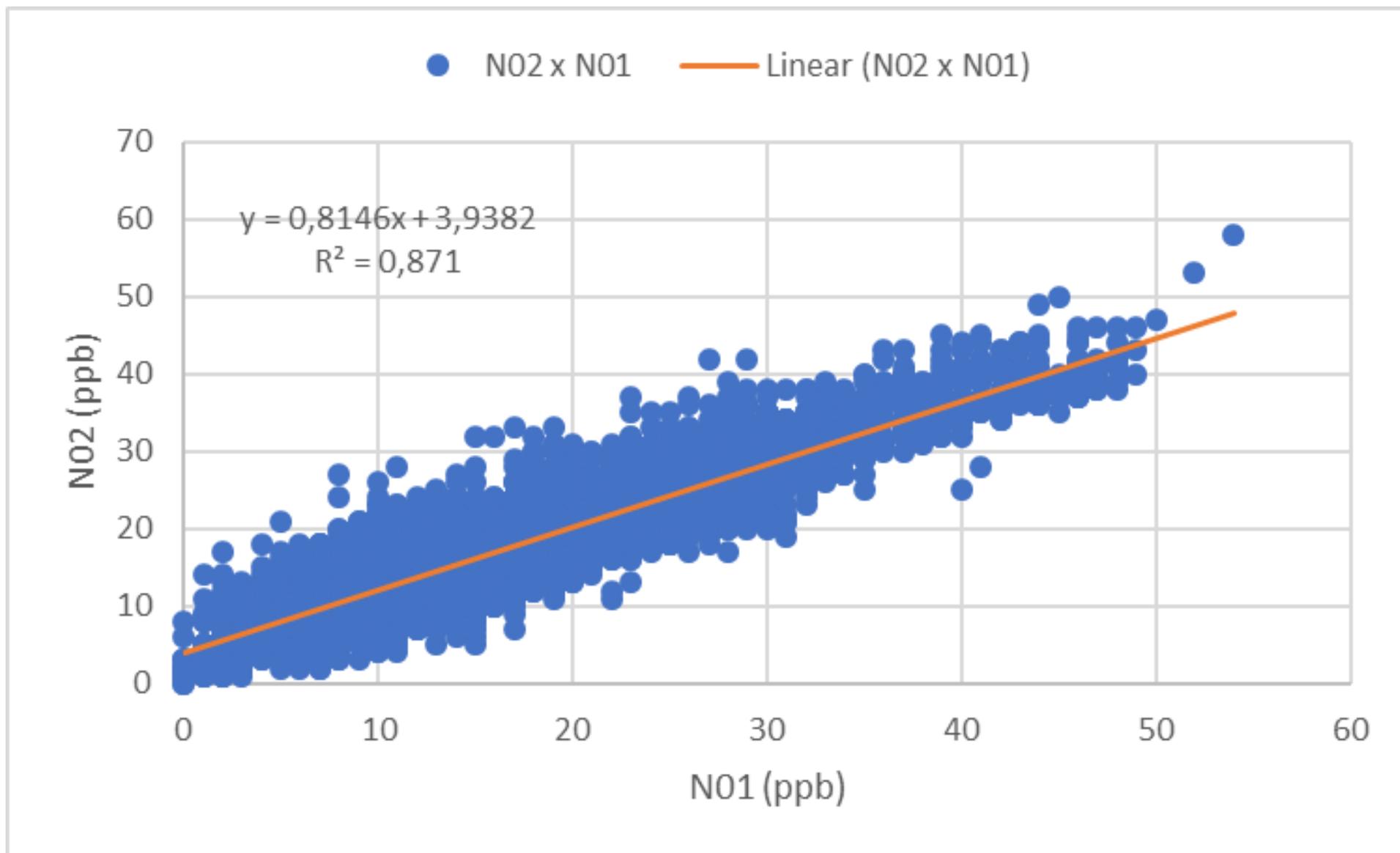


Figura 54. Curva de comparação para o sensor N01, utilizando o sensor N02 como referência.

