UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO FACULDADE DE MEDICINA

ERICK FREDERICO KILL AGUIAR

Monitoramento da poluição do ar relacionado ao tráfego com o uso de sensores de baixo custo e estimativa da carga de poluentes inalada por ciclistas na cidade de São Paulo

Versão corrigida. Resolução CoPGr 6018, de 13 de Outubro de 2011.

A versão original está disponível na Biblioteca da FMUSP.

ERICK FREDERICO KILL AGUIAR

Monitoramento da poluição do ar relacionado ao tráfego com o uso de sensores de baixo custo e estimativa da carga de poluentes inalada por ciclistas na cidade de São Paulo

Tese apresentada à Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

Programa de Patologia.

Orientador: Dr. Paulo Hilário Nascimento Saldiva

Versão corrigida. Resolução CoPGr 6018, de 13 de Outubro de 2011.

A versão original está disponível na Biblioteca da FMUSP.

São Paulo

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Preparada pela Biblioteca da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo

©reprodução autorizada pelo autor

Aguiar, Erick Frederico Kill Monitoramento da poluição d

Monitoramento da poluição do ar relacionado ao tráfego com o uso de sensores de baixo custo e estimativa da carga de poluentes inalada por ciclistas na cidade de São Paulo / Erick Frederico Kill Aguiar. -- São Paulo, 2022.

Tese(doutorado)--Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo.

Programa de Patologia.

Orientador: Paulo Hilário Nascimento Saldiva.

Descritores: 1.Poluição do ar 2.Calibração de sensores 3.Exposição humana 4.Doenças cardiorrespiratórias 5.Material particulado 6.Ventilação pulmonar

USP/FM/DBD-266/22

Responsável: Erinalva da Conceição Batista, CRB-8 6755

Erick Frederico Kill Aguiar

Monitoramento da poluição do ar relacionado ao tráfego com o uso de sensores de baixo custo e estimativa da carga de poluentes inalada por ciclistas na cidade de São Paulo

Modelo canônico de trabalho monográfico acadêmico em conformidade com as normas ABNT.

Trabalho aprovado. São Paulo, 05 de setembro de 2022:

Orientador:

Dr. Paulo Hilário Nascimento Saldiva (Departamento de Patologia - Universidade de São Paulo)

Professor

Dr. Raymundo Soares de Azevedo Neto (Departamento de Patologia - Universidade de São Paulo)

Professor

Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza (Departamento de Meteorologia - Universidade do Estado do Amazonas)

Professor

Dr. Ubiratan de Paula Santos (Instituto do Coração do Hospital das Clínicas - FMUSP)

São Paulo 2022

Agradecimentos

A elaboração de uma Tese de Doutorado é uma longa viagem, com muitos caminhos e adversidades ao decorrer dela, que só são superáveis com o apoio dos muitos que, de alguma forma, contribuíram para a sua conclusão.

Assim, quero expressar o meu profundo agradecimento a todos os que permitiram que esta investigação científica chegasse ao fim, destacando os seguintes:

Agradeço inicialmente a Deus por propiciar a vida, me guiar nas decisões que tomei para alcançar essa conquista e assim, a oportunidade de fazer ciência!

Aos meus pais Joaquim (*in memoriam*) e Fátima, irmãos, a minha esposa Andréa (pela incrível paciência e amor) e meus sogros, que sempre foram essenciais e me apoiaram nas minhas escolhas.

Ao meu orientador, Dr. Paulo Hilário Nascimento Saldiva, pela confiança, parceria e pelas sugestões sempre oportunas para que esse trabalho se concretizasse.

Ao Dr. Ubiratan de Paula Santos, muito obrigado pelas orientações sempre precisas e a disponibilidade em praticamente todos os momentos necessários para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Prof. Dr. Luiz Alberto Amador Pereira, agradeço imensamente a acolhida, incentivo, conselhos e a atenção despendida, essenciais para a minha ambientação no departamento.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Augusto Ferreira de Souza, obrigado por compartilhar o seu conhecimento e me direcionar em diversos momentos do desenvolvimento das análises.

Ao Prof. Dr. Weeberb Réquia, obrigado por dividir conhecimentos em valorosos momentos de debates técnicos.

À CAPES por parte do auxílio concedido.

Aos voluntários que participaram do projeto, obrigado por acreditarem na proposta e dedicarem o seu tempo para tornar isso possível.

Obrigado a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização desse trabalho!

Resumo

Aguiar, EFK. Monitoramento da poluição do ar relacionado ao tráfego com o uso de sensores de baixo custo e estimativa da carga de poluentes inalada por ciclistas na cidade de São Paulo [tese]. São Paulo: Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo; 2022.

Introdução: A bicicleta como meio de transporte ativo promove grandes benefícios à saúde. Contudo, estudos prévios têm demonstrado que os ciclistas apresentam, pela demanda do exercício, ventilação duas a cinco vezes maiores do que indivíduos que se deslocam em veículos motorizados. Soma-se à esse fato a frequente proximidade ao tráfego de veículos nas vias públicas e a velocidade do deslocamento de bicicleta, fatores que implicam no aumento da inalação de poluentes, quando comparado aos indivíduos que dirigem seus veículos ou utilizam transporte público. Entretanto, outros estudos sugerem que o benefício entre o efeito do exercício regular e o efeito negativo do maior aumento da inalação de poluentes é favorável ao exercício na maioria dos ambientes urbanos. Apesar de estudos crescentes, ainda persistem dúvidas quanto ao comportamento dos poluentes em microambientes nesses percursos. A presente pesquisa testou a hipótese de que o monitoramento da qualidade do ar nos microambientes dos deslocamentos com bicicleta pode ser feito utilizando sensores de baixo custo (CO, MP_{2,5} e MP₁₀) calibrados utilizando modelos de regressão com algoritmos de Machine Learning (ML), bem como esses dados, associados aos registros de frequência cardíaca (FC), podem ser aplicados para estimar a carga de poluentes inalada, a partir da equação que estima a relação entre FC e ventilação (VE) obtidas por meio do Teste de Esforço Cardiopulmonar (TECP) realizado em laboratório. Estas informações subsidiam a modelagem da expectativa de Risco Relativo de mortalidade por todas as causas (RR) e pode orientar os ciclistas na organização de melhores rotas, horários e tempos de uso da bicicleta em suas atividades diárias. Métodos: Foi selecionada a estação de monitoramento da qualidade do ar de Congonhas (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB) como referência para a calibração dos sensores de baixo custo, com leituras durante 17 dias. Para a avaliação dos deslocamentos, foram selecionados 15 ciclistas homens, não tabagistas e sem doenças cardiorrespiratórias, que se deslocaram na cidade de São Paulo e Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Todos realizaram previamente o TECP para a geração de uma equação individual que estimasse a VE a partir da FC mensurada nos deslocamentos e fizeram o registro de CO, MP_{2,5} e MP₁₀ durante os percursos. A média dos coeficientes de determinação entre FC e VE das equações de regressão individuais, resultou em um valor elevado ($R^2 = 0.97$). A partir disso, foi possível calcular a carga dos poluentes inalados. Resultados: A calibração dos sensores utilizando modelos de ML resultou em valores dos coeficientes de correlação considerados altos (CO (Ridge) R² =

0.80, MP_{2.5} (AdaBoost) R² = 0.84 e MP₁₀ (Extra Trees) R² = 0.80). As concentrações médias dos poluentes registradas nos percursos estão acima dos valores recomendados pela OMS (CO = 1,87 ppm, $MP_{2,5} = 20.89 \mu g/m^3 e MP_{10} = 26.37 \mu g/m^3$). O impacto disso, se refletiu na estimativa média de carga inalada (μg) representada por média±DP (CO = $4189,22\pm3392,29$; $MP_{2,5}=71,88\pm67,56$ e $MP_{10}=116,28\pm118,64$). A mediana e o intervalo interquartil (IIQ) respectivamente foram: $CO = 2746,28 \mu g (851,19 - 6677,64), MP_{2,5}$ $=58,61 \text{ µg } (26,57 - 145,18) \text{ e MP}_{10} = 86,8 \text{ µg } (38,19 - 211,14). A avaliação utilizando$ o modelo de Risco Relativo de mortalidade por todas as causas (RR) apresentou média entre os indivíduos razoavelmente elevada (0,82), demonstrando a relação das variáveis de concentração de $MP_{2,5}$ (µg/m³), concentração de background (µg/m³) e tempo de deslocamento (min), direcionando que os benefícios da atividade física para os percursos críticos com elevadas concentrações de particulados, são atingidos até o tempo máximo de 2h30min. Porém, mesmo em espaços urbanos considerados poluídos, ainda é recomendável o uso da bicicleta como promotora de saúde, visto que os benefícios da atividade física ainda superam os riscos, na maioria dos casos dos ciclistas avaliados nessa pesquisa. Conclusão: Os resultados deste trabalho contribuem de forma prática e aplicada como ferramenta de apoio aos formuladores de políticas públicas a expandir a infraestrutura de ciclismo, o que pode vir a promover a segurança e deslocamento saudável para esse modal de transporte. Nesse sentido, as ciclovias devem aprovisionar relações reduzidas com o tráfego motorizado e os ciclistas devem ser estimulados a se deslocar por percursos pendulares que apresentam menor exposição aos poluentes e em horários alternativos aos picos de tráfego, o que colabora com a redução da carga inalada e o fomento da melhoria da qualidade de vida.

Palavras-chave: Poluição do ar; Calibração de sensores; Exposição humana; Doenças cardiorrespiratórias; Material particulado; Ventilação pulmonar.

Abstract

Aguiar, EFK. Monitoring of traffic-related air pollution using low-cost sensors and estimated the dose of pollutants inhaled by cyclists in the city of São Paulo [thesis]. São Paulo: "Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo"; 2022.

Background: The bicycle as an active means of transport promotes great health benefits. However, previous studies have shown that cyclists present, due to the demand of exercise, ventilation two to five times greater than individuals who travel in motor vehicles. Added to this fact is the frequent proximity to vehicular traffic on public roads and the speed of cycling, factors that imply an increase in the inhalation of pollutants, when compared to individuals who drive their vehicles or use public transport. However, other studies suggest that the trade-off between the effect of regular exercise and the negative effect of a greater increase in pollutant inhalation is favorable to exercise in most urban environments. Despite growing studies, there are still doubts about the behavior of pollutants in microenvironments on these pathways. The present research tested the hypothesis that the monitoring of air quality in the microenvironments of cycling trips can be done using low-cost sensors (CO, PM_{2.5} and PM₁₀) calibrated using regression models with Machine Learning (ML) algorithms, as well as these data, associated with heart rate (HR) records, can be applied to estimate the load of inhaled pollutants, from the equation that estimates the relationship between HR and ventilation (VE) obtained through the Cardiopulmonary Exercise Test (CPET) performed in the laboratory. This information supports the modeling of the expectation of Relative Risk of mortality from all causes (RR) and can guide cyclists in the organization of better routes, schedules and times of bicycle use in their daily activities. **Methods:** The Congonhas air quality monitoring station (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB) was selected as a reference for the calibration of low-cost sensors, with readings for 17 days. For the evaluation of displacements, 15 male cyclists, non-smokers and without cardiorespiratory diseases, who traveled in the city of São Paulo and the Metropolitan Region of São Paulo (RMSP) were selected. All previously performed the CPET to generate an individual equation that estimated the VE from the HR measured in the displacements and recorded CO, PM_{2.5} and PM₁₀ during the routes. The mean of the coefficients of determination between HR and VE of the individual regression equations resulted in a high value ($R^2 = 0.97$). From this, it was possible to calculate the load of inhaled pollutants. Results: Sensor calibration using ML models resulted in correlation coefficient values considered high (CO (Ridge) R² = 0,80, PM_{2.5} (AdaBoost) $R^2 = 0.84$ and PM₁₀ (Extra Trees) $R^2 = 0.80$). The average concentrations of pollutants recorded on the routes are above the values recommended by the WHO (CO = 1,87 ppm, $PM_{2.5} = 20,89 \mu g/m^3$ and $PM_{10} = 26,37 \mu g/m^3$). The

impact of this was reflected in the average estimate of inhaled load (µg) represented by mean \pm SD (CO = 4189,22 \pm 3392,29; PM_{2.5} = 71,88 \pm 67,56 and PM₁₀ = 116,28 \pm 118,64). The median and interquartile range (IQR) respectively were: $CO = 2746,28 \,\mu g \,(851,19 - 100)$ 6677,64), $PM_{2.5} = 58,61 \, \mu g \, (26,57 - 145,18)$ and $PM_{10} = 86,8 \, \mu g \, (38,19 - 211,14)$. The evaluation using the Relative Risk model of mortality from all causes (RR) showed a reasonably high mean among individuals (0,82), demonstrating the relationship of the variables of concentration of $PM_{2.5}$ (µg/m³), background concentration (µg/m³) and travel time (min), directing that the benefits of physical activity for critical routes with high concentrations of particulates are achieved up to a maximum time of 2h30min. However, even in urban spaces considered polluted, the use of bicycles as a health promoter is still recommended, since the benefits of physical activity still outweigh the risks, in most cases of the cyclists evaluated in this research. Conclusion: The results of this work contribute in a practical and applied way as a tool to support public policymakers to expand the cycling infrastructure, which can promote safety and healthy commuting for this mode of transport. In this sense, bicycle lanes must provide for reduced relations with motorized traffic and cyclists must be encouraged to travel on commuting routes that present less exposure to pollutants and at alternative times to traffic peaks, which collaborates with the reduction of the inhaled load and the promotion of the improvement of the quality of life.

Keywords: Air pollution; Sensor calibration; Human exposure; Cardiorespiratory diseases; Particulate matter; Pulmonary ventilation.

Lista de figuras

Figura 1 –	Distribuição das estações de monitoramento no Brasil	25
Figura 2 –	Distribuição das estações de monitoramento no Estado de SP $\ \ldots \ \ldots$	26
Figura 3 –	Infraestrutura cicloviária da cidade de São Paulo	27
Figura 4 –	Níveis globais de emissão de gases de efeito	
	estufa para os maiores emissores e por tipo de gás entre 1970 e 2017. $$.	30
Figura 5 –	Evolução da frota de automóveis	
	nas Grandes Regiões e no Brasil – 2001 a 2021 (em milhões)	31
Figura 6 –	Evolução da frota de veículos em	
	São Paulo e no Brasil – 2001 a 2021 (em milhões)	32
Figura 7 –	Taxa de motorização por automóveis por município – 2001 a 2021 $$	33
Figura 8 –	Frota por tipo de veículo no Brasil até 2021, por tipo de veículos $$	34
Figura 9 –	Evolução da emissão de	
	poluentes no Estado de São Paulo – 2006 a 2020	35
Figura 10 –	Efeitos do COVID-19 nas emissões globais de CO_2	36
Figura 11 –	Emissões diárias de CO_2 para os países durante a epidemia do $\mathrm{COVID}\text{-}19$	37
Figura 12 –	Emissões globais diárias	
	de CO_2 durante a epidemia do COVID-19 para os setores	38
Figura 13 –	Média diária de CO das estações na quarentena (2019 - 2021) $\ \ldots \ \ldots$	40
Figura 14 –	IQAr do CO na quarentena (2019 - 2021)	41
Figura 15 –	Média diária de $\mathrm{MP}_{2,5}$ das estações na quarentena (2019 - 2021)	42
Figura 16 –	IQAr do MP _{2,5} na quarentena (2019 - 2021)	43
Figura 17 –	Média diária de MP $_{10}$ das estações na quarentena (2019 - 2021) $\ \ldots \ \ldots$	44
Figura 18 –	IQAr do MP_{10} na quarentena (2019 - 2021)	45
Figura 19 –	Camadas da atmosfera	46
Figura 20 –	Dimensões do material particulado	49
Figura 21 –	Fluxo da poluição do ar	63
Figura 22 –	Poluentes primários e secundários	64
Figura 23 –	Tipos de fontes de poluição do ar	65
Figura 24 –	Mapa do Inventário de Emissões Atmosféricas	
	do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo .	68
Figura 25 –	Avaliação da qualidade do ar	69
Figura 26 –	Tipos de equipamentos para o monitoramento da qualidade do ar $$	72
Figura 27 –	Número de artigos	
	contendo a palavra-chave no portal PubMed	78
Figura 28 –	Estrutura conceitual para a utilização de tecnologias de	
	sensoriamento de baixo custo	79

Figura 29 -	- Tipos de sensores de gases
Figura 30 -	- Princípio de funcionamento de um sensor OPC 85
Figura 31 -	- Exemplo de um <i>pipeline</i> para a
	calibração de sistemas com sensores de baixo custo
Figura 32 -	- Patologias e alterações associadas à poluição do ar 98
Figura 33 -	- Diagrama esquemático mostrando a deposição de material
	particulado (diferentes diâmetros) em diversos níveis do sistema respi-
	ratório
Figura 34 -	- Modelo conceitual da pesquisa
Figura 35 -	- Localização da cidade de São Paulo
Figura 36 -	– Temperatura máxima, média e mínima na cidade de SP (1931 - 2020) . 105
Figura 37 -	– Média mensal de umidade relativa na cidade de SP (1961 - 2020) $$ 106
Figura 38 -	– Média mensal da precipitação total na cidade de SP (1961 - 2020) 107
Figura 39 -	– Média mensal da velocidade do vento na cidade de SP (1996 - 2021) 108
Figura 40 -	- Mapa hipsométrico do município de São Paulo
Figura 41 -	- ESP32 Core Board
Figura 42 -	- Desenho esquemático da PCB
Figura 43 -	- Caixa da PCB impressa em 3D
Figura 44 -	- Sensor PMS7003 (Plantower)
Figura 45 -	- Esquemático do funcionamento do sensor PMS7003
Figura 46 -	– Diagrama esquemático do sensor CO-B4 (CO)
Figura 47 -	– Diagrama esquemático do ISB (CO)
Figura 48 -	- Sensor SHT85 (Sensirion)
Figura 49 -	- Circuito típico de aplicação do sensor SHT85
Figura 50 -	- Módulo GPS ATGM336H-5N
Figura 51 -	- Antena do GPS
Figura 52 -	- Cinta com o transmissor cardíaco (Polar H10)
Figura 53 -	- Exemplo de percurso no ambiente do Diário Polar Flow
Figura 54 -	- Localização das estações de monitoramento
	da qualidade do ar utilizadas no estudo
Figura 55 -	- Web scraping dos dados da CETESB
Figura 56 -	- Localização das estações de
	monitoramento meteorológico utilizadas no estudo
Figura 57 -	- Web scraping dos dados meteorológicos
Figura 58 -	– Localização da estação Congonhas (CETESB)
Figura 59 -	– Série histórica anual da estação Congonhas (1996 - 2021) 127
Figura 60 -	– Série histórica mensal
	de CO da estação Congonhas (1996 - 2021)

Figura	61 -	Série histórica mensal
		de MP $_{2,5}$ da estação Congonhas (2011 - 2021) $\ \ldots \ \ldots \ \ldots \ \ldots \ 129$
Figura	62 -	Série histórica mensal
		de MP $_{10}$ da estação Congonhas (1996 - 2021) $\ \ldots \ \ldots \ \ldots \ \ldots \ 130$
Figura	63 -	Série histórica anual
		de IQA r da estação Congonhas (1996 - 2021) $\ \ \dots \ \ \dots \ \ \dots \ \ 131$
Figura	64 -	Série histórica anual das variáveis
		referentes a estação Congonhas (poluentes) e
		Parque Dom Pedro II (meteorologia) (1996 - 2021)
Figura	65 -	Série histórica mensal de
		temperatura da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021) $\ \ldots \ \ldots \ 133$
Figura	66 -	Série histórica mensal de umidade
		da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021)
Figura	67 -	Série histórica mensal de
		precipitação da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021) $$ 135
Figura	68 –	Série histórica mensal de velocidade
		do vento da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021) $\ \ .$
Figura	69 –	Instalação da caixa com os sensores para a calibração $outdoor \ (co\text{-}location) 137$
Figura	70 –	Fluxo de calibração dos sensores
Figura	71 -	Fluxo de coleta e calibração dos sensores
Figura	72 –	Teste ergoespirométrico
Figura	73 –	Diagrama de fluxo da priorização do
		procedimento para utilização do sistema de classificação
Figura	74 -	Voluntário em um percurso em Pinheiros
Figura	75 –	Fluxograma conceitual do caminho
		da exposição à poluição do ar relacionado ao tráfego
Figura	76 –	Metodologia de modelagem da expectativa
		do Risco Relativo de mortalidade (por todas as causas)
Figura	77 –	Localização do sistema de sensores
Figura	78 –	Leitura dos sensores e os dados das estações
		Congonhas e Parque Dom Pedro II $(25/05/2021 - 11/06/2021)$ 153
_		Condições meteorológicas registradas $(25/05/21 - 11/06/21) \dots 154$
		Condições do IQAr da estação Congonhas $(25/05/21 - 11/06/21)$ 155
Figura	81 -	Predição do sensor de CO pelo modelo <i>Ridge</i>
Figura	82 –	Predição do sensor (1) de $MP_{2,5}$ pelo modelo $ADABoost$ 157
		Predição do sensor (2) de MP _{2,5} pelo modelo $ADABoost$ 158
_		Predição do sensor (1) de MP_{10} pelo modelo $Extra\ Trees\ Regressor\ .$. 159
		Predição do sensor (2) de MP_{10} pelo modelo $\textit{Extra Trees Regressor}$ 160
Figura.	86 -	Predição do sensor de temperatura pelo modelo Extra Trees Regressor 161

Figura 87 – Predição do sensor de umidade relativa pelo modelo $Ridge \ldots \ldots 16$
Figura 88 – Exemplo de concentração dos
poluentes nos percursos $(16/02/2022 \text{ a } 18/02/2022) \dots $
Figura 89 – Localização dos percursos dos voluntários na cidade de SP e RMSP $$ 16
Figura 90 – Curvas da relação VE
e FC dos indivíduos durante o TCPE
Figura 91 – Correlação entre FC e VE dos ciclistas
Figura 92 – Concentração de CO nos percursos
Figura 93 – Concentrações de $\mathrm{MP}_{2,5}$ e MP_{10} nos percursos
Figura 94 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ nos percursos do voluntário 14 170
Figura 95 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ nos percursos do voluntário 11
Figura 96 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ nos percursos do voluntário 5
Figura 97 – Modelagem da expectativa do Risco
Relativo de mortalidade (por todas as causas) dos voluntários 18
Figura 98 – TCLE - Página 1
Figura 99 – TCLE - Página 2
Figura 100 – TCLE - Página 3
Figura 101 – TCLE - Página 4
Figura 102 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 1 (12/01/2022 a 14/01/2022)
Figura 103 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 2 $(02/02/2022$ a $04/02/2022)$
Figura 104–Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 3 $(09/02/2022 \text{ a } 11/02/2022) \dots \dots 22$
Figura 105 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 5 $(23/02/2022)$
Figura 106 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 6 $(09/03/2022$ e $11/03/2022)$
Figura 107 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 7 (16/03/2022 e 17/03/2022)
Figura 108–Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 8 $(23/03/2022$ a $25/03/2022)$
Figura 109–Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 9 $(30/03/2022$ a $01/04/2022)$
Figura 110 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 10 $(06/04/2022$ a $08/04/2022)$
Figura 111 – Concentração dos poluentes
nos percursos do voluntário 11 $(13/04/2022$ a $15/04/2022)$

Figura 112 – Concentração dos poluentes nos percursos	
do voluntário 12 (19/04/2022, 20/04/2022 e 22/04/2022)	
Figura 113 – Concentração dos poluentes	
nos percursos do voluntário 13 (27/04/2022 a 29/04/2022) \ldots	
Figura 114 – Concentração dos poluentes	
nos percursos do voluntário 14 (11/05/2022 a 13/05/2022) \ldots	
Figura 115 – Concentração dos poluentes	
nos percursos do voluntário 15 (18/05/2022 a 20/05/2022) \ldots	
Figura 116 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 1 (12/01/2022 a 14/01/2022)	
Figura 117 – Carga inalada de MP _{2,5} (µg)	
nos percursos do voluntário 2 (02/02/2022 a 04/02/2022)	
Figura 118 – Carga inalada de MP _{2,5} (µg)	
nos percursos do voluntário 3 (09/02/2022 a 11/02/2022)	
Figura 119 – Carga inalada de MP _{2,5} (µg)	
nos percursos do voluntário 4 (16/02/2022 a 18/02/2022)	
Figura 120 – Carga inalada de MP _{2,5} (µg)	
nos percursos do voluntário 6 (09/03/2022 e 11/03/2022)	
Figura 121 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 7 (16/03/2022 e 17/03/2022) 243	
Figura 122 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 8 (23/03/2022 a 25/03/2022)	
Figura 123 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 9 (30/03/2022 a 01/04/2022) 245	
Figura 124 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 10 $(06/04/2022 \text{ a } 08/04/2022) \dots 246$	
Figura 125 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 12 $(19/04/2022, 20/04/2022$ e $22/04/2022)$ 247	
Figura 126 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 13 $(27/04/2022 \text{ a } 29/04/2022) \dots 248$	
Figura 127 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg)	
nos percursos do voluntário 15 $(18/05/2022 \text{ a } 20/05/2022) \dots 249$	
Figura 128 – Questionário aplicado para a seleção dos voluntários	

Lista de quadros

Quadro 1 –	National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) - EPA	52
Quadro 2 –	Padrões de qualidade do ar - CE	54
Quadro 3 –	Padrões de qualidade do ar no Estado de SP (DE $\rm n^{o}$ 59.113/2013) $$	60
Quadro 4 –	Critérios para episódios de poluição do ar (DE $\rm n^{o}$ 59.113/2013)	61
Quadro 5 –	Índice de qualidade do ar para o material particulado	61
Quadro 6 –	Índice de qualidade do ar para os gases	61
Quadro 7 –	Índice de qualidade do ar para o material particulado	62
Quadro 8 –	Principais fontes de poluição do ar e poluentes	66
Quadro 9 –	Vantagens e desvantagens dos equipamentos de medição da poluição	
	do ar	71
Quadro 10 –	Usos potenciais dos sensores de baixo custo - EPA	76
Quadro 11 –	Tipos de sensores de gases e suas vantagens e desvantagens	84
Quadro 12 –	Tipos de sensores de particulados e suas vantagens e desvantagens $$. $$.	86
Quadro 13 –	Opções disponíveis para	
	calibração de sistemas de sensores de baixo custo	88
Quadro 14 –	Vantagens e desvantagens dos modelos de ML	
	utilizados para a calibração de sistemas com sensores de baixo custo $$.	93
Quadro 15 –	Modelos e estimadores utilizados para a calibração	138

Lista de tabelas

Tabela 1 –	Estações de monitoramento da CETESB
Tabela 2 –	Principais constituintes gasosos da atmosfera da Terra
Tabela 3 –	Concentração de gases traço na atmosfera
Tabela 4 -	Diretrizes de qualidade do ar e
	metas provisórias para todos os poluentes pela OMS
Tabela 5 –	Padrão de qualidade do ar em 1990 e metas provisórias fixadas em 2018 58
Tabela 6 –	Descrição das características do sensor de particulados PMS7003 $$ 115
Tabela 7 –	Características do sensor CO-B4 (CO)
Tabela 8 –	Características do sensor SHT85
Tabela 9 –	Características do módulo GPS ATGM336H-5N
Tabela 10 –	Características da antena do GPS
Tabela 11 –	Especificações técnicas da bicicleta ergométrica Ergoselect 100 142
Tabela 12 –	Variáveis do TCPE
Tabela 13 –	Recomendações para critérios por nível de desempenho (PL) 144
Tabela 14 –	Fatores que aumentam a absorção de poluentes
Tabela 15 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (CO) 156
Tabela 16 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{2,5}$ (1)) 157
Tabela 17 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{2,5}$ (2)) 158
Tabela 18 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{10}$ (1)) 159
Tabela 19 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{10}$ (2)) 160
Tabela 20 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (Temperatura) 161
Tabela 21 –	Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (Umidade) $\ \ldots \ \ldots \ 162$
Tabela 22 –	Métricas dos modelos selecionados
Tabela 23 –	Detalhamento dos percursos dos ciclistas (12/02/2022 a 20/05/2022) $$. 165
Tabela 24 –	Média, desvio padrão, mínimo e
	máximo da concentração dos poluentes durante os percursos 167
Tabela 25 –	Média, desvio padrão, mínimo e
	máximo de temperatura e umidade durante os percursos
Tabela 26 –	Características dos
	indivíduos e variáveis
	medidas durante o TECP
Tabela 27 –	FC (bpm) e VE (L/min) mensurados durante o TECP $$
Tabela 28 –	PAS, PAD e $VO_{2m\acute{a}x}$ mensurados durante o TECP 169
Tabela 29 –	Média dos coeficientes
	das equações de regressão individuais

Tabela 30 –	Estimativa da VE através da	
	regressão linear, a partir do registro da FC nos percursos	172
Tabela 31 –	Concentração e estimativa	
	da carga inalada de CO, $MP_{2,5}$, MP_{10}	174
Tabela 32 –	Carga inalada (Média, DP,	
	mínimo e máximo) de CO por indivíduo	174
Tabela 33 –	Cargas inaladas (Média, DP,	
	mínimo e máximo) de $MP_{2,5}$ e MP_{10} por indivíduo	175
Tabela 34 –	Duração do esforço físico, concentração de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g/m^3})$	
	nos percursos e de fundo e modelagem da expectativa do risco relativo	
	de	
	mortalidade por todas as causas	178
Tabela 35 –	Comparações com os	
	resultados publicados utilizando o sensor COB4	181
Tabela 36 –	Comparações com os resultados	
	publicados utilizando o sensor COB4 (ML)	182
Tabela 37 –	Características dos estudos	
	publicados utilizando o sensor 7003 (Plantower)	183
Tabela 38 –	Comparações com os resultados	
	publicados utilizando o sensor 7003 (ML ou regressão) $\ \ldots \ \ldots \ \ldots$	183
Tabela 39 –	Outros estudos relacionados as	
	estimativas de concentração de CO durante a prática do ciclismo $$	187
Tabela 40 –	Outros estudos relacionados as	
	estimativas de concentração de $\mathrm{MP}_{2,5}$ durante a prática do ciclismo	187

Sumário

	INTRODUÇÃO
1	REVISÃO DA LITERATURA
1.1	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA
1.1.1	CATEGORIAS DE POLUENTES
1.1.1.1	Gases
1.1.1.2	Material Particulado
1.1.2	PADRÕES DE QUALIDADE DO AR
1.1.2.1	Padrões de qualidade do ar dos EUA e União Europeia 50
1.1.2.2	Diretrizes globais de qualidade do ar da OMS
1.1.2.3	Padrões nacionais
1.1.2.4	Padrões de qualidade do ar do Estado de São Paulo
1.1.3	FONTES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA 63
1.1.3.1	Tipos de poluentes
1.1.3.1.1	Fontes naturais
1.1.3.1.2	Fontes antrópicas
1.1.4	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR
1.1.4.1	Tipos de monitoramento
1.1.4.2	Sensores de baixo custo
1.1.4.2.1	Tipos de sensores
1.1.4.2.2	Métodos de calibração
1.1.5	PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS E OS IMPACTOS NA SAÚDE 97
2	OBJETIVOS
2.1	Objetivo Geral
2.2	Objetivos Específicos
3	METODOLOGIA
3.1	$ m \acute{A}rea~de~estudo~\dots$
3.1.1	Variáveis meteorológicas
3.1.2	Hipsometria
3.2	Materiais e métodos
3.2.1	Equipamentos desenvolvidos e adquiridos para a pesquisa
3.2.1.1	Microcontrolador
3.2.1.2	Placa de circuito impresso
3 2 1 3	Caixa impressa em 3D 112

3.2.1.4	Sensor de $MP_{2,5}$ e MP_{10}
3.2.1.5	Sensor de CO
3.2.1.6	Sensor de umidade e temperatura
3.2.1.7	Sistema de posicionamento global (Global Positioning System - GPS) $$ 119
3.2.1.8	Transmissor cardíaco
3.3	Dados primários
3.3.1	Concentrações de CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10}
3.3.2	Dados meteorológicos
3.4	Calibração dos sensores com a estação Congonhas (CETESB) . 125
3.5	Protocolo de estudo
3.5.1	Indivíduos avaliados
3.5.2	Critérios de exclusão
3.5.3	Aspectos éticos
3.5.4	Teste cardiopulmonar de esforço (TCPE)
3.5.5	Classificação do nível de desempenho dos ciclistas voluntários 143
3.5.6	Registro da frequência cardíaca
3.5.7	Estimativa de carga de poluentes inalada
3.5.8	Modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (RR) por
	todas as causas
3.5.9	Análises estatísticas
4	RESULTADOS
4.1	Calibração dos sensores
4.2	Medição das concentrações dos poluentes nos percursos 163 $$
4.3	Classificação do nível de desempenho dos ciclistas 168
4.4	Relação da ventilação e frequência cardíaca
4.5	Cálculo da carga de poluente inalada
4.6	Modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade
	(RR) por todas as causas
5	DISCUSSÃO
6	CONCLUSÃO
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS
	APÊNDICES 217
APÊNI	DICE A – DOCUMENTOS DA PESQUISA 218
A.1	Termo de Consentimento Livre e Esclarecido - TCLE 219

APÊND	DICE B – ESPACIALIZAÇÃO DOS DADOS	223
B.1	Concentração dos poluentes nos percursos dos voluntários	224
B.2	Carga inalada dos poluentes nos percursos dos voluntários	238
	ANEXOS	250
ANEXO	O A – QUESTIONÁRIO	251
A.1	Questionário aplicado para a seleção dos voluntários	252

Os crescentes processos de urbanização das metrópoles e o uso de veículos motorizados como principais elementos para a mobilidade urbana, acendem o alerta para as questões sobre os efeitos na saúde humana em relação a exposição aos poluentes. Dentre eles, destaca—se o Material Particulado ($MP_{2,5}$ e MP_{10} , referentes a dimensão da partícula em $\mu g/m^3$ – microgramas por metro cúbico), sendo considerado um dos poluentes atmosféricos mais severos. Pode ter origem em fontes naturais (por exemplo, poeira vulcânica, partículas de poeira do deserto) e fontes antrópicas (queimadas, combustão de veículos, emissões industriais)(Badura et al., 2018).