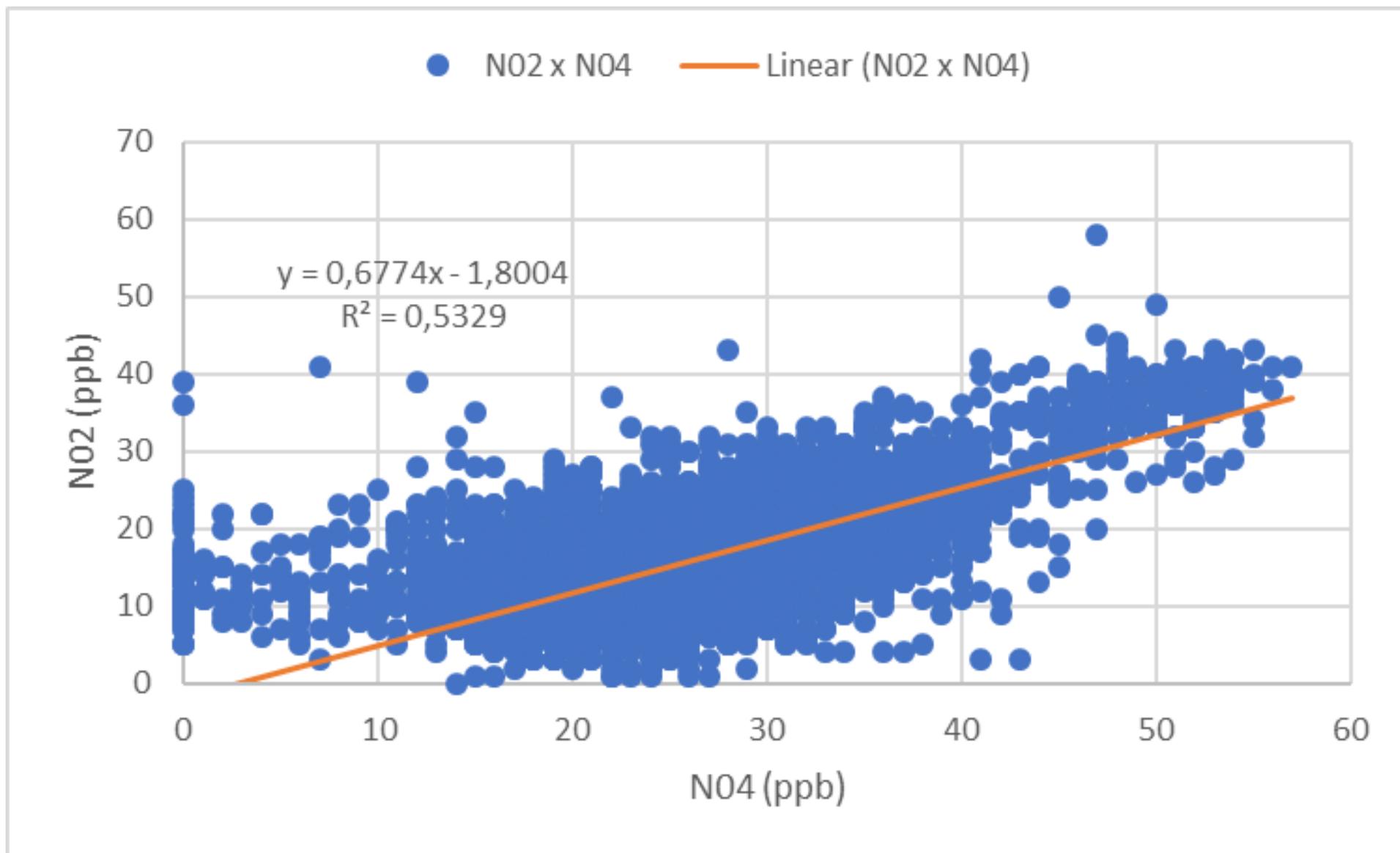


Figura 55. Curva de comparação para o sensor N04, utilizando o sensor N02 como referência.

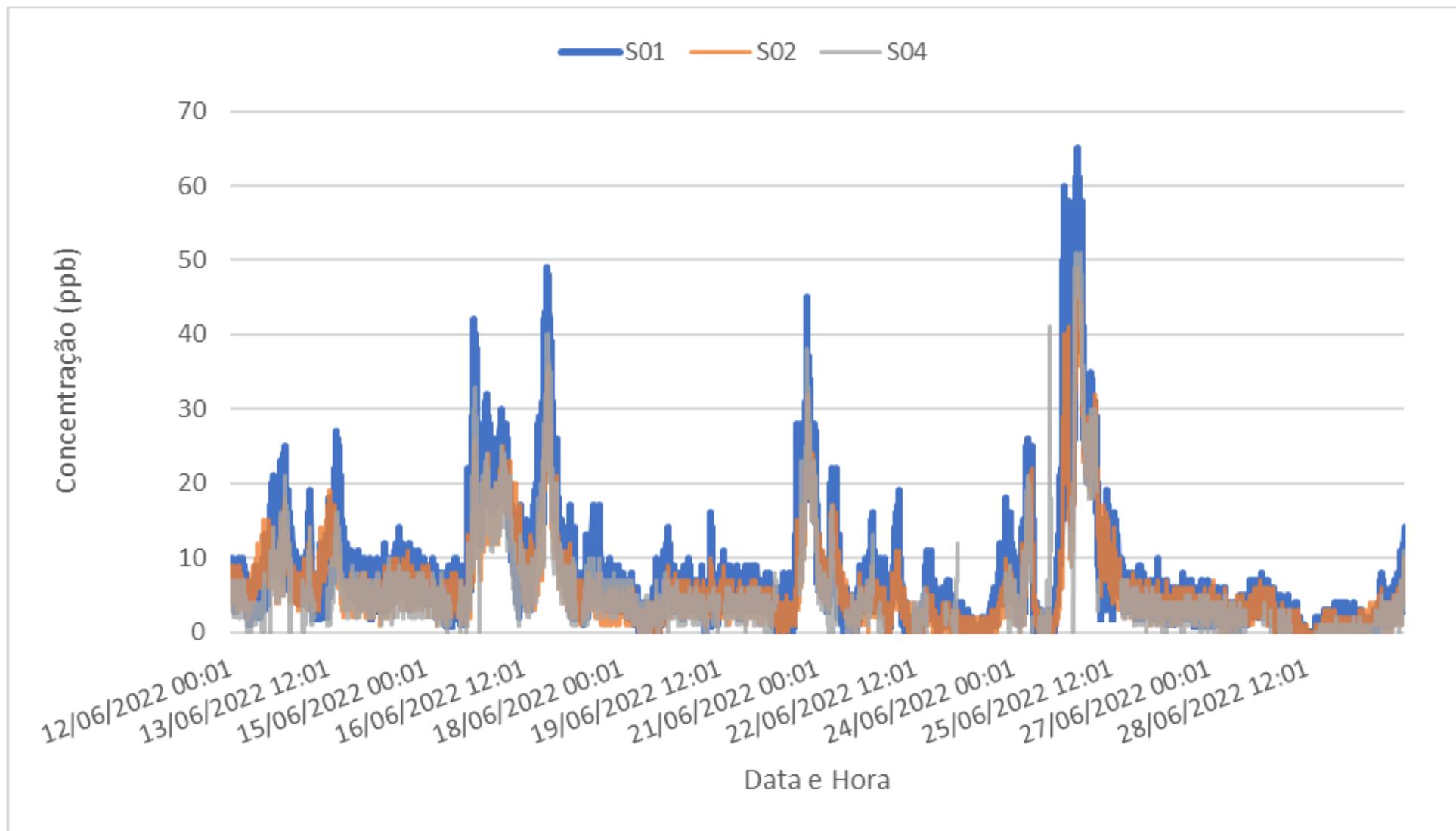


Figura 56. Sobreposição das séries de dados dos sensores de dióxido de enxofre (S01, S02 e S04).

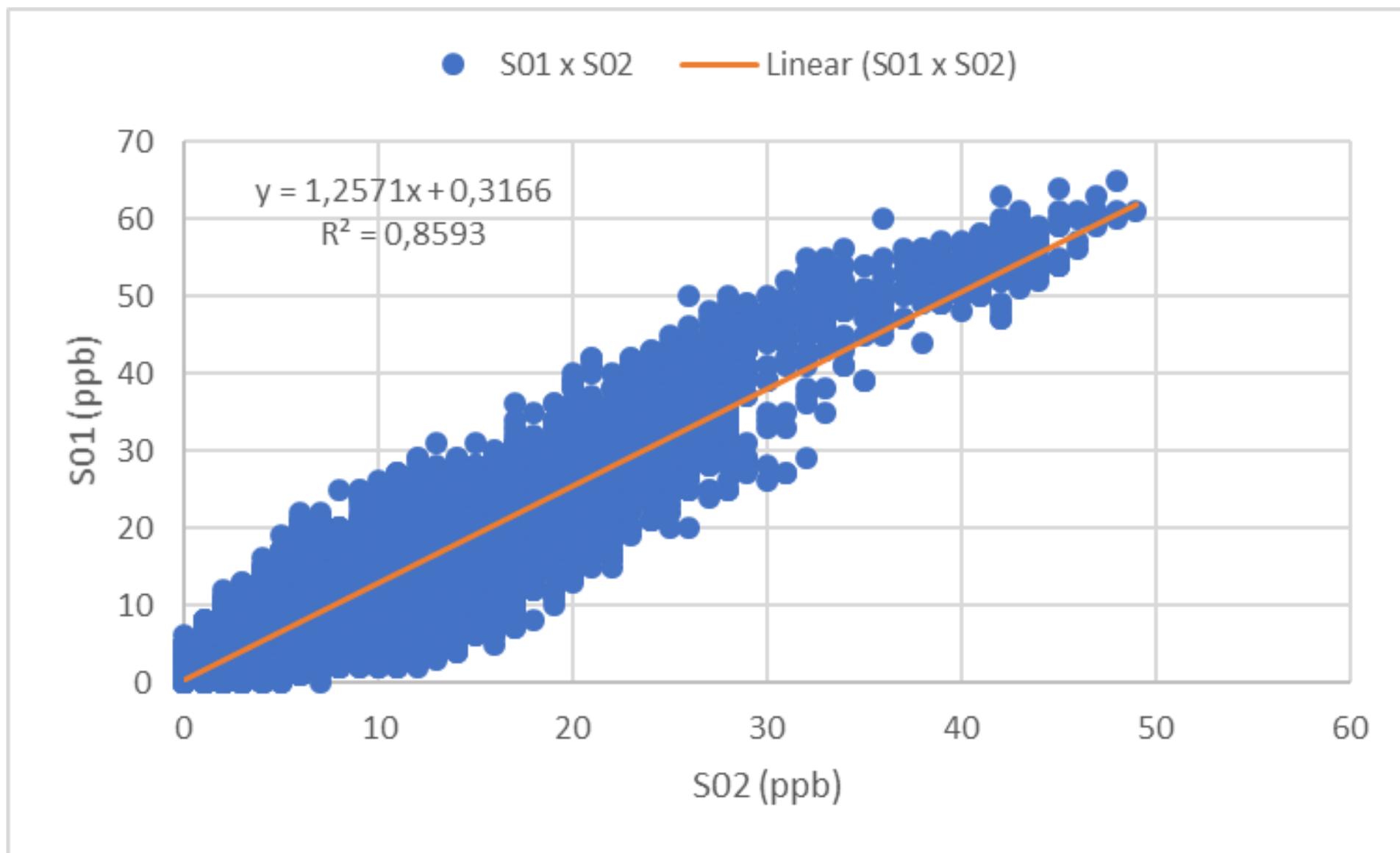


Figura 57. Curva de comparação para o sensor S02, utilizando o sensor S01 como referência.