Estima-se que 91% da população mundial está situada em lugares onde os níveis de qualidade do ar excedem os limites preconizados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para a proteção a saúde. Embora a poluição do ar afete países desenvolvidos e em desenvolvimento, são os países de baixa e média renda que enfrentam os maiores impactos. O prognóstico é de cerca de 4,2 milhões de mortes por ano, devido a enfermidades como doenças cardíacas, câncer de pulmão e doenças respiratórias agudas e crônicas (World Health Organization, 2021a).

Em relação a saúde humana, investiga-se que exista uma correlação significativa entre partículas finas de poluentes com morbidade e mortalidade por doenças cardiorrespiratórias (Martins et al., 2002; Saldiva et al., 2005; Toledo et al., 2011; Xavier et al., 2013; Xing; Xu; Shi, 2016) e associação direta com sintomas mais graves de doenças do trato respiratório e impacto na função pulmonar (Analitis et al., 2006). Alguns estudos tem assinalado que, mesmo quando os níveis de poluição estão abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, estes são capazes de causar efeitos na saúde dos indivíduos (Martins et al., 2002; Moraes et al., 2010; Amâncio; Nascimento, 2012; Gavinier; Nascimento, 2014). Existe uma relação entre o crescimento dos níveis de poluição atmosférica nas metrópoles e o crescimento do risco de mortalidade infantil e problemas no desenvolvimento pulmonar, nos primeiros anos de vida (Ritz; Wilhelm, 2003; Schwartz et al., 2013) e acréscimo em atendimentos no serviço público de saúde, decorrente de doenças respiratórias (McCormack et al., 2011). A poluição do ar foi positivamente associada a vários resultados adversos em saúde pública, para diferentes faixas etárias.

Os indivíduos idosos e crianças são mais sensíveis aos efeitos adversos da poluição. Em São Paulo, essa exposição tem sido associada à mortalidade entre crianças menores de 5 anos de idade, devido a doenças respiratórias e forte associação com internações hospitalares de indivíduos menores de 13 anos, em consequência de problemas respiratórios (Saldiva; Freitas, 2004).

Ainda na cidade de São Paulo, Gouveia et al. (2006) verificou a associação de material particulado inalável ao crescimento de 4,6% nas internações por asma em crianças, de 4,3% por doença pulmonar obstrutiva crônica e de 1,5% por doença isquêmica do coração, ambos em população de idosos.

As avaliações sobre os riscos da exposição humana a longo prazo, são frequentemente baseadas em monitoramento a nível local de poluição do ar ambiente e em resultados de pesquisas que utilizam metodologia de coorte, podendo não incluir informações específicas sobre a real exposição ao tráfego de veículos (Russell; Brunekreef, 2009). Outro ponto importante é que as medições obtidas por estações tradicionais de monitoramento da qualidade do ar, não refletem as exposições vividas pelas pessoas, devido à heterogeneidade espacial das concentrações de poluentes e os padrões de mobilidade dos indivíduos (Sivaraman et al., 2013).

Segundo o relatório do Instituto de Saúde e Sustentabilidade (2019), o monitoramento da qualidade do ar nos Estados brasileiros foi reduzido, em comparação ao último levantamento (Instituto de Saúde e Sustentabilidade, 2014). Porém, observou-se um maior número de estações de monitoramento – 375 versus 252. Desse total, 162 estações são públicas, sendo o restante delas sob o domínio de empreendimentos privados, para fins de licenciamento e utilizadas para o monitoramento da qualidade do ar pelo Estado. Outro fato, é que cerca de 60% das estações são automáticas, sendo a maioria delas (56,1%) situadas em regiões metropolitanas das capitais brasileiras e o restante no interior dos Estados, sendo 98,1% da rede possuindo o monitoramento fixo e apenas 5 unidades dedicadas para o monitoramento móvel. Um estudo mais recente (Cirqueira et al., 2021), analisou a situação das redes de monitoramento da qualidade do ar no Brasil e concluiu que são 11 (40.7%) os estados brasileiros que efetivamente realizam o monitoramento. Sendo assim, o Brasil dispõe de 371 (86,3%) estações de monitoramento da qualidade do ar ativas de um total de 430 estações no país. A Região Sudeste possui 298 (80,3%) estações, seguida da Região Norte com 31 (8,4%), Região Sul com 29 (7,8%), Centro-Oeste com 9 (2,4%) e Nordeste com 4 (1,1%). As regiões Norte e Nordeste são muito pouco representadas, apenas por um Estado, cada uma delas, respectivamente, Acre (AC) e Pernambuco (PE) (Figura 1).

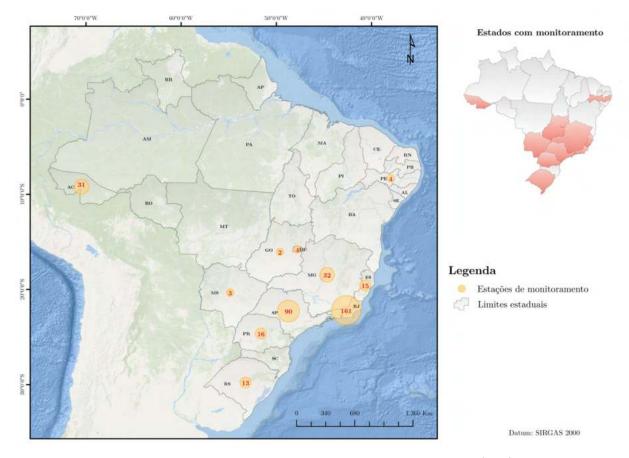


Figura 1 – Distribuição das estações de monitoramento no Brasil

Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados de Cirqueira et al. (2021).

Pela legislação brasileira vigente, o monitoramento da qualidade do ar é uma competência do Poder Público em todos os seus níveis, tendo como principal objetivo a proteção da saúde pública, de modo em que os locais preferencialmente selecionados, devem ser aqueles onde a população está fortemente exposta. Desse modo, esta tem o direito ao acesso à informação e, quando negado, pode ser caracterizado como omissão e até estar sujeito a penalidades, seja por não monitorar ou por não informar o que é monitorado (Frondizi, 2008).

No Estado de São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CE-TESB), realiza os processos para o monitoramento da qualidade do ar desde 1972. Os poluentes monitorados por ela, evidenciam a situação da qualidade do ar e estes, são escolhidos por sua regularidade de episódios e os seus efeitos adversos a saúde, sendo eles o Material Particulado (MP), dióxido de enxofre (SO_2), monóxido de carbono (CO), ozônio (CO_3), Compostos Orgânicos Voláteis (COV) e óxidos de nitrogênio (CO_3). Atualmente, a CETESB conta com 30 estações na Região Metropolitana de São Paulo (CO_3), e estações no interior e 5 estações no litoral (CO_3), e disponibilizam os dados horários no portal da instituição (CO_3).

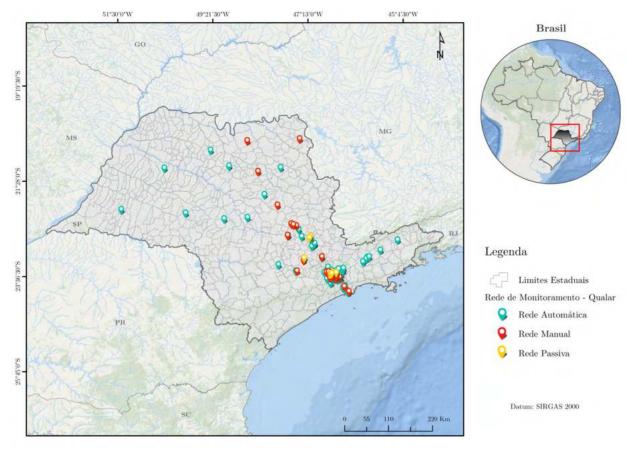


Figura 2 – Distribuição das estações de monitoramento no Estado de SP

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da CETESB (2021a).

Um diagnóstico (Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2014) estima que o valor da unidade de estação de monitoramento automática que, atenda aos poluentes regulamentados, chega ao custo final na ordem de U\$350 mil, sem considerar a infraestrutura de abrigo, equipamentos para o processamento de dados, entre outros. Instalando uma estação completa, com todos os sensores de poluentes necessários para um monitoramento efetivo, o custo final dela chegaria a um valor 40% superior, totalizando à cifra de U\$ 500 mil, sendo isso atribuído a fatores como a inexistência de produção nacional de tecnologias e a carga tributária elevada, podendo essa aumentar o preço original dos equipamentos em 45% a 50%.

Por outro lado, novas abordagens com sensores de baixo custo estão sendo validadas em pesquisas (Trilles et al., 2019; Munir et al., 2019; Drajic; Gligoric, 2020), podendo atender a situação de cidades que apresentam ausência de rede de monitoramento da qualidade do ar ou deficiência, na existência dela. Rada et al. (2012) discorre que os protocolos para as aplicações dos sensores de baixo custo são extremamente recentes, e as pesquisas que vem sendo realizadas, intencionam a integração destas tecnologias às redes tradicionais e a melhoria dos sistemas de informações ambientais. Devido à variabilidade espacial da concentração de poluentes do ar, se torna necessária uma alta densidade de estações móveis com sensores de baixo custo, para o entendimento da dinâmica dos

poluentes (Hasenfratz et al., 2012a). Algumas possibilidades de soluções, seriam o uso conectado de redes de sensores de baixo custo, redes de monitoramento de referência, modelos e dados complementares, como observações de satélite, sendo uma maneira de resolver os conflitos sobre plausibilidade e aplicação dessa solução (Willians et al., 2019).

A cidade de São Paulo passou por um intenso processo de implantação de vias para a circulação de bicicletas, durante os últimos dez anos. Segundo a Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo (CET), foram instaladas 699,2 km de vias com tratamento ciclo viário permanente, sendo 667,1 km de ciclovias/ciclofaixas e 32,1 km de ciclorrotas (Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo, 2021)(Figura 3).

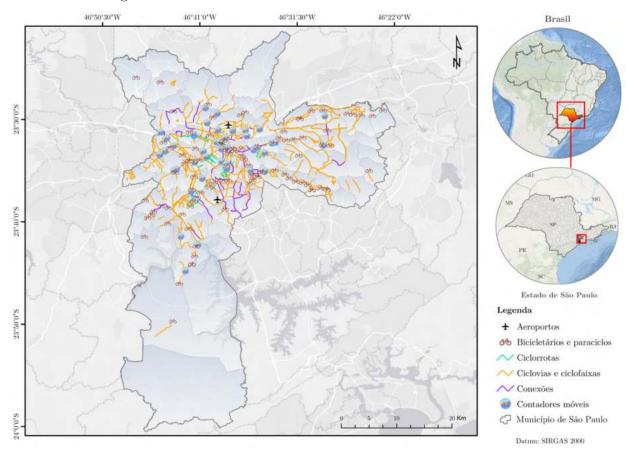


Figura 3 – Infraestrutura cicloviária da cidade de São Paulo

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da CET (2021).

Portanto, constitui-se uma rede de infraestrutura oportuna para monitorar a qualidade do ar, em algumas regiões. Nesse sentido, alguns estudos (Elen et al., 2013; Liu et al., 2015) indicam que as medições móveis sejam aplicadas, afim de se complementar a mensuração tradicional da qualidade do ar, por conta da limitação de abrangência das estações fixas. Outros estudos (Int Panis et al., 2010; Dons et al., 2012; Bigazzi et al., 2014), investigaram a exposição em alguns modais de transporte e concluíram que o ciclismo é geralmente o modal mais exposto, se contabilizadas as taxas de respiração dos indivíduos em ambientes poluídos. A exposição ao material particulado e ao carbono negro

(black carbon - BC), afetam as funções pulmonares dos ciclistas, agravando a condição em indivíduos asmáticos e alterando a variabilidade da frequência cardíaca (Strak; Boogaard; Meliefste, 2010; Weichenthal et al., 2011). A atividade de ciclismo é reconhecida por ser promotora de saúde (De Hartog et al., 2010; Rojas-Rueda et al., 2011), no entanto, os benefícios dessa atividade física podem ser reduzidos na presença de poluentes no ar, ocasionando possíveis surgimentos de doenças respiratórias (Giles; Koehle, 2014; Andersen et al., 2015).

No entanto, alguns estudos de modelagem de impacto na saúde (Mueller et al., 2015; Doorley et al., 2015) estimaram os benefícios e os riscos de viagens ativas (ciclismo, caminhada) em diferentes áreas geográficas. Na maioria deles, os benefícios à saúde decorrentes da atividade física são significativamente maiores que os riscos causados pelo aumento da exposição à poluição do ar.

Para fins de organização dinâmica, o trabalho foi estruturado da seguinte forma. O Capítulo 1 apresenta o estado da arte que a pesquisa foi baseada, especificamente, nos conceitos de poluição atmosférica, saúde ambiental e monitoramento com sensores de baixo custo. O Capítulo 2 apresenta os objetivos (geral e específicos). E os Capítulos 3 a 6 apresentam a descrição detalhada da área de estudo, o desenvolvimento e resultados de cada um dos objetivos específicos, discussão e finalizando com a conclusão.

Revisão da Literatura

1.1 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Desde a antiguidade, há relatos de observações sobre os poluentes atmosféricos e, ao longo dos anos, tendo as suas fontes e composições alteradas conforme as interações antropogênicas (principalmente por derivados da combustão), sendo elas, o principal foco atual de preocupação, do ponto de vista da saúde pública (Smith; Balakrishnan, 2009). A poluição do ar é resultado de uma complexa interação de múltiplas emissões e reações químicas e a classificação tradicional de partículas finas é feita com base no tamanho ou massa (Brook et al., 2010). Em ambientes urbanos, a maior parte da massa do poluente é formada por gases ou compostos em fase de vapor e poluentes secundários, incluindo ozônio (O₃), dióxido de nitrogênio (NO₂), Compostos Orgânicos Voláteis - COV (incluindo benzeno), monóxido de carbono (CO) e dióxido de enxofre (SO₂), sendo estes, amplamente influenciados pelas condições climáticas (tornando-os mais agressivos e sendo gerados durante os períodos quentes, sob influência do alto índice de radiação ultravioleta - UV) (Pöschl, 2015). A variedade de tipos de poluentes na atmosfera se apresenta em uma escala quase infinita, sendo diferidos por suas propriedades físicas (por exemplo, pressão de vapor), propriedades químicas (por exemplo, reatividade), seu estado (gás, líquido ou sólido), a forma como entram na atmosfera (de uma fonte pontual, uma fonte difusa ou da reação química com outros poluentes), a forma como eles deixam a atmosfera (reação química, deposição seca ou deposição úmida), sua vida útil (de microssegundos a milhares de anos), até a razão pela qual podem apresentar problemas (toxicidade, visibilidade, reatividade, potencial de aquecimento global) (Visscher, 2014).