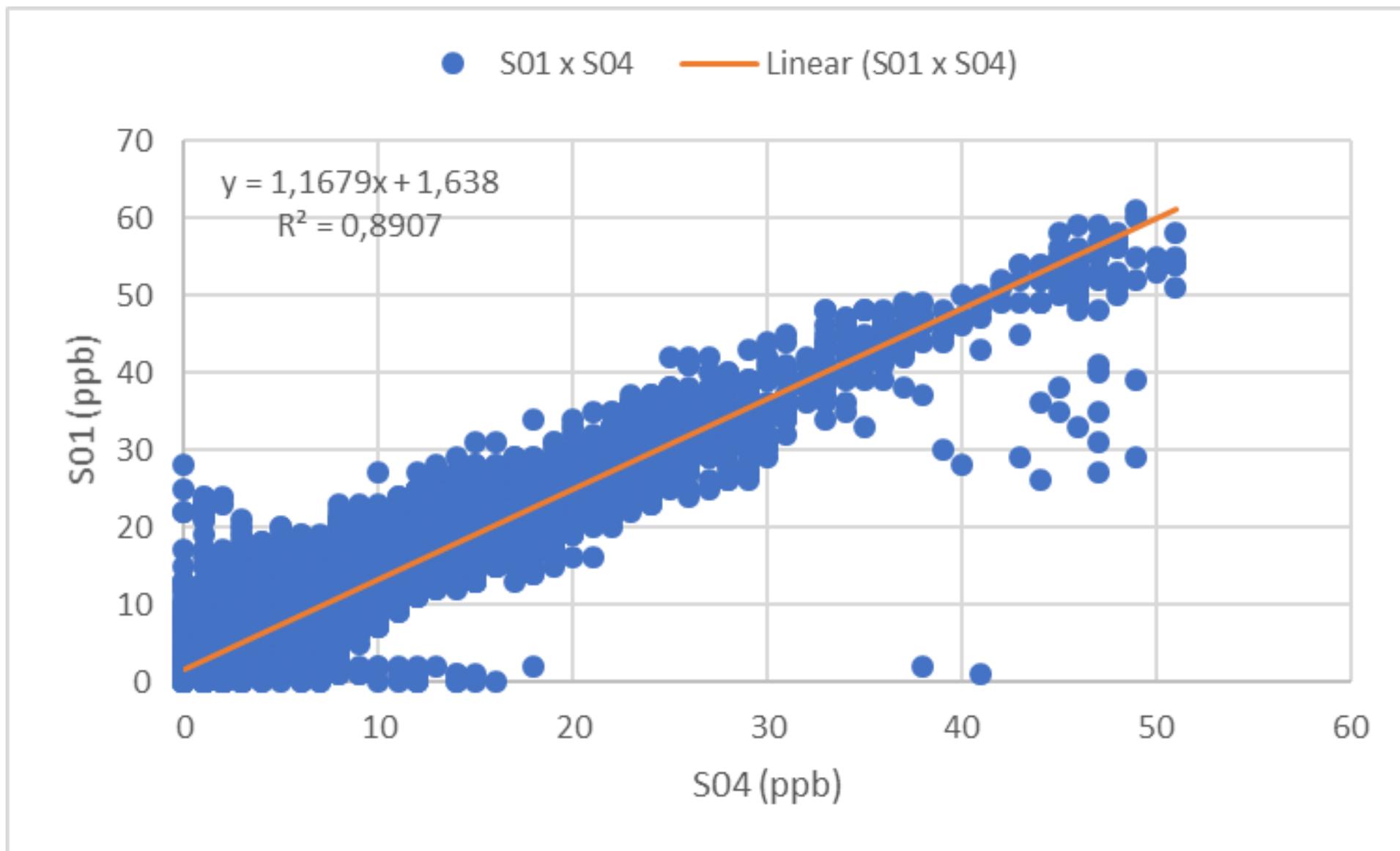


Figura 58. Curva de comparação para o sensor S04, utilizando o sensor S01 como referência.