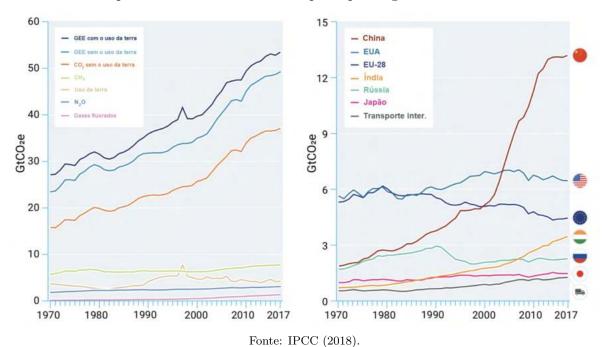
A atmosfera pode ser considerada um sistema macroscópico e de baixa velocidade, sendo assim, regido pelas leis da física clássica. Pela alta complexidade, alguns processos atmosféricos, por exemplo, a interação da radiação com os gases e a reatividade química, necessitam de modelagens com conceitos da mecânica quântica ou da denominada física semiclássica para uma descrição exata (Freitas, 2009).

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº 03/1990 (Art. 1º, parágrafo único) (Brasil, 1990), define poluente atmosférico como:

"Entende-se como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora; prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade."

O relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC (IPCC, 2018), fez o balanço dos níveis globais de emissão de gases de efeito estufa para os maiores emissores e por tipo de gás (Figura 4), e mostra que o mundo viveu um aumento constante nas emissões de gases de efeito estufa ao longo desse período (1970 – 2017). Os Estados Unidos liderou, até 2005, o ranking de países que mais emitiram gases de efeito estufa por ano. Após 2005, incentivada por uma forte industrialização baseada na queima de carvão, a China assume o topo da lista. Por outro lado, Rússia, Índia, Alemanha e Japão também são países que aparecem entre os maiores emissores.

Figura 4 – Níveis globais de emissão de gases de efeito estufa para os maiores emissores e por tipo de gás entre 1970 e 2017.



O Brasil, no final da década de 1980, já figurava nessa lista. Em 2016, o país assume a sexta posição, evidenciando os impactos sobre o descumprimento de políticas ambientais. Nos cálculos do cenário mais atual, o Brasil passa a ser o sétimo maior emissor. Além dos gases, os estudos observacionais atuais sobre os poluentes atmosféricos tem apontado o foco principalmente em material particulado suspenso, especialmente aqueles com menos

de 2,5 µm de dimensão, devido à sua capacidade de penetrar no tecido pulmonar e induzir efeitos sistêmicos (Nemmar et al., 2013).

Observando os dados disponíveis na Secretaria Nacional de Trânsito - Senatran (Brasil, 2021), entre os anos de 2001 a 2021, o Brasil passou de 21,24 milhões para 59,12 milhões de automóveis. As 17 principais regiões metropolitanas do país, são responsáveis por 40% desse crescimento (Figuras 5, 6, 7 e 8). Ou seja, as cidades que enfrentam os piores problemas de trânsito e transporte continuam recebendo boa parte da carga de novos automóveis que passaram a povoar as ruas nos últimos anos. Um estudo (Observatório das Metrópoles, 2019) denominado "Mapa da motorização individual no Brasil", discute que, em processo de motorização, o grupo das áreas metropolitanas abrangem realidades bastante diversas. O primeiro ponto que chama a atenção, são as regiões metropolitanas que apresentam taxas de motorização bem inferiores à taxa do país como um todo, em alguns casos inferiores à taxa de motorização do restante não metropolitano do país. Destaca-se essa situação nas áreas do Norte e Nordeste do país, justamente aquelas onde o crescimento foi mais acelerado nos últimos anos. Belém se enquadra nesse caso, apresentando a menor taxa de motorização entre todas regiões metropolitanas, embora tenha aumentado consideravelmente de 10 autos/100 hab, em 2008, para 16,1 autos/100 hab, em 2018. Destacam-se também as regiões metropolitanas de São Luís (20,1 autos/100 hab), Manaus (19,6 autos/100 hab), Fortaleza (22,5 autos/100 hab), Salvador (23 autos/100 hab) e Natal (25,9 autos/100 hab). No caso das regiões Sul e Sudeste, Curitiba e Campinas lideram o ranking em nível de motorização. O Brasil fechou o ano de 2021 com o quantitativo de 111 109 134 de veículos.

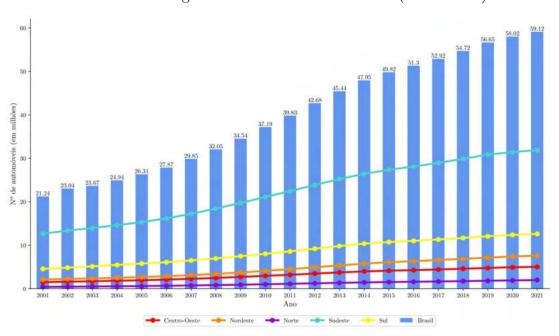


Figura 5 – Evolução da frota de automóveis nas Grandes Regiões e no Brasil – 2001 a 2021 (em milhões)

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do Senatran (2021).

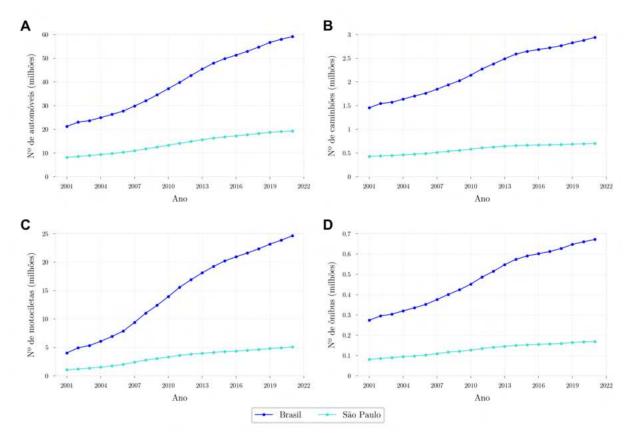


Figura 6 – Evolução da frota de veículos em São Paulo e no Brasil – 2001 a 2021 (em milhões)

A - Frota de automóveis (em milhões); B - Frota de caminhões (em milhões); C - Frota de motocicletas (em milhões) e D - Frota de ônibus (em milhões).

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do Senatran (2021).

15 até 25

Figura 7 – Taxa de motorização por automóveis por município – 2001 a 2021

Elaborado pelo autor a partir de dados do Senatran (2021).

Automóvel Motocicleta Caminhonete 4.52% Motoneta 3.49% Camioneta 2.65% Caminhão Reboque Utilitário 1.15% Semi-reboque Caminhão trator 0.71% Ônibus 0.6% Ciclomotor 0.39% Micro-ônibus 0.38% Triciclo 0.04% Trator de rodas 0.03% Outros 0.02% Sidecar 0.01% Trator de esteira 0.0% Bonde 0.0% Chassi plataforma 0.0% Quadriciclo 0.0% 0 10 20 60 Total (%)

Figura 8 – Frota por tipo de veículo no Brasil até 2021, por tipo de veículos

Elaborado pelo autor a partir de dados do Senatran (2021).

Focando para a poluição, resultante desse processo de motorização, calcula-se que na RMSP as emissões de poluentes correspondem a aproximadamente 132 mil ton/ano de CO, 42 mil ton/ano de hidrocarbonetos (HC), 77 mil ton/ano de NO_x , 4,5 mil ton/ano de MP e 11 mil ton/ano de óxidos de enxofre (SO_x) , sendo os veículos responsáveis por 97%das emissões de CO, 81% de HC, 80% de óxidos de nitrogênio (NO_x), 48% de SO_x e 40%de MP. Vale ressaltar que a RMSP é responsável por aproximadamente 40% das emissões de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metano (NMHC) e aldeídos (RCHO) e por 30% das emissões de NO_x , MP e SO_2 do Estado de São Paulo (Gouveia et al., 2017). A CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2020a), estima que São Paulo enfrenta uma situação particularmente preocupante por deter cerca de 40% da frota automotiva do país. Segundo o cálculo utilizando a metodologia do inventário estadual, descrita no Relatório de Emissões Veiculares da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2020a), é de aproximadamente 15,4 milhões de veículos, sendo 10,4 milhões de automóveis, 1,9 milhões de comerciais leves, 560 mil ônibus e caminhões e 2,5 milhões de motocicletas. A RMSP possui mais de 7 milhões de veículos, levando em consideração todos os tipos. A idade média da frota calculada para 2019 é de 10,1 anos. A Figura 9, demonstra a evolução da emissão desses compostos ao longo dos últimos 14 anos e inclui além dos poluentes citados, a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), em dióxido de carbono equivalente (CO_{2ea}) .

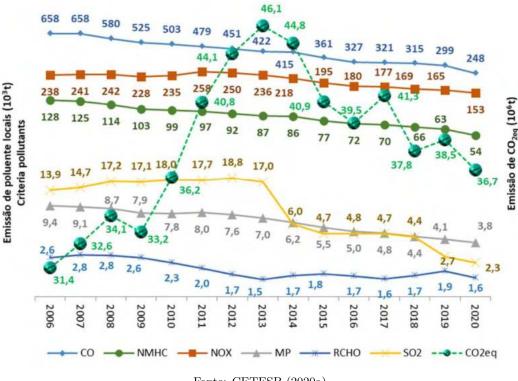


Figura 9 – Evolução da emissão de poluentes no Estado de São Paulo - 2006 a 2020

Fonte: CETESB (2020a).

O inventário de emissões veiculares elaborado pela CETESB, calcula que foram emitidas em 2018 no Estado de São Paulo, 299 mil toneladas de CO, 63 mil toneladas de COV (NMHC), 165 mil toneladas de NO_x , 4,1 mil toneladas de MP e 2,7 mil toneladas de SO_2 , todos considerados poluentes tóxicos.

Contudo, a epidemia do coronavírus (Corona Virus Disease 2019 - COVID-19) impactou o cenário global das emissões atmosféricas, impondo severas mudanças nas atividades humanas, a partir do primeiro semestre de 2020. As consequências, afetaram o consumo global de energia e as emissões de dióxido de carbono (CO₂), porém, muitos detalhes desses efeitos ainda permanecem desconhecidos.

Relatórios iniciais (Evans, 2020; Myllyvirta, 2020; Liu et al., 2020), baseados em uma amostra limitada de usinas de energia pelo mundo e observações indiretas de poluentes atmosféricos por sensoriamento remoto, sugeriram uma significativa queda nas emissões globais (Figuras 10, 11 e 12).

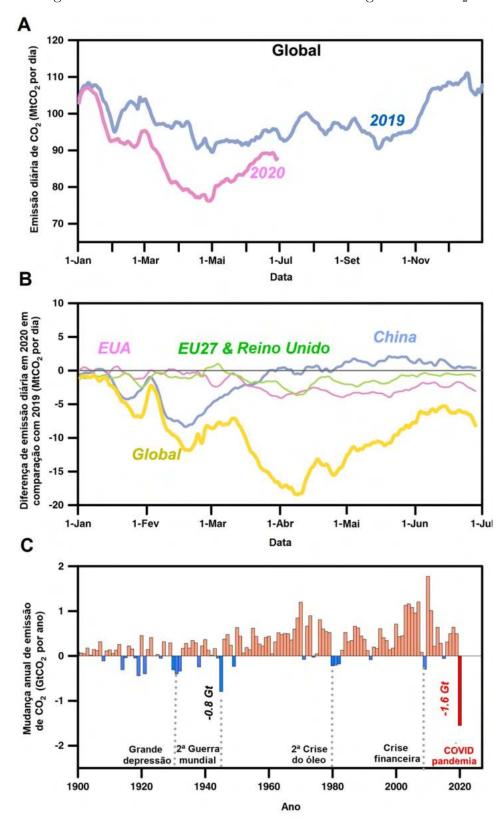


Figura 10 – Efeitos do COVID-19 nas emissões globais de CO₂

A - Emissões diárias de $\rm CO_2$ em 2019 e 2020 (média contínua de 7 dias); B - agregado de emissões globais em diferentes tempos de efeitos e em diferentes regiões (média contínua de 7 dias); C - $\rm COVID$ -19 causa a maior redução anual das emissões de $\rm CO_2$ desde 1900.

Fonte: Adaptado de Liu et al. (2020).

C Global China **EUA** Emissões (MtCO₂ por dia) por dia) -8.8% dia) -3.7% -13.3% Feriado de 2019 (-1550.5 Mt) (-338.3 Mt ğ 30 2019 Emissões (MtCO₂ p Emissões (MtCO₂ 2020 Dia do trabalho Dia da Independência Natal da 2020 2020 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov Data Data Data F E D India Japão Brasil por dia) -7.5% Emissões (MtCO₂ por dia) -15.4% Emissões (MtCO₂ por dia) -12.0% 2019 4.0 (-205.2 Mt) (-43.1 Mt) (-25.9 Mt 1.4 Holi 3.5 2019 2019 Emissões (MtCO₂ 2019 1.2 3.0 Natal 2020 1.0 2.5 2020 2020 0.8 2.0 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov Data Data Data H I G Rússia Reino Unido Alemanha -5.3% por dia) -15.0% -15.1% Emissões (MtCO₂ por dia) por dia) (-54.0 Mt) (-26.8 Mt) (-40.5 Mt) 3.0 2019 Emissões (MtCO₂ Emissões (MtCO₂ 2019 0.8 2019 3.6 0.6 1.5 2020 2020 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov Data Data Data J K L França Itália Espanha Doc dia 1.0 Emissões (MtCO₂ por dia) Emissões (MtCO₂ por dia) -14.2% -13.7% -18.8% (-22.9 Mt) (-21.5 Mt) (-23.1 Mt) 2019 1.2 Emissões (MtCO₂ 8.0 2019 0.8 2019 0.9 0.6 0.6 Natal 2020 0.4 0.6 2020 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov 1-Jan 1-Mar 1-Mai 1-Jul 1-Set 1-Nov Data Data Data

Figura 11 – Emissões diárias de CO₂ para os países durante a epidemia do COVID-19

A - Global; B - China; C - EUA; D - Índia; E - Japão; F - Brasil; G - Rússia; H - Reino Unido; I - Alemanha; J - França; K - Itália e L - Espanha.

Fonte: Adaptado de Liu et al. (2020).

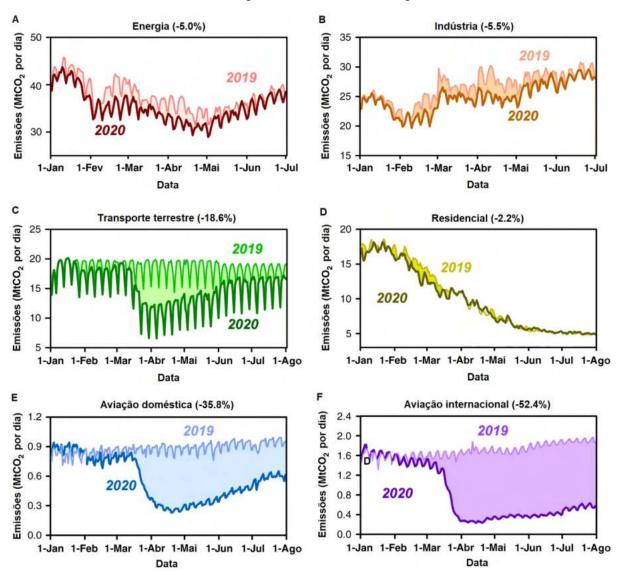


Figura 12 – Emissões globais diárias de ${\rm CO}_2$ durante a epidemia do ${\rm COVID}\text{-}19$ para os setores

 ${\bf A}$ - Setor de energia; ${\bf B}$ - Setor da indústria; ${\bf C}$ - Setor de transporte terrestre; ${\bf D}$ - Setor residencial; ${\bf E}$ - Setor de aviação (e aviação doméstica); ${\bf F}$ - Aviação internacional.

Fonte: Adaptado de Liu et al. (2020).

A International Energy Agency - IEA (International Energy Agency, 2020), em seu relatório global de energia de 2020, utilizou projeções mensais de demanda de energia de combustível fóssil para estimar um declínio de -5% nas emissões globais de CO₂, no período de janeiro-abril de 2020, em comparação com o mesmo período em 2019. Le Quéré et al. (2020), empregou dados do índice de confinamento, sob a suposição de que as emissões reduziram de acordo com a intensidade do lockdown e estimou que as emissões diárias em abril de 2020 foram 17% menores que a média de emissões diárias em 2019.

Rosenbloom et al. (2020) explica que desde o início da pandemia do COVID-19, as observações sobre as restrições de deslocamentos pelo mundo reduziram a poluição do ar e as emissões de GEE. Os satélites de monitoramento da *National Aeronautic and Space*

Administration (NASA) detectaram, no período entre os meses de janeiro e fevereiro de 2020, na porção central da China, a redução de 30% na concentração de NO_2 e de 20% na de CO_2 (Dutheil et al., 2020).

Em São Paulo, as estações de monitoramento da CETESB registraram a partir do estabelecimento da quarentena (22/03/2020) pelo governo do Estado de SP, com o decreto nº 64.881 (São Paulo, 2020), uma pequena redução de emissões de alguns poluentes. Foram selecionadas oito estações para a observação de dados desse comportamento, sendo as mesmas que foram utilizadas na sequência desse estudo: Cerqueira César, Congonhas, Ibirapuera, Marginal Tietê, Parque Dom Pedro II, Pinheiros, Santo Amaro e São Caetano (Tabela 1).

Tabela 1 – Estações de monitoramento da CETESB

Estação	Poluentes	Latitude	Longitude
Cerqueira César	$CO, MP_{10}, NO_2 e SO_2$	-23.5535	-46.6727
Congonhas	$CO, MP_{2,5}, MP_{10}, NO_2 e SO_2$	-23.6163	-46.6634
Ibirapuera	$CO, MP_{2,5}, NO_2 e O_3$	-23.5918	-46.6606
Marginal Tietê	$CO, MP_{2,5}, MP_{10}, NO_2 e SO_2$	-23.5187	-46.7433
Parque Dom Pedro II	$CO, MP_{2,5}, MP_{10}, NO_2 e O_3$	-23.5448	-46.6276
Pinheiros	$CO, MP_{2,5}, MP_{10}, NO_2 e O_3$	-23.5614	-46.7020
Santo Amaro	$CO \in MP_{10}$	-23.6553	-46.7095
São Caetano	$CO, MP_{2,5}, MP_{10}$	-23.6191	-46.5562

Fonte: CETESB (2021)

A partir desse período estabelecido no decreto, observa-se que os índices dessas estações de monitoramento sofreram sutis reduções em sua concentração, principalmente nos poluentes CO, MP_{2,5}, MP₁₀ (Figuras 13, 14, 15, 16, 17 e 18). Essa queda pode ter alguma relação com o comportamento da redução dos deslocamentos de veículos e pausa no funcionamento dos serviços, por conta da epidemia do COVID-19. Foi utilizado o Índice de Qualidade do Ar (IQAr), definido pela estrutura do índice utilizado pela CETESB. Ele é utilizado para a avaliação dos efeitos dos poluentes na população, dispondo de um indicador, que foi desenvolvido para auxiliar a ação para as tomadas de decisão, à medida que permite uma avaliação dos locais que necessitam de maior intervenção e da efetividade das medidas adotadas.

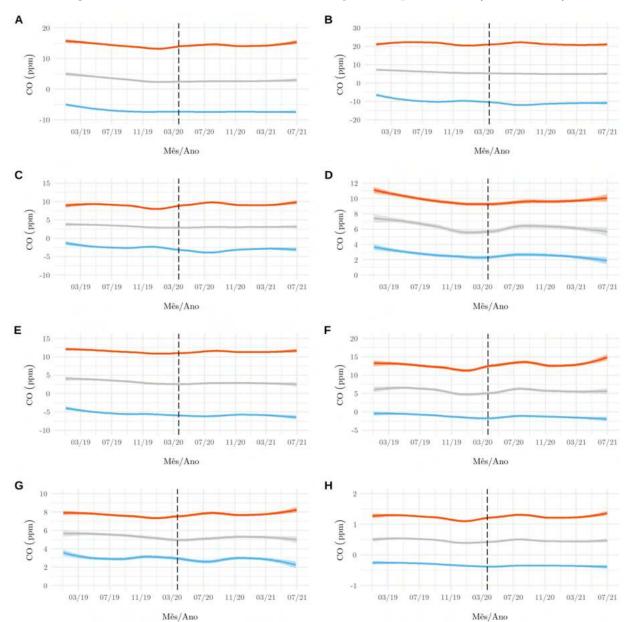


Figura 13 – Média diária de CO das estações na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto nº 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). Séries temporais médias de CO nas estações da CETESB. A - Cerqueira César; B - Congonhas; C - Ibirapuera; D - Marginal Tietê; E - Parque Dom Pedro II; F - Pinheiros; G - Santo Amaro e H - São Caetano do Sul. Nota 1: média anual (cinza), estação fria (azul), estação quente (vermelha). Nota 2: a área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%.

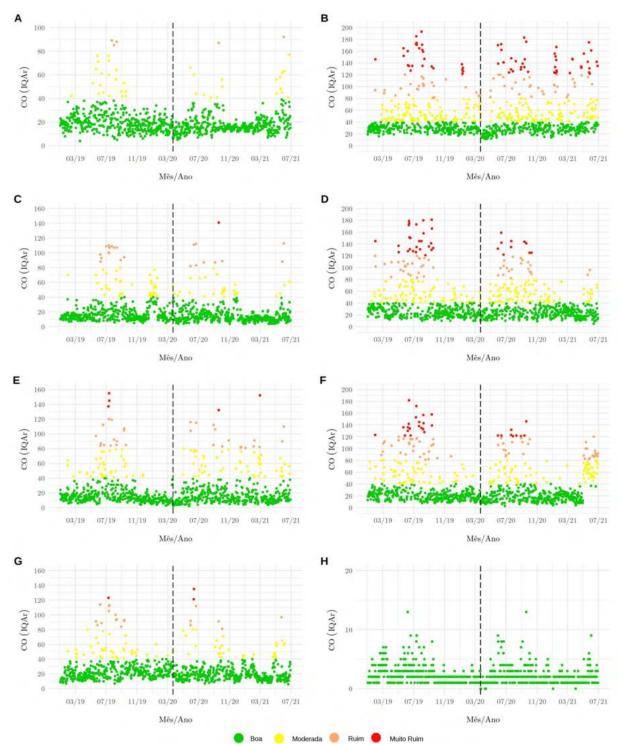


Figura 14 – IQAr do CO na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto nº 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). A - Estação Cerqueira César; B - Estação Congonhas; C - Estação Ibirapuera; D - Estação Marginal Tietê; E - Estação Parque Dom Pedro II; F - Estação Pinheiros; G - Estação Santo Amaro e H - Estação São Caetano do Sul.

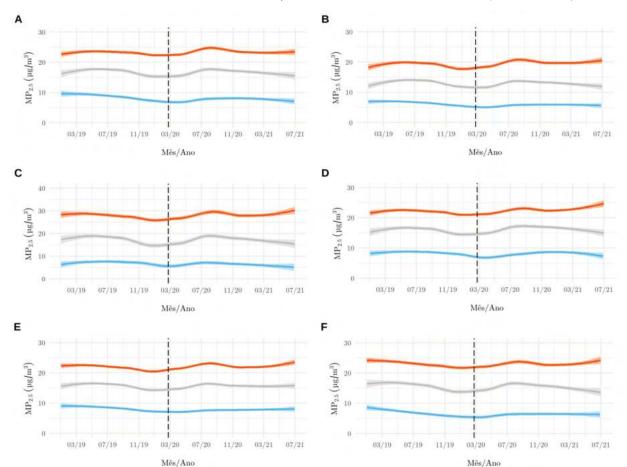


Figura 15 – Média diária de $\mathrm{MP}_{2,5}$ das estações na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto nº 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). Séries temporais médias de $MP_{2,5}$ nas estações da CETESB. A - Estação Congonhas; B - Estação Ibirapuera; C - Estação Marginal Tietê; D - Estação Parque Dom Pedro II; E - Estação Pinheiros e F - São Estação Caetano do Sul. Nota 1: média anual (cinza), estação fria (azul), estação quente (vermelha). Nota 2: a área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%.

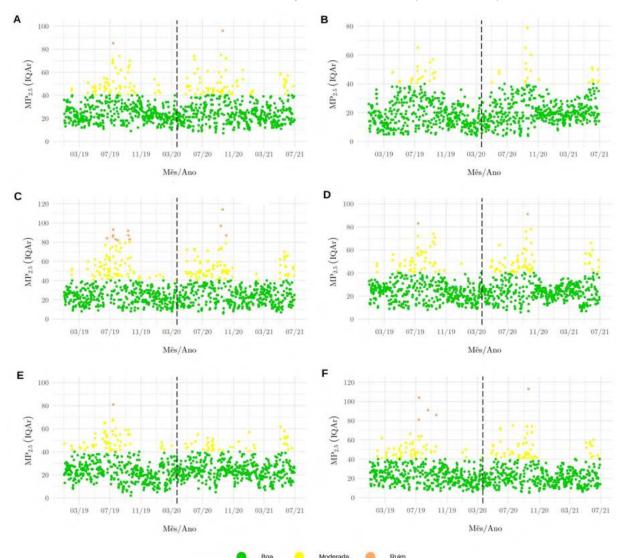


Figura 16 – IQAr do $\mathrm{MP}_{2,5}$ na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto no 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). A – Estação Congonhas; B - Estação Ibirapuera; C - Estação Marginal Tietê; D - Estação Parque Dom Pedro II; E - Estação Pinheiros e F - Estação São Caetano do Sul.

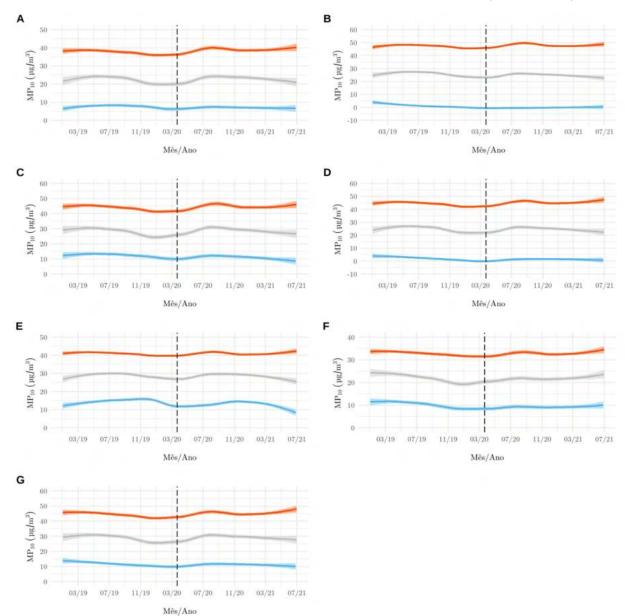


Figura 17 – Média diária de MP_{10} das estações na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto nº 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). Séries temporais médias de MP_{10} nas estações da CETESB. A - Cerqueira César; B - Congonhas; C - Marginal Tietê; D - Parque Dom Pedro II; E - Pinheiros; F - Santo Amaro e G - São Caetano do Sul. Nota 1: média anual (cinza), estação fria (azul), estação quente (vermelha). Nota 2: a área sombreada representa o intervalo de confiança de 95%.

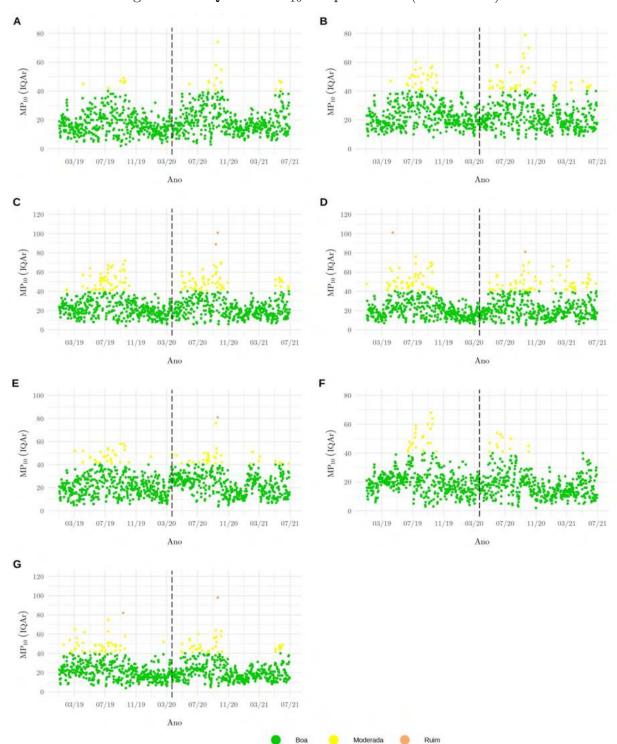


Figura 18 – IQAr do MP_{10} na quarentena (2019 - 2021)

Referência baseada no decreto nº 64.881/SP, que define o início da quarentena em SP (22/03/2020). A - Estação Cerqueira César; B - Estação Congonhas; C - Estação Marginal Tietê; D - Estação Parque Dom Pedro II; E - Estação Pinheiros; F - Estação Santo Amaro e G - Estação São caetano do Sul.

1.1.1 CATEGORIAS DE POLUENTES

1.1.1.1 Gases

A atmosfera é dividida em camadas (Figura 19) e sua composição, alcança uma ampla extensão, consistindo da existência de vários gases, possuindo proporções médias razoavelmente constantes, tanto em posições horizontais e verticais diferentes quanto em momentos diferentes, sendo esses os seus constituintes naturais, ou seja, deste modo, nem todo gás presente na atmosfera pode ser considerado um poluente (Colls, 2002).

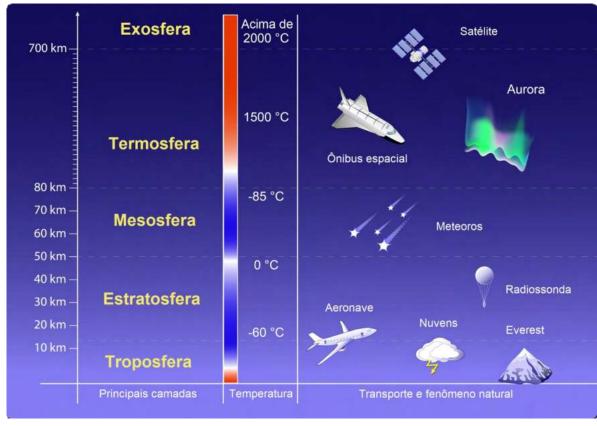


Figura 19 – Camadas da atmosfera.

Fonte: Adaptado de Watts (2018).

A situação corrente da composição da atmosfera é oriunda de ciclos de transformações relativamente recentes e a existência de vapor de água, supostamente, está associada a eventos que o expeliram do interior da Terra, e uma vez presente nela, foi condensado, propiciando a formação dos atuais oceanos. O comportamento extremamente oxidante da atmosfera, devido à presença do oxigênio, pode ter se estabilizado aos níveis atuais há cerca de 400 milhões de anos. Uma porção mínima da composição dos gases da atmosfera, cerca de 0,07%, se encontram os chamados gases traço. Parte deles, principalmente devido a ação antrópica em áreas urbanas, apresentam concentrações em níveis superiores quando comparados a regiões remotas (Seinfeld et al., 1998).

Os parâmetros meteorológicos (temperatura, umidade relativa do ar, velocidade e direção do vento, etc.) possuem comportamento com alta variabilidade e estão estreitamente correlacionados às flutuações na concentração de constituintes traço. Contudo, a estrutura constituinte dos gases da atmosfera é essencialmente constante entre os gases denominados majoritários como o nitrogênio (78%), oxigênio (21%) e argônio (0,93%). (Warneck et al., 1998; Finlayson-Pitts et al., 2000; Wallace et al., 2006).