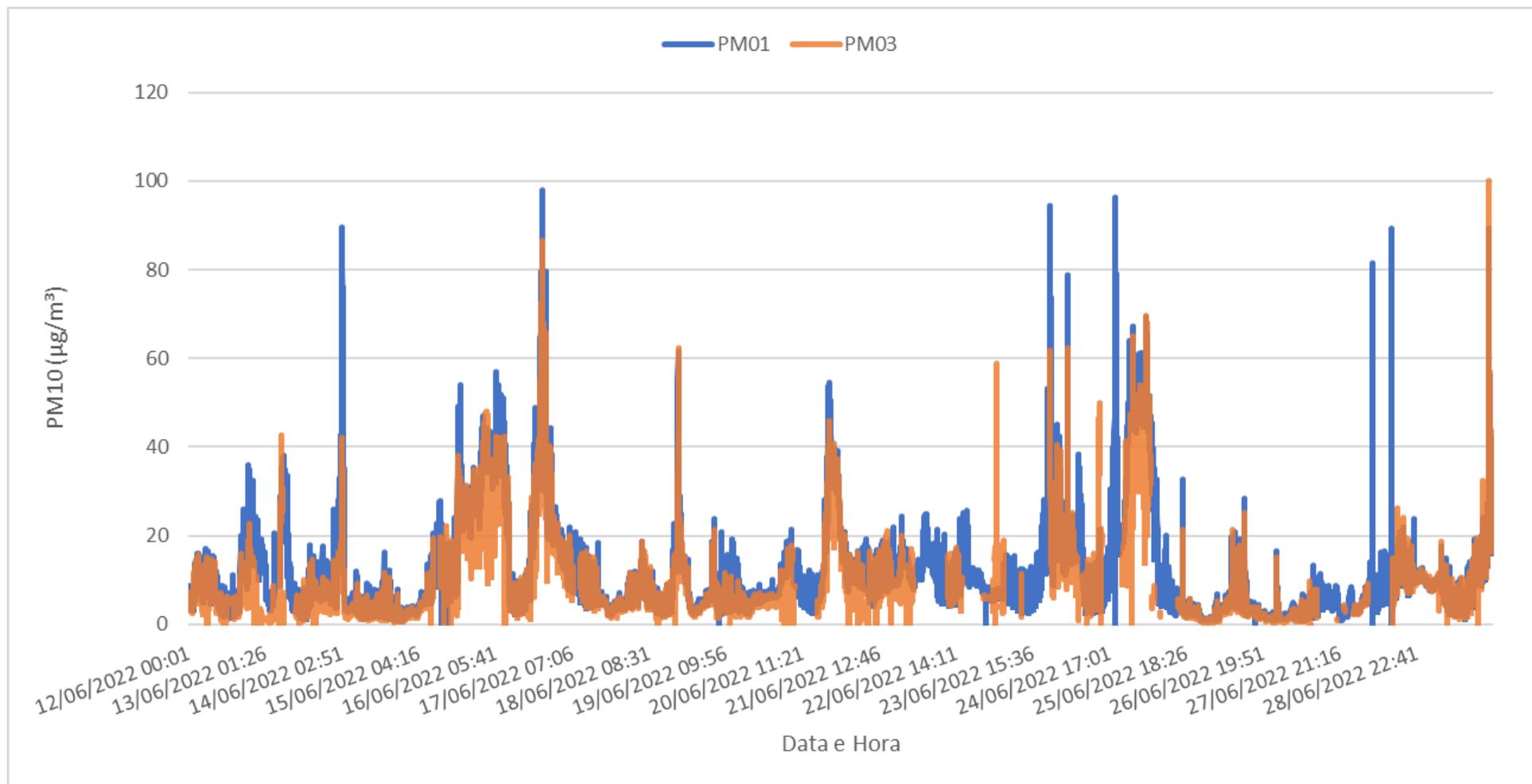


Figura 59. Sobreposição das séries de dados de PM₁₀ dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).

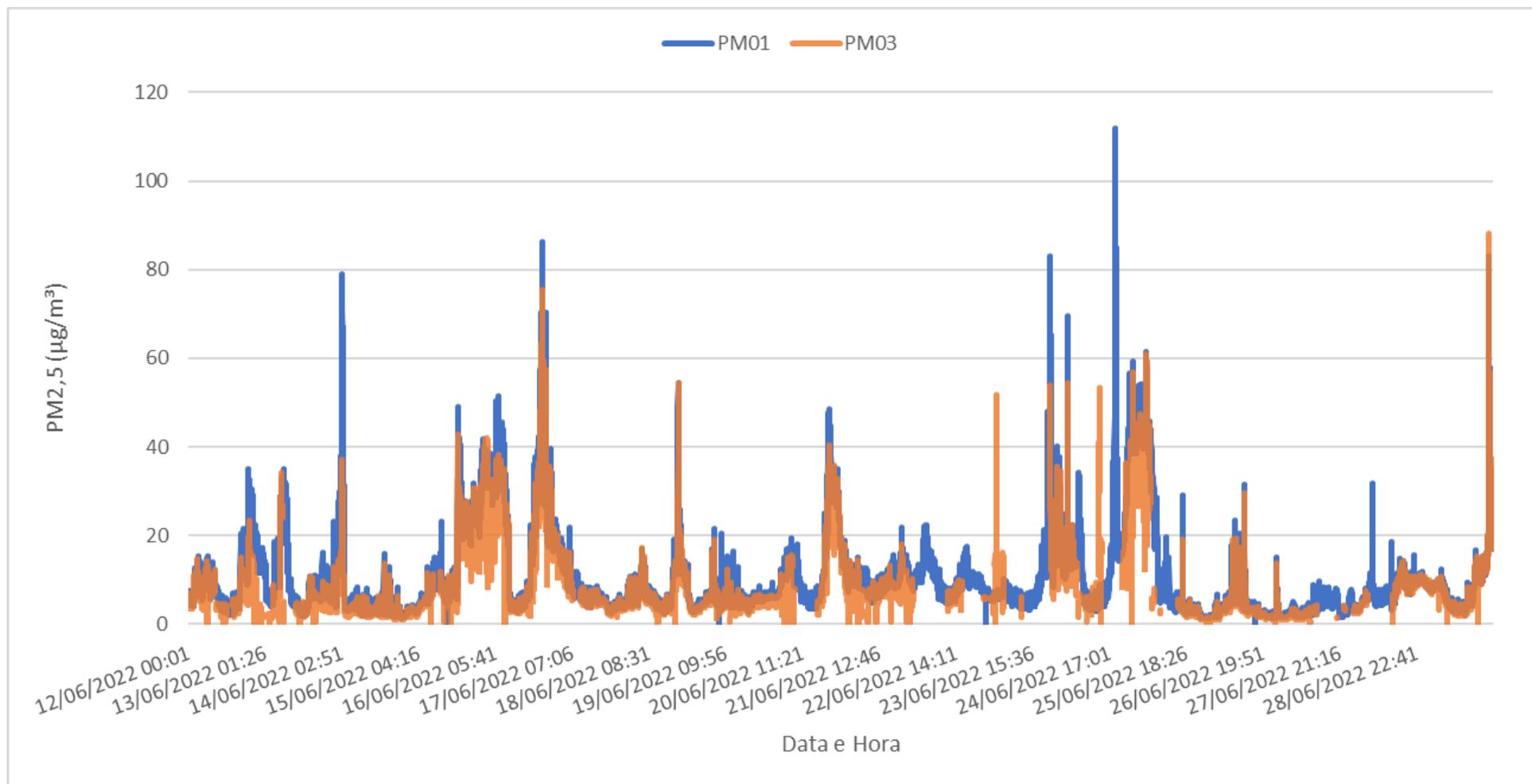


Figura 60. Sobreposição das séries de dados de PM_{2,5} dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).