A Tabela 2 relaciona as proporções dos gases que estão presentes em concentrações de cerca e acima de 1 ppm. A massa molecular média do ar seco, que resumidamente é a massa contida em 1 mol de substância, pode ser encontrada somando os produtos das proporções por volume e as massas molares de seus componentes principais.

Tabela 2 – Principais constituintes gasosos da atmosfera da Terra

Constituinte	Peso Molecular	Concentração
Nitrogênio (N_2)	28,01	78,08%
Oxigênio (O_2)	32,00	$20{,}95\%$
Argônio (Ar)	39,95	0,93%
Vapor de Água (H_2O)	18,02	0 - 5%
Dióxido de Carbono (CO_2)	44,01	$380~\mathrm{ppmv^1}$
Neônio (Ne)	20,18	18 ppmv
Hélio (He)	4,00	5 ppmv
Metano (CH_4)	16,04	1,75 ppmv
Criptônio (Kr)	83,80	1 ppmv
Hidrogênio (H_2)	2,02	0.5 ppmv
Óxido Nitroso (N_2O)	56.03	0.3 ppmv
Ozônio (O ₃)	48,00	0 - 0,1 ppmv

¹ppmv (parte por milhão em volume).

Fonte: Adaptado de Wallace et al. (2006).

Sabe-se, porém, que as fontes de emissões gasosas antrópicas e naturais contribuem para que diversas espécies químicas ocasionem efeitos adversos à saúde e, portanto, tenham a necessidade de serem regulamentados. Os fatores que determinam a definição do gás como um poluente atmosférico é a sua composição química, a sua concentração e a sua localização nas camadas atmosféricas. Os principais gases traço presentes no meio urbano e de interesse para os estudos de poluição do ar, são o CO, NO_x , O_3 , HC e o SO_2 . Especialmente, O_3 e o NO_2 destacam-se por serem os principais componentes da poluição fotoquímica, que resultam de reações químicas entre NO_x e COV's na presença de luz solar (Metcalfe et al., 2005; Seigneur, 2019). A Tabela 3 descreve a concentração desses gases (ambientes de ar limpo versus ar contaminado).

Poluentes	${\bf Concentração~(ppbv^1)}$			
1 Oldelites	Ar limpo	Ar contaminado		
СО	120	1000 - 10.000		
NO_2	0,1 - 0,5	50 - 250		
NO	0,01 - 0,05	50 - 750		
O_3	20 - 80	100 - 500		
SO_2	1 - 10	20 - 200		

Tabela 3 – Concentração de gases traço na atmosfera

Fonte: Adaptado de Wallace et al. (2006).

Os poluentes atmosféricos são classificados em dois macro grupos: poluentes primários e poluentes secundários. Os poluentes primários são provenientes de emissões diretamente das fontes emissoras (CO, SO_2 , NO_x , etc). Na região de baixa atmosfera, esses poluentes podem sofrer alterações e reações fotoquímicas, produzindo os poluentes denominados secundários. Levando em consideração que a formação de poluentes secundários, tais como o ozônio, demandam certo espaço de tempo e ocorrem com a mecânica da movimentação das massas de ar, é regular que concentrações elevadas destes atinjam áreas mais afastadas das fontes de emissão que os poluentes primários (Loureiro, 2005).

Ao serem emitidos na atmosfera, os poluentes primários passam por processos complexos em seu transporte, na mistura e transformação química, originando uma distribuição variável das suas concentrações na atmosfera, tanto no espaço como no tempo. As variáveis que mais influenciam as distribuições de concentração na atmosfera, são as condições de emissão e as meteorológicas (umidade, temperatura, direção e velocidade dos ventos), no sentido em que podem ser transportados a grandes distâncias antes de atingirem a superfície do solo (Tundo et al., 2007).

1.1.1.2 Material Particulado

Vincent et al. (1990) explica que o termo "material particulado" aerotransportado ou MP, é uma mistura complexa de partículas e gotículas líquidas. O termo "aerossóis" também é usado, mas a definição científica se refere a partículas líquidas ou sólidas suspensas em um gás transportador ou uma mistura de gases. Ao considerar a partícula, independentemente do gás carreador, o termo "partículas" é mais adequado.

As categorias de dimensões das partículas abrangem várias ordens de magnitude. Uma classificação frequentemente utilizada é baseada nas propriedades aerodinâmicas, portanto, na distribuição do tamanho delas. Esta classificação é importante, pois, está

¹ppbv (parte por bilhão em volume).

relacionada ao seu transporte e remoção no ar, ao direcionamento da deposição no sistema respiratório e está associada à composição química e às fontes de origem (Harrison; Yin, 2000; Brown; Zeman; Bennett, 2002). Essas propriedades são convenientemente resumidas pelo diâmetro aerodinâmico equivalente (D_{ae}) que é o tamanho de uma esfera de densidade unitária (1 g/cm³) com as mesmas características aerodinâmicas (mesma velocidade de sedimentação no ar) que a partícula considerada (Hinds, 1999).

Essa terminologia, define que as Partículas Totais em Suspensão (PTS) correspondem a todas as partículas suspensas, independentemente de tamanho. As partículas com um diâmetro aerodinâmico inferior a 1 μ m são chamadas MP_{1,0} (por exemplo, partículas das emissões de diesel). Partículas ultrafinas, nanopartículas ou MP_{0,1}, são partículas com um diâmetro aerodinâmico inferior a 0,1 μ m. Elas são geradas por processos de conversão de gás em partículas que ainda não estão bem definidos. Sua vida útil pode ser da ordem de minutos, devido à sua rápida coagulação ou impactação aleatória nas superfícies (Kulmala et al., 2004). Aquelas com um diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 μ m, são chamadas de partículas finas e MP_{2,5}. Aquelas com um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 μ m, são referidas como partículas grossas ou MP₁₀. MP (2,5 - 10) são as partículas com um D_{ae} entre 2,5 e 10 μ m.

A Figura 20 mostra a proporção do MP fino e grosso, em relação a dimensão de um fio de cabelo humano. As partículas finas e grossas variam em sua origem, na transformação, na remoção, na composição, nas propriedades ópticas e nos impactos à saúde.

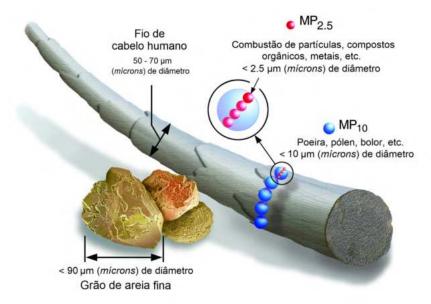


Figura 20 – Dimensões do material particulado.

Fonte: Adaptado e traduzido de U.S. Environmental Protection Agency (2021a).

As partículas são fisicamente complexas em definição de formato, tornando-se mais esféricas quando dissolvidas ou envelhecidas (Seinfeld et al., 2016).

No entanto, para fins de simplificação de entendimento e explicabilidade de formato, frequentemente, leva-se em consideração o padrão esférico. Em geral, a sua vida útil pode ser de minutos a uma semana, dependendo do tamanho e são afetadas por processos de deposição, transporte, dispersão e química.

1.1.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

Conforme a recomendação da OMS, uma diretriz é definida como qualquer tipo de orientação sobre a proteção de seres humanos ou receptores ambientais dos efeitos adversos de poluentes do ar, enquanto um valor de referência é uma concentração ou um nível de deposição (ou seja, um valor numérico) que está ligado a um tempo médio, ao qual nenhum efeito adverso à saúde é esperado. Diretrizes e valores de referência recomendados pela organização, visam fornecer uma base para a proteção da saúde pública e reduzir ao mínimo esses contaminantes, que são conhecidos como variáveis agressivas à saúde humana.

Os padrões de qualidade do ar são considerados o nível de qualquer poluente atmosférico que é adotado por uma autoridade reguladora, como exequível e deve incluir o método de medição, as estatísticas usadas para derivar o valor a ser comparado com o padrão, o tempo médio (por hora, anual, etc.) e o número permitido de ultrapassagens (Siciliano et al., 2020).

1.1.2.1 Padrões de qualidade do ar dos EUA e União Europeia

Os padrões nacionais de qualidade do ar são definidos por cada país, no intuito de proteção a saúde pública de seus cidadãos e são um componente importante das políticas ambientais e de saúde (World Health Organization, 2005). As leis norte americanas sobre qualidade de ar, serviram de referência para a construção da legislação brasileira. Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (EPA) é o órgão responsável pela definição dos índices de qualidade e estabeleceu o *National Ambient Air Quality Standards* - NAAQS (Quadro 1), que caracteriza o nível máximo permitido para os poluentes atmosféricos CO, Chumbo (Pb), NO₂, O₃, MP_{2,5}, MP₁₀ e SO₂. A escolha desses poluentes é baseada no impacto sobre a saúde e a EPA define dois tipos de padrões: primários e secundários. Os padrões primários são definidos para proteger a saúde de populações "sensíveis" como asmáticos, crianças e idosos. Os padrões secundários, estão preocupados com a proteção do meio ambiente. Eles são determinados para lidar com os danos às plantações, vegetação, edificações e animais. Em sua revisão mais recente

do NAAQS, a EPA examinou uma variedade de estudos científicos, consultando o Clean $Air\ Scientific\ Advisory\ Committee\ e\ considerou\ cerca\ de\ 60\ 000\ comentários\ públicos\ (relacionados\ ao\ padrão\ de\ O_3).$ Com relação ao padrão $MP_{2,5}$, a EPA afirmou que havia "incertezas significativas" com as evidências científicas que apoiam a revisão ou fortalecimento do padrão atual de $MP_{2,5}$. Com relação ao padrão de O_3 , a EPA concluiu que "as evidências de efeitos à saúde recentemente disponíveis, não diferem substancialmente daquelas disponíveis na última revisão, quando o padrão foi estabelecido". Como resultado, a EPA determinou que os padrões atuais para $MP_{2,5}$ e de O_3 continuam a proteger a saúde pública e o bem-estar e devem ser mantidos sem revisão (Braga et al., 2005).

Quadro 1 – National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) - EPA

Poluente	Primário/ Secundário	Tempo médio	Concentração	Limites
CO	Primário	8 h	9 ppm	Não deve exceder
	Filliano	1 h	35 ppm	mais de uma vez por ano
Pb	Primário e Secundário	Média móvel de 3 meses	0,15 μ g/m ³ (1)	Não deve ser ultrapassado
NO_2	Primário	1 h	100 ppb	98º percentil de concentrações máximas diárias de 1 hora, em média ao longo de 3 anos
	Primário e Secundário	1 ano	53 ppb ⁽²⁾	Média anual
O_3	Primário e Secundário	8 h	0,070 ppm ⁽³⁾	Quarta maior concentração diária máxima anual de 8 horas, com média de 3 anos
MD	Primário	1 ano	$12,0~\mu\mathrm{g/m^3}$	Média anual, média de 3 anos
$MP_{2,5}$	Secundário	1 ano	15,0 μg/m ³	Média anual, média de 3 anos
	Primário e Secundário	24 h	$35~\mu \mathrm{g/m^3}$	98º percentil, média de 3 anos
MP_{10}	Primário e Secundário	24 h	$150 \ \mu g/m^3$	Não deve exceder mais de uma vez por ano, em média, durante 3 anos
SO_2	Primário	1 h	75 ppb ⁽⁴⁾	99º percentil de concentrações máximas diárias de 1 hora, em média ao longo de 3 anos
	Secundário	3 h	0,5 ppm	Não deve exceder mais de uma vez por ano

 $^{^{(1)}}$ Em áreas designadas com o não cumprimento para os padrões de Pb antes da promulgação dos padrões atuais (2008), e para as quais os planos de implementação para atingir ou manter os padrões atuais (2008) não foram submetidos e aprovados, os padrões anteriores (1,5 µg/m³ como uma média trimestral do calendário) também permanecem em vigor. $^{(2)}$ O nível do padrão anual de NO₂ é 0,053 ppm. É mostrado aqui em termos de ppb para fins de comparação mais clara com o nível padrão de 1 hora.

Fonte: adaptado e traduzido de U.S. Environmental Protection Agency (2021b).

 $^{^{(3)}}$ Regra final assinada em 01/10/2015 e efetivada em 28/12/2015. As normas de O_3 anteriores (2008) não foram revogadas e permanecem em vigor para as áreas designadas. Além disso, algumas áreas podem ter certas obrigações de implementação contínua, de acordo com os padrões O_3 de 1 hora (1979) e 8 horas (1997), revogados anteriormente.

⁽⁴⁾ Os padrões anteriores de SO₂ (0,14 ppm 24 horas e 0,03 ppm anual), permanecerão em vigor em certas áreas: (1) qualquer área para a qual ainda não tenha decorrido 1 ano desde a data efetiva de designação sob o atual padrão (2010), e (2) qualquer área para a qual um plano de implementação prevendo o cumprimento do padrão atual (2010) não foi submetido e aprovado e que é designada como não cumprimento sob os padrões de SO₂ anteriores ou não está atendendo aos requisitos de uma chamada SIP sob os padrões de SO₂ anteriores (40 CFR 50.4 (3)). Uma chamada SIP é uma ação da EPA que exige que um Estado reenvie todo ou parte de seu Plano de Implementação Estadual para demonstrar a obtenção do NAAQS necessário.

A EPA tem um papel importante na definição dos padrões de qualidade do ar a nível nacional, bem como de critérios para a gestão da qualidade do ar, assistência nas políticas estaduais, colaboração em estudos, estruturação de dados, deliberação em diretrizes e regras, que vieram a ganhar força com a aprovação pelo Congresso dos Estados Unidos da América (EUA), da Política Nacional de Ar Limpo, o "Clean Air Act" (CAA), sendo um marco no que diz respeito a controle da poluição do ar (U.S. Environmental Protection Agency, 2021c).

Na Europa, os países que hoje compõe a União Europeia (UE), se posicionam sobre a qualidade do ar desde o final dos anos 1970, a partir de uma série de diretivas que estabelecem padrões para o fornecimento de proteção contra concentrações excessivas de poluentes, com base nas pesquisas mais recentes sobre os efeitos da poluição do ar na saúde. O primeiro instrumento importante foi a Diretiva-Quadro da Qualidade do Ar, desenvolvido pela Comissão Europeia (EC), denominado 96/62/CE (European Commission, 1996) e suas diretivas resultantes, que estabeleceram padrões para uma gama de poluentes, incluindo o O₃, MP₁₀ e NO₂, no período até 2004. Como parte da Estratégia Temática sobre Poluição do Ar de 2005, a Comissão propôs consolidar a diretiva-quadro e as três primeiras diretivas resultantes, numa única diretiva relativa à qualidade do ar ambiente, adotada como 2008/50/EC (European Commission, 2008), e definiu os objetivos para o MP_{2.5}. Juntamente com a quarta diretiva resultante 2004/107/EC (European Commission, 2004), a Diretiva de Qualidade do Ar Ambiente fornece a estrutura atual para o controle das concentrações ambientais de poluição do ar na UE. O controle das emissões de fontes móveis, a melhoria da qualidade dos combustíveis e a promoção e integração dos requisitos de proteção ambiental no setor de transporte e energia, fazem parte desses objetivos. A legislação europeia, em matéria de qualidade do ar, se estrutura em certos princípios. O primeiro é que os Estados-membros dividem o seu território em várias zonas e aglomerações. Nelas, os Estados-Membros devem realizar avaliações dos níveis de poluição atmosférica utilizando medições, modelos e outras técnicas empíricas - e comunicar os dados em conformidade sobre a qualidade do ar à EC. Onde os níveis são elevados, ou seja, acima do limite ou dos valores-alvo, os Estados-membros devem preparar um plano ou programa de qualidade do ar para abordar as fontes responsáveis e, assim, garantir o cumprimento do valor-limite antes da data em que ele entra formalmente em vigor. Além disso, as informações sobre a qualidade do ar devem ser divulgadas ao público. A UE, utiliza o sistema de padrões baseados em "valores-limite" e "valores-alvo" (Quadro 2), que definem a concentração máxima para cada poluente, embasadas em estudos científicos e tem como objetivo, reduzir os impactos na saúde humana e meio ambiente (art.2, Diretiva 2008/50/EC). Essa diretiva visa conciliar as características regionais (economia, distribuição social, política e cultural) de cada um de seus países-membro.

Quadro 2 – Padrões de qualidade do ar - CE

Poluente	Concentração	Tempo médio	Prazo	Limites
$MP_{2,5}$	25 μg/m ³ ***	1 ano	A partir de 01/01/2010	N/A
SO_2	$350~\mu\mathrm{g/m^3}$	1 h	A partir de 01/01/2005	24
	$125~\mu\mathrm{g/m^3}$	24 h	A partir de 01/01/2005	3
NO_2	$200~\mu\mathrm{g/m^3}$	1 h	A partir de 01/01/2010	18
	$40 \mu g/m^3$	1 ano	A partir de 01/01/2010 *	N/A
MP_{10}	$50~\mu\mathrm{g/m^3}$	24 h	A partir de 01/01/2005 **	35
	40 μg/m ³	1 ano	A partir de 01/01/2005 **	N/A
CO	$10~\mu\mathrm{g/m^3}$	Média diária máxima de 8 h	A partir de 01/01/2005	N/A
O_3	$120~\mu\mathrm{g/m^3}$	Média diária máxima de 8 h	A partir de 01/01/2010	25 dias em média ao longo de 3 anos
Pb	$0.5~\mu\mathrm{g/m^3}$	1 ano	A partir de 01/01/2005	N/A
Benzeno	$5~\mu \mathrm{g/m^3}$	1 ano	A partir de 01/01/2010	N/A
Arsênio (As)	6 ng/m^3	1 ano	A partir de 31/12/2012	N/A
Cádmio (Cd)	5 ng/m^3	1 ano	A partir de 31/12/2012	N/A
Níquel (Ni)	20 ng/m^3	1 ano	A partir de 31/12/2012	N/A
Hidrocarb. aromáticos policíclicos	1 ng/m ³	1 ano	A partir de 31/12/2012	N/A

^{*} Nos termos da Diretiva 2008/50/UE, o Estado-Membro pode solicitar uma prorrogação de até cinco anos (ou seja, máximo até 2015) numa zona específica. O pedido está sujeito a uma avaliação pela Comissão. Em tais casos, dentro do período de prorrogação, o valor-limite aplica-se ao nível do valor-limite + margem máxima de tolerância (48 μ g/m³ para o valor-limite anual de NO_2).

Fonte: Adaptado e traduzido de European Commission (2008).

^{**} Nos termos da Diretiva 2008/50/UE, o Estado-Membro pode solicitar uma prorrogação até três anos após a data de entrada em vigor da nova diretiva (ou seja, maio de 2011) numa zona específica. O pedido foi sujeito a avaliação pela Comissão. Em tais casos, dentro do período de extensão de tempo, o valor limite aplica-se ao nível do valor limite + margem máxima de tolerância (35 dias a 75 μ g/m³ para o valor-limite diário MP₁₀, 48 μ g/m³ para o valor-limite anual de MP₁₀).

^{***} A Diretiva 2008/50/CE introduziu objetivos adicionais de $MP_{2,5}$, visando a exposição da população a partículas finas. Estes objetivos são definidos a nível nacional e baseiam-se no indicador de exposição média (AEI). Isso é determinado como uma concentração média anual de $MP_{2.5}$ de 3 anos consecutivos, calculada sobre as estações de monitoramento selecionadas em aglomerações e grandes áreas urbanas, definidas em locais de fundo urbano, para melhor avaliar a exposição a $MP_{2,5}$ da população em geral.

1.1.2.2 Diretrizes globais de qualidade do ar da OMS

As diretrizes de qualidade do ar da OMS foram publicadas pela última vez em 2006 e, a partir dela, reconheceu-se a poluição do ar como a maior ameaça ambiental à saúde humana, baseado na elevada contribuição adversa a saúde da população. Novos estudos continuaram a documentar esses efeitos e grandes avanços em tecnologias de medição aconteceram, desde então, como a utilização de instrumentos de sensoriamento remoto por satélite associados a modelos de transporte químico, melhorando substancialmente a compreensão dos níveis e tendências de poluição em todo o mundo. Com isso, essas diretrizes foram atualizadas em 2021 (OMS, 2021b). O objetivo geral delas, são fornecer recomendações para a qualidade do ar, expressas como concentrações de longo ou curto prazo de uma série de poluentes atmosféricos importantes. Essas diretrizes não são normas juridicamente vinculativas. Porém, elas fornecem aos países uma ferramenta que pode fomentar legislações, políticas públicas e o desenvolvimento de padrões de qualidade do ar. Em última análise, o objetivo delas é fornecer orientação para auxiliar a redução dos níveis de poluentes do ar e amenizar a enorme carga de atendimentos em saúde a nível mundial, resultantes da exposição à poluição do ar. A Tabela 4 resume os níveis recomendados pelas diretrizes de qualidade do ar e metas provisórias para todos os poluentes.

Poluente $(\mu g/m^3)$	Tempo médio	Me	Meta provisória			Nível da diretriz
		1	2	3	4	
$MP_{2,5}$	Anual	35	25	15	10	5
WII 2,5	24 h ^a	75	50	37,5	25	15
MP_{10}	Anual	70	50	30	20	15
1011 10	24 h ^a	150	100	75	50	45
O_3	Alta temporada b	100	70	-	-	60
O_3	8 h^a	160	120	-	-	100
NO_2	Anual	40	30	20	-	10
_	24 h ^a	120	50	-	-	25
$\overline{\mathrm{SO}_2}$	24 h ^a	125	50	-	-	40
CO	24 h ^a	7	-	-	-	4

Tabela 4 – Diretrizes de qualidade do ar e metas provisórias para todos os poluentes pela OMS

Fonte: Adaptado de OMS (2021b).

1.1.2.3 Padrões nacionais

No Brasil, em 1989, foi lançado o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR), apresentando pela primeira vez uma preocupação com a questão, estabelecendo o monitoramento da qualidade do ar como uma atribuição dos Estados. No ano seguinte, foi publicado o primeiro dispositivo legal decorrente do PRONAR, com o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) definindo os padrões de qualidade do ar, que foram estabelecidos e aprovados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 03, de 28 de junho de 1990 (Brasil, 1990).

A Resolução 03/90, estabelece dois tipos de padrões de qualidade do ar, definindo-os em primários e secundários:

- Padrões Primários: são as concentrações de poluentes que, se ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população;
- Padrões Secundários: são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o

^a99º percentil (ou seja, 3-4 dias de excesso por ano);

 $[^]b$ Média da concentração diária máxima de 8 horas de ${\rm O}_3$ nos seis meses consecutivos.

mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

De acordo com a nova legislação, a Resolução do CONAMA nº 491 de 2018 (Brasil, 2018), não há dados pré-determinados para adotar para cada alvo provisório e nem valores finais para MP_{2,5}, MP₁₀, O₃, NO₂ e SO₂, e os órgãos ambientais de cada Estado e o Distrito Federal devem elaborar um plano para controlar as emissões de poluentes, considerando o indivíduo, fontes de emissão, características geográficas e os padrões nacionais. A nova resolução também estabelece que o Ministério do Meio Ambiente e os órgãos ambientais de cada Estado e o Distrito Federal, devem estabelecer um guia com métodos de referência para determinar as concentrações de poluentes e calcular os Índices de Qualidade do Ar (IQAr), usando os principais poluentes (MP_{2,5}, MP₁₀, O₃, NO₂ e SO₂ e CO). Especialmente, MP_{2,5} não era um poluente na legislação do CONAMA de 1990. Sobre o O₃, o tempo médio, que foi de 1 h (com o valor 160 μg m⁻³ que não deve ser excedido mais de uma vez ao ano), foi aumentado na resolução de 2018 para 8 h (Tabela 5).

Tabela 5 – Padrão de qualidade do ar em 1990 e metas provisórias fixadas em 2018

Poluente	Tempo médio	Co	oncentraç	ão média	/ (µg/n	n^3)
1 ordente	rempo medio	1990	IT-1	IT-2	IT3	2018
MP_{10}	média anual	50	40	35	30	20
1011 10	média 24h	150	120	100	75	50
$MP_{2,5}$	média anual	-	20	17	15	10
WII 2,5	média 24h	-	60	50	37	25
O_3	média 8h	-	140	130	120	100
O_3	média 1h	160^{a}	-	-	-	-
NO_2	média anual	100^{a}	60	50	45	40
NO_2	média 1h	320^{a}	260	240	220	200
go.	média 24h	365^{a}	125	50	30	20
SO_2	média anual	80	40	30	20	-
CO	média 8h	9	-	-	-	9^b
Pb^c	média anual		-	-	-	0,5
MPT	média 24h	240	-	-		240

^aPadrão primário.

IT-1: alvo intermediário 1; IT-2: alvo intermediário 2; IT-3: alvo intermediário 3.

Fonte: Adaptado de Siciliano et al. (2020).

1.1.2.4 Padrões de qualidade do ar do Estado de São Paulo

O Estado de São Paulo, por intermédio da CETESB, propôs a revisão dos padrões de qualidade do ar, referenciado nas diretrizes estipuladas pela OMS, com a participação da sociedade civil e órgãos governamentais. Com isso, resultou na publicação do Decreto Estadual nº 59.113 de 23/04/2013 (São Paulo, 2013), que define os novos padrões de qualidade do ar, mediante a um conjunto de metas gradativas e progressivas afim de que se atinja o objetivo de redução da poluição atmosférica, a níveis aceitáveis periodicamente.

Esse decreto estabelece que o controle e monitoramento da qualidade do ar no território do Estado de São Paulo, serão validados por meio de Padrões de Qualidade do Ar, observados os seguintes critérios:

1. Metas Intermediárias (MI): valores provisórios a serem cumpridos em etapas, visando à melhoria progressiva da qualidade do ar no Estado de São Paulo, baseada na busca

 $^{^{}b}$ Unidades em ppm.

 $[^]c\mathrm{Pb}$ determinado no material particulado total.

pela redução das emissões de fontes fixas e móveis, em linha com os princípios do desenvolvimento sustentável;

2. Padrões Finais (PF): Padrões determinados pelo melhor conhecimento científico para que a saúde da população seja preservada ao máximo em relação aos danos causados pela poluição atmosférica.

A CETESB também propôs um sistema de IQAr, que realiza os cálculos, utilizando as concentrações combinadas de $\mathrm{MP}_{2,5}$, MP_{10} , SO_2 , CO , O_3 e NO_2 . A metodologia se baseia na aplicação de uma fórmula matemática (Equação 1) aos resultados de concentração obtidos, de forma que é possível classificar a qualidade do ar em categorias (Boa, Moderada, Ruim, Muito Ruim e Péssima), deixando, dessa forma, a interpretação dos dados de uma forma mais didática.

$$IQAr = \frac{I_{sup} - I_{inf}}{C_{sup} - C_{inf}} \times (C - C_{inf}) + I_{inf}$$
(1)

 I_{Sup} – valor crítico superior do índice;

 I_{Inf} – valor crítico inferior do índice;

 \mathcal{C}_{Sup} – concentração do poluente que corresponde ao $\mathcal{I}_{Sup};$

 C_{Inf} – concentração do poluente que corresponde ao C_{Inf} ;

C – concentração medida para o poluente em questão.

O IQAr é utilizado pela CETESB desde o ano de 2013 e tem uma escala de cinco níveis, de boa qualidade do ar (0-40) a poluição extremamente alta (> 200). Entre 41 e 80, a qualidade do ar é considerada "Moderada", um nível em que a população não é considerada afetada, exceto para um número reduzido de pessoas. Para um IQAr no intervalo de 81-120, a qualidade do ar é considerada "Ruim", se pelo menos um dos padrões nacionais para critérios de poluentes for excedido. Os outros níveis, 121-200 e > 200, representam um grave risco para a saúde pública e é classificada como "Péssima". Assim como o padrão de qualidade do ar nacional, São Paulo também estabeleceu médias intermediárias para cada poluente, assim como os critérios para episódios agudos de poluição do ar, ambos estabelecidos no Decreto Estadual (DE) nº 59.113 de 2013 e a qualificação do ar está atrelada à Resolução CONAMA nº 491/2018 e independe do padrão de qualidade/meta intermediária em vigor, uma vez que está relacionada aos efeitos à saúde humana (Quadros 3, 4, 5, 6 e 7).

Quadro 3 – Padrões de qualidade do ar no Estado de SP (DE nº 59.113/2013)

Poluente	Tempo de	MI1	MI2	MI3	PF
1 ordente	amostragem	$(\mu \mathrm{g/m^3})$	$(\mu g/m^3)$	$(\mu \mathrm{g/m^3})$	$(\mu \mathrm{g/m^3})$
MP_{10}	24 h	120^{a}	100	75	50
WII 10	MAA^1	40^a	35	30	20
MP ₂ -	24 h	60^a	50	37	25
$MP_{2,5}$	MAA^1	20^a	17	15	10
SO_2	24 h	60^a	40	30	20
SO_2	MAA^1	40^a	30	20	-
NO_2	1 h	260^{a}	240	220	200
NO_2	MAA^1	60^a	50	45	40
O_3	8 h	140^{a}	130	120	100
СО	8 h	-	-	-	9 ppm^a
Fumaça*	24 h	120^{a}	100	75	50
(FMC)	MAA^1	40^a	35	30	20
PTS*	24 h	-	-	-	240^{a}
110	$ m MGA^2$	-	_	_	80^{a}
Pb**	MAA^1	-	-		0.5^{a}

Fonte: Adaptado de São Paulo (2013).

Média aritmética anual.
 Média geométrica anual.

^aPadrões vigentes.

^{*} Parâmetros auxiliares a serem utilizados apenas em situações específicas.

^{**} Chumbo - a ser monitorado apenas em áreas específicas.

Quadro 4 – Critérios para episódios de poluição do ar (DE n° 59.113/2013)

Parâmetros	Atenção	Alerta	Emergência
${ m MP_{2,5}} \ (\mu { m g/m^3}) - 24 \ { m h}$	125	210	250
${ m MP_{10}} \ (\mu { m g/m^3}) - 24 \ { m h}$	250	420	500
$ m SO_2 \ (\mu g/m^3) - 24 \ h$	800	1600	2100
$ m NO_2 \ (\mu g/m^3) - 1 \ h$	1130	2260	3000
CO (ppm) – 8 h	15	30	40
O ₃ (μg/m³) – 8 h	200	400	600

Fonte: Adaptado de São Paulo (2013).

Quadro 5 — Índice de qualidade do ar para o material particulado

		\mathbf{MP}_{10}	$\mathbf{MP}_{2,5}$
Qualidade	Índice	$(\mu { m g/m^3})$	$(\mu { m g/m^3})$
		24 h	24 h
N1 - Boa	0 - 40	0 - 50	0 - 25
N2 - Moderada	41 - 80	> 50 - 100	> 25 - 50
N3 - Ruim	81 - 120	> 100 - 150	> 50 - 75
N4 - Muito Ruim	121 - 200	> 150 - 250	> 75 - 125
N5 - Péssima	>200	> 250	> 125

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2021b).

Quadro 6 – Índice de qualidade do ar para os gases

		\mathbf{O}_3	CO	\mathbf{NO}_2	\mathbf{SO}_2
Qualidade	Índice	$(\mu { m g/m^3})$	(ppm)	$(\mu { m g/m^3})$	$(\mu { m g/m^3})$
		8 h	8 h	1 h	24 h
N1 - Boa	0 - 40	0 - 100	0 - 9	0 - 200	0 - 20
N2 - Moderada	41 - 80	> 100 - 130	> 9 - 11	> 200 - 240	> 20 - 40
N3 - Ruim	81 - 120	> 130 - 160	> 11 - 13	> 240 - 320	> 40 - 365
N4 - Muito Ruim	121 - 200	> 160 - 200	> 13 - 15	> 320 - 1130	> 365 - 800
N5 - Péssima	> 200	> 200	> 15	> 1130	> 800

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2021b).

Quadro 7 — Índice de qualidade do ar para o material particulado.

Qualidade	Índice	Significado
N1 - Boa	0 - 40	
		Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos
N2 - Moderada	41 - 80	e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas)
		podem apresentar sintomas como tosse seca e
		cansaço. A população, em geral, não é afetada.
		Toda a população pode apresentar sintomas
		como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos,
N3 - Ruim	81 - 120	nariz e garganta. Pessoas de grupos sensíveis
mun - tum		(crianças, idosos e pessoas com doenças
		respiratórias e cardíacas) podem apresentar
		efeitos mais sérios na saúde.
		Toda a população pode apresentar agravamento
		dos sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos
N4 - Muito Ruim	121 - 200	olhos, nariz e garganta e ainda falta de ar e
N4 - Mullo Rulli	121 - 200	respiração ofegante. Efeitos ainda mais graves à
		saúde de grupos sensíveis (crianças, idosos e
		pessoas com doenças respiratórias e cardíacas).
		Toda a população pode apresentar sérios riscos
N5 - Péssima	>200	de manifestações de doenças respiratórias e
No - ressima	<u></u> >200 	cardiovasculares. Aumento de mortes
		prematuras em pessoas de grupos sensíveis.