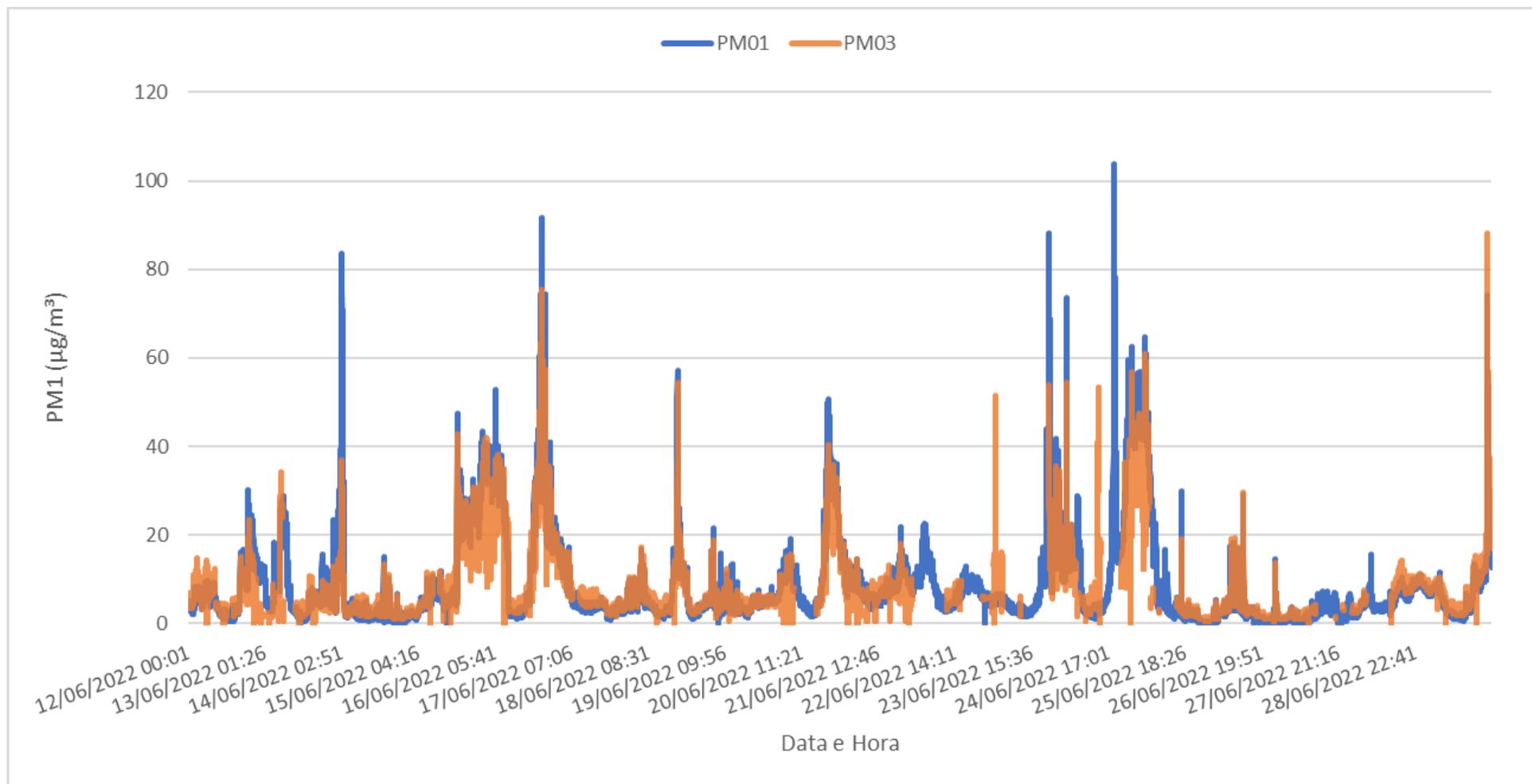


Figura 61. Sobreposição das séries de dados de PM₁ dos sensores de material particulado (PM01 e PM03).

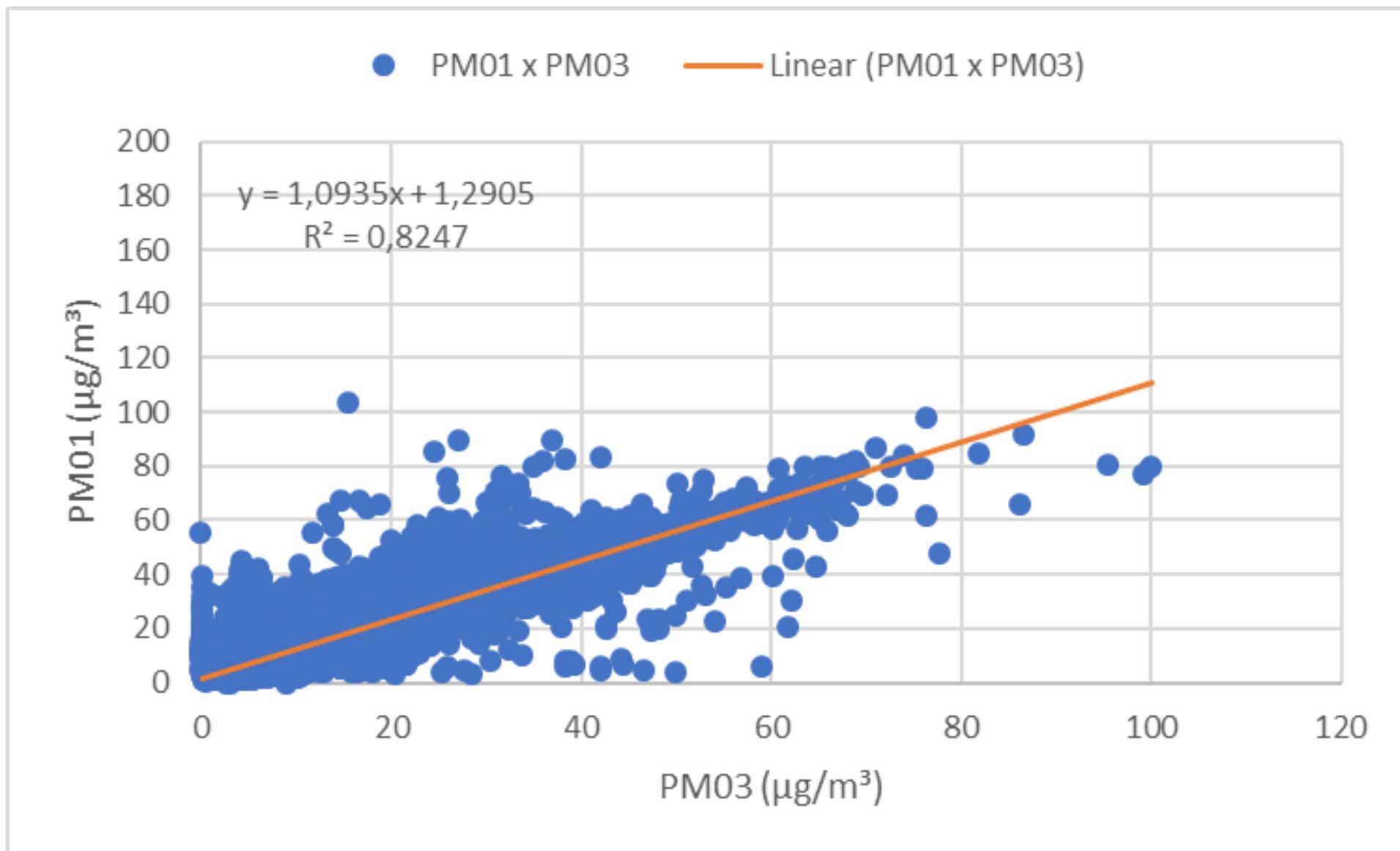


Figura 62. Curva de comparação para as medições de PM₁₀ no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.

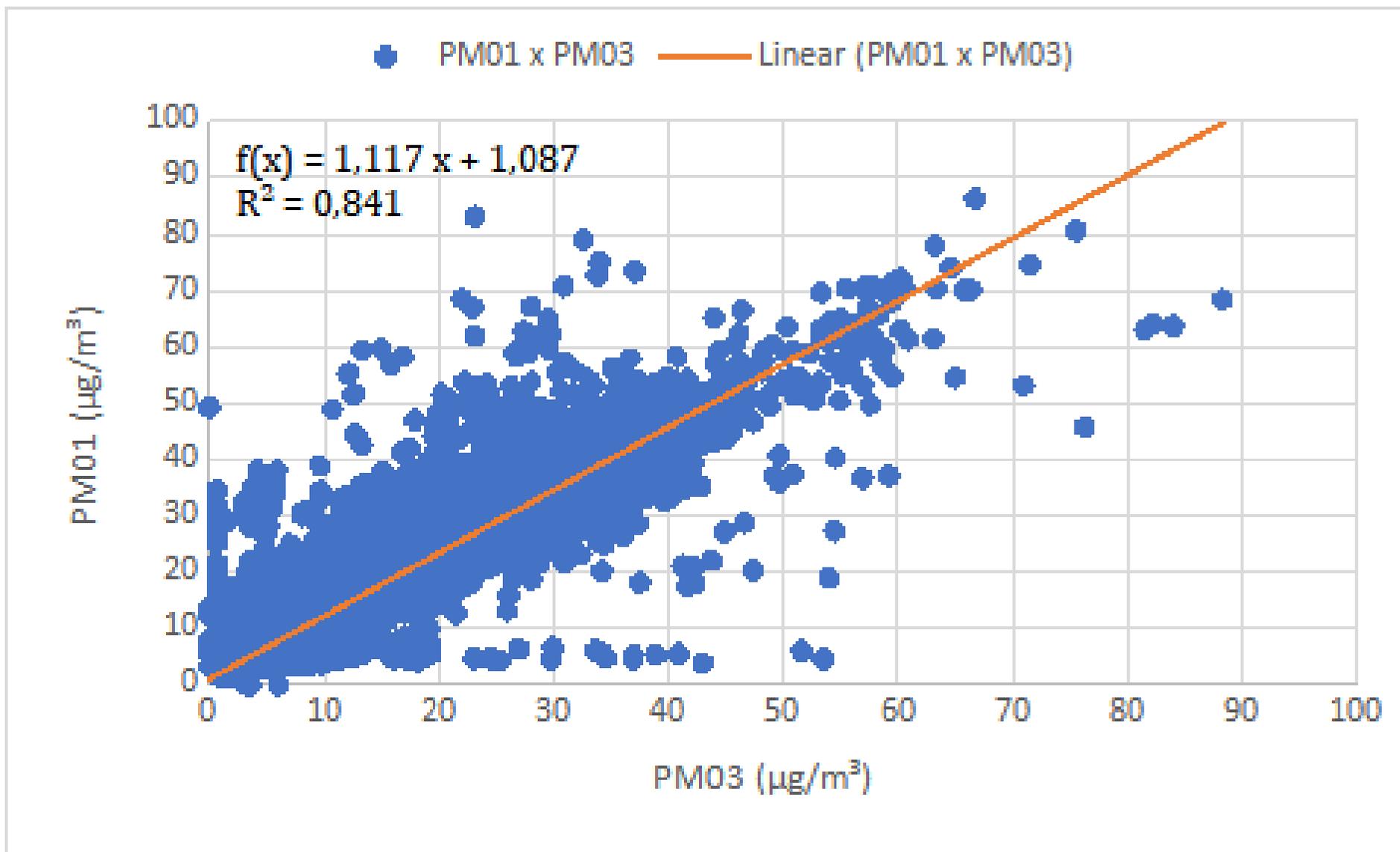


Figura 63. Curva de comparação para as medições de $\text{PM}_{2,5}$ no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.

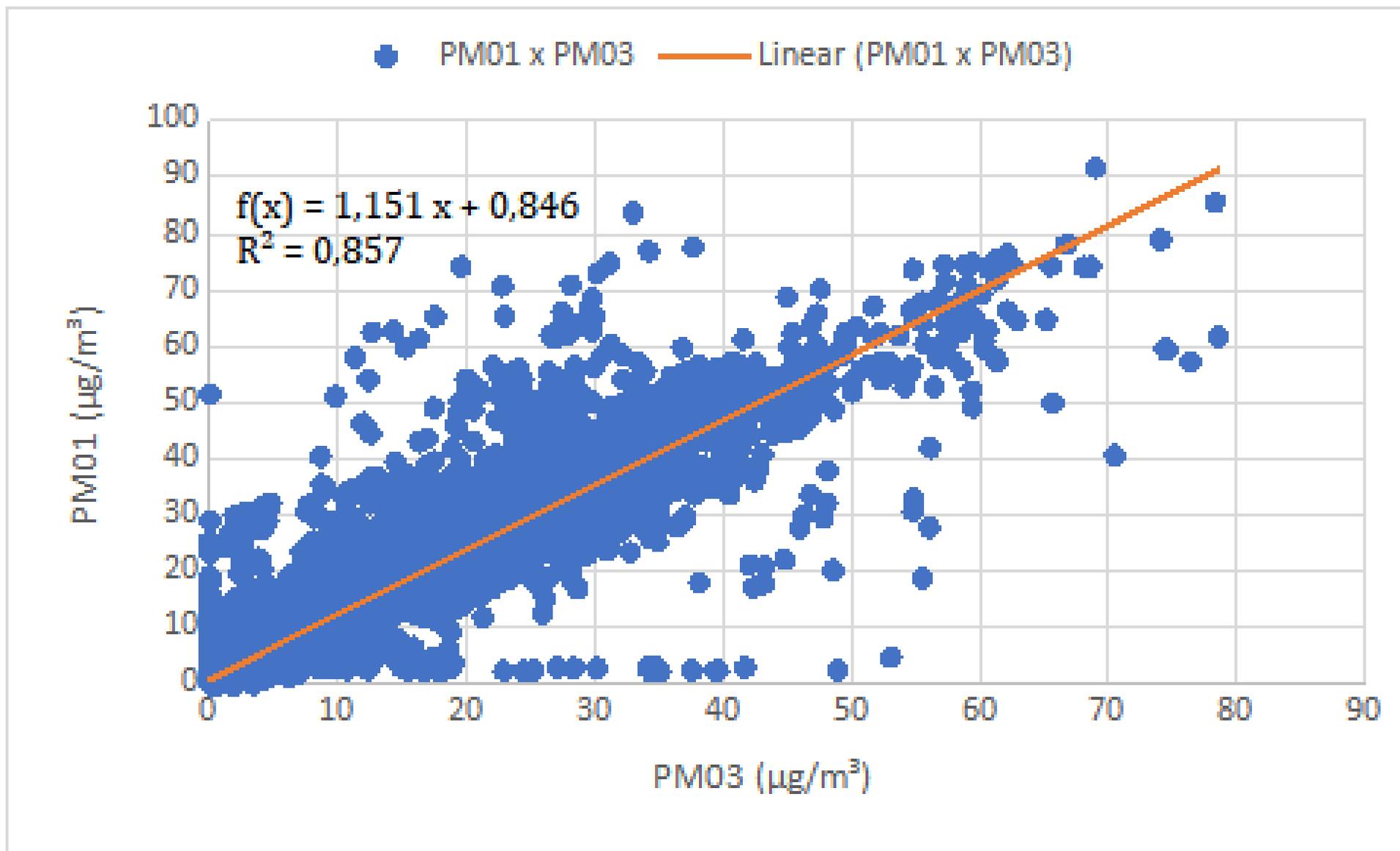


Figura 64. Curva de comparação para as medições de PM₁ no sensor PM03, utilizando o sensor PM01 como referência.