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2021b).

1.1.3 FONTES DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A exposição à poluição do ar é um fator de risco que pode vir a causar impactos na saúde. O risco epidemiológico, pode ser definido como a probabilidade de ocorrer uma doença, lesão ou infecção. A avaliação de risco da poluição do ar, segue o caminho da poluição do ar (Figura 21) desde as fontes até as emissões, passando pelas concentrações, as exposições, as doses, até finalmente alcançar os impactos na saúde (Smith, 1993; McGranahan; Murray, 2003; U.S. Environmental Protection Agency, 2009).

Figura 21 – Fluxo da poluição do ar



Fonte: Adaptado de Smith (1993), McGranahan e Murray (2003), U.S. Environmental Protection Agency (2009).

Segundo Smith (1993), as fontes são a origem do poluente, geralmente atrelados a quantidade e qualidade do combustível utilizado. As emissões são os poluentes atmosféricos liberados da fonte e são caracterizados pelo ambiente, transporte e transformação. As concentrações são a quantidade de um poluente do ar no espaço e no tempo. As exposições são concentrações de poluentes atmosféricos que são inalados e dependem de caminhos, durações, intensidades e frequências de contato com o poluente. As doses são o quanto da exposição é depositada no corpo. Os impactos na saúde, resultante do acumulado das doses, podem ser classificados como agudos (curto prazo) ou crônicos (longo prazo) e são inespecíficos no sentido de que têm muitos fatores de risco associados. O monitoramento e a intervenção podem ocorrer em qualquer estágio ao longo dessa via.

Os impactos na saúde são os principais indicadores de risco, embora as medidas de controle nesta fase sejam muitas vezes tardias e complicadas, devido à sua natureza não específica. O entendimento das doses ainda é um componente mal compreendido para muitos poluentes estudados. Medidas e padrões de controle geralmente focam em fontes, emissões e concentrações, com os esforços recentes visando a duração das exposições.

1.1.3.1 Tipos de poluentes

Brait (2008) descreve que existe uma variedade grande de substâncias em suspensão na atmosfera, tornando difícil a meta de elaboração de uma classificação. Sendo assim, entende-se separar os poluentes em duas categorias (Figura 22):

- 1. Poluentes Primários: são emitidos diretamente pelas fontes de emissão;
- 2. **Poluentes Secundários:** são constituídos na atmosfera, por reação química entre poluentes primários e constituintes naturais da atmosfera.

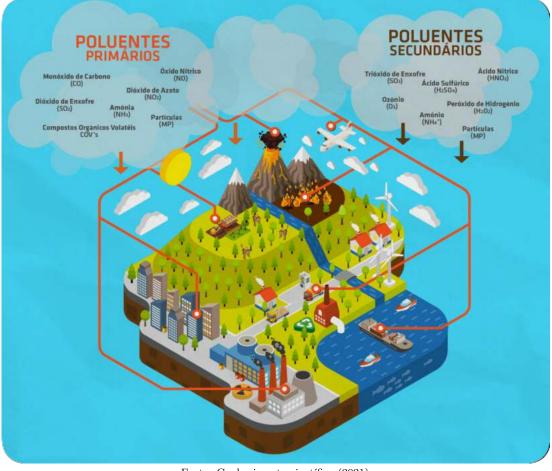


Figura 22 – Poluentes primários e secundários.

Fonte: Conhecimento científico (2021).

O conceito de fonte de poluição atmosférica é extenso, podendo ser resumido como um local (área ou região) ou processo capazes de liberar matéria ou energia para a atmosfera, tornando-a poluída (Bretschneider; Kurfürst, 1987). Cavalcanti (2003) cita que o conceito abre uma diversidade de classificações que seguem as seguintes definições:

- Fontes estacionárias ou fontes fixas: seguem em subdivisões de dois grupos, de acordo com a sua escala de impacto. O primeiro grupo contempla as atividades de baixa significância nas áreas urbanas (queimadas, combustão em processos de padaria, hotéis e outras atividades de baixo impacto); o segundo grupo, é constituído por atividades que tipicamente são de relevante impacto, por sua complexidade e intensidade, a exemplo dos processos industriais;
- Fontes móveis: são definidas por meios de transporte que fazem a utilização de processos de combustão para a dinâmica de mobilidade;
- Fontes de área: são compostas por muitas fontes de poluição menores, que não são um grande problema por si mesmas, mas quando consideradas como um grupo, se tornam potenciais poluidoras (como áreas agrícolas, cidades e lareiras a lenha);

• Fontes naturais: contempla os processos naturais que resultam em emissão atmosférica (atividades vulcânicas, os aerossóis marinhos, a liberação de hidrocarbonetos pelas plantas, etc.).

Sabe-se que uma grande parte dos poluentes ambientais atmosféricos são provenientes de emissões das atividades humanas em grande escala, principalmente nos grandes centros urbanos (atividades industriais, processos de produção de energia, combustão em motores, etc.) (Figura 23).

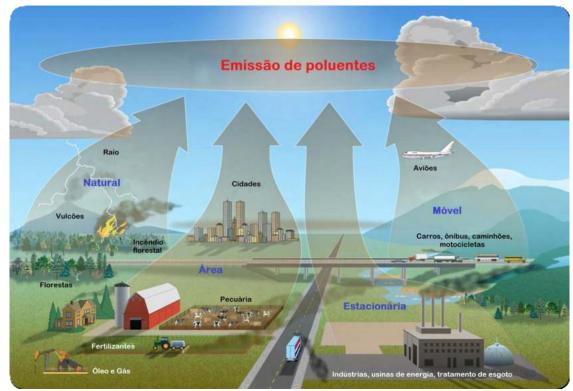


Figura 23 – Tipos de fontes de poluição do ar.

Fonte: Adaptado de U.S. National Park Service (2021).

Essas atividades são realizadas em proporções globais, se tornando significativamente os maiores contribuintes para a poluição do ar, estimando-se que as frotas de automóveis sejam responsáveis por aproximadamente 80% da poluição atual (Möller; Schuetzle; Autrup, 1994). Por outro lado, outras atividades humanas tem impactado, em menor escala (técnicas de cultivo agrícola, uso de aquecedores, etc.), bem como diversas fontes naturais, a exemplo das erupções vulcânicas, poeiras desérticas e incêndios florestais (Quadro 8).

Tipos	Fontes	Poluentes
Fontes fixas (estacionárias)	Combustão	Material particulado, dióxido de
		enxofre, monóxido de carbono,
		hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio
	Processo industrial	Material particulado (fumos, poeiras e
		névoas), gases - hidrocarbonetos,
		mercaptanas, HF,H_2S e NO_x
	Queima de resíduo sólido	Material particulado, gases - SO_2 ,
		SO_3 , $HCl e NO_x$
	Outros	Hidrocarbonetos e particulados
Fontes móveis	Veículos a gasolina,	Material particulado, monóxido de
	diesel, álcool, aviões,	carbono, óxidos de enxofre, óxidos de
	motocicletas, barcos,	nitrogênio, hidrocarbonetos, aldeídos
	locomotivas, etc	e ácidos orgânicos
Fontes naturais	Vulcões, poeiras desérticas	Material particulado, poeira, gases -
		SO_2 , CO , SO_3 , H_2S ,
		NO, NO_2 e hidrocarbonetos
Reações químicas na atmosfera	-	Poluentes secundários - O ₃ , aldeídos,
		ácidos orgânicos, nitratos orgânicos,
		aerossol fotoquímico, etc

Quadro 8 – Principais fontes de poluição do ar e poluentes

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (1994).

1.1.3.1.1 Fontes naturais

A natureza possui processos em seus ciclos que contribuem com as emissões locais e, dependendo do potencial do fenômeno, impactando em maiores magnitudes, quando comparadas às emissões antropogênicas. Um exemplo dessas fontes, é proveniente de poeiras desérticas, ocorrendo devido à ação dos ventos sobre o solo, sendo essas regiões as principais fontes emissoras. Existe uma diversidade de granulometrias que caracterizam as partículas de solo e, quanto menor o seu diâmetro, maior é a sua capacidade de transporte. Alguns estudos (Artaxo et al., 2008; Gomes, 2015; Costa, 2018; Santos, 2018) explicam sobre a escala desse processo, evidenciando que as partículas originárias do deserto do Saara são transportadas até a região da floresta Amazônica, apresentando um importante papel nos ciclos de fertilidade do solo amazônico, auxiliando na manutenção de macro nutrientes essenciais para as plantas, a exemplo do potássio e fósforo.

Acredita-se que 540 milhões de toneladas de CO₂ sejam lançados diretamente na atmosfera anualmente, resultado das atividades vulcânicas na superfície terrestre (Burton; Sawyer; Granieri, 2013). Além do CO₂, uma infinidade de gases e aerossóis com características nocivas são emitidos, tais como óxidos de nitrogênio e de enxofre, sulfeto de hidrogênio (H₂S), cloreto de hidrogênio (HCl), fluoreto de hidrogênio (HF), sulfeto de carbonila (COS), cinzas e partículas sólidas (Delmelle; Stix, 2000; Durand et al., 2004).

Outra fonte importante é o solo, que em seu desenvolvimento produz óxido nitroso (N_2O) , resultado da atividade de desnitrificação, a amônia (NH_3) , derivada de processos aeróbicos e gases redutores como o metano (CH_4) , óxido nítrico (NO), H_2S resultante da fermentação anaeróbica em zonas úmidas (Lisboa, 2014).

Contudo, a poluição atmosférica oriunda de processos naturais é absorvida pelo ambiente, de forma geral, por meio de seus mecanismos de controle físico-químicos, capazes de estabilizar os poluentes emitidos por esses fenômenos.

1.1.3.1.2 Fontes antrópicas

As atividades antrópicas tem intensificado os episódios de poluição do ar, aportando volumosas quantidades de poluentes, tornando o aumento dos índices de qualidade do ar um problema ambiental de magnitude global, sendo assunto nos grandes debates da atualidade, como no caso do aquecimento global, em que a causa é atribuída ao lançamento acelerado de GEE na atmosfera (Flannery, 2007).

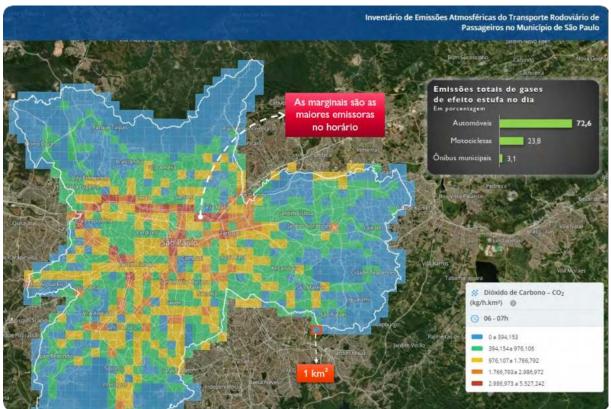
Os combustíveis fósseis (gás natural, derivados do petróleo e carvão mineral) apresentam em suas composições químicas, expressivas quantidades de enxofre, que em seus processos de combustão, dispensam consideráveis quantidades de SO_2 (Martins et al., 2002).

As emissões veiculares têm uma grande participação na redução da qualidade do ar atmosférico, substancialmente nas áreas urbanas. Essas emissões dispersam uma infinidade de substâncias tóxicas que, em contato com o sistema respiratório, podem produzir vários efeitos negativos à saúde. Stern et al. (1984) explica que a quantidade de poluentes emitidos é dependente de fatores como a tecnologia do motor, regulagem e manutenção e até o modo como é feita a condução do veículo. Em metrópoles como São Paulo, o tráfego de veículos corresponde a cerca de 90% das emissões de CO, 80% a 90% das emissões de NO_x , HC e um considerável aporte de particulados, constituindo uma ameaça à saúde humana (World Resources Institute (WRI), 1996).

Veículos pesados (ônibus e caminhões) respondem pela maior parte das emissões de óxidos de nitrogênio e de enxofre. Por outro lado, os denominados veículos leves (veículos de passeio), com combustão a gasolina e a álcool, são os principais responsáveis pela dispersão de CO e HC. O diesel é considerado o combustível maior carga poluidora e economicamente oneroso, considerando os impactos em seu uso nas perdas ambientais, infra-estruturais e governamentais. No entanto, os veículos mais novos apresentam novas tecnologias que reduzem as emissões de gases. Ao se observar pelo viés de unidade de veículo, esse tipo de emissão aparenta não ter grandes impactos. Porém, ao se analisar o montante de veículos efetivos nas grandes cidades, é possível que as emissões atinjam o volume de toneladas de poluentes/dia (Faiz; Weaver; Walsh, 1996).

Especialmente no caso de São Paulo, pode-se destacar as duas principais fontes contribuidoras de emissão de poluentes, sendo essas as indústrias, que se encontram concentradas nas RMSP e a volumosa frota de veículos automotores que circulam pela cidade (com a estimativa de mais de 4,3 milhões de unidades), sendo a responsável por enormes cargas de poluentes emitidos para a atmosfera (Figura 24).

Figura 24 – Mapa do Inventário de Emissões Atmosféricas do Transporte Rodoviário de Passageiros no Município de São Paulo



Fonte: Adaptado de Instituto de Energia e Meio Ambiente (2021).

1.1.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR

Lacava (2003) discorre que é necessário o conhecimento dos níveis de concentração de poluentes em várias escalas espaço-temporais e a qualidade dos dados gerados, ou seja, o nível de precisão dessas medidas. A avaliação da qualidade do ar considera, além do monitoramento do ar ambiente, a identificação e caracterização das principais fontes emissoras, modelagem da poluição em áreas não monitoradas e a medida de impacto a partir de fontes ainda não instaladas. Existem três ferramentas utilizadas para a avaliação da qualidade do ar. Sendo elas:

- Monitoramento da qualidade do ar ambiente;
- Modelagem da qualidade do ar;
- Inventário de emissões.

A OMS (World Health Organization, 1991) definiu o papel da avaliação da qualidade do ar dentro do processo de gestão de forma ampla (Figura 25).

IDENTIFICAÇÃO DO PROBLEMA

Monitoramento, inventários,
fontes, avaliação de impactos

FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS

Limites de emissão, padrões de qualidade,
legislação, uso do solo, combustível

FORMULAÇÃO DE POLÍTICAS

Modelagem, avaliação de cenários,
análise custo/benefício

Figura 25 – Avaliação da qualidade do ar.

Fonte: Adaptado de World Health Organization (1991).

As redes de monitoramento da qualidade do ar são instrumentos de relevante importância para o monitoramento ambiental nas grandes cidades e têm dois objetivos principais. O primeiro, é mensurar as tendências espaciais e temporais das concentrações de poluentes, fornecendo estimativas da qualidade do ar para determinar os níveis de poluição relacionados a exposição humana. Além disso, com o uso de variáveis sócio-demográficas, aliadas as variáveis de uso da terra e dados meteorológicos, compondo modelos de simulação, podem orientar a melhores procedimentos de tomada de decisão. Em segundo lugar, uma vez implementadas, a eficácia das políticas públicas e regulamentações podem ser avaliadas

pela análise das mudanças nos níveis de poluição, que são causadas por essas determinações. Assim, o desenvolvimento de um sistema de monitoramento é um componente crítico da formulação de políticas de saúde pública, afim de reduzir a emissão de poluentes e, eventualmente, prevenir a população de efeitos adversos causados por esses contaminantes (Li et al., 2019).

Contudo, a escolha do número ideal de unidades para a rede e a distribuição espacial dela, estão associadas ao atendimento da área de cobertura, tráfego local, variabilidade espacial devido ao uso da terra, influência de variáveis meteorológicas (temperatura, velocidade do vento e radiação ultravioleta) e dinâmica de dispersão de cada poluente, que podem ser determinados por estudos utilizando técnicas de modelagem (Azmi et al., 2010; Janssen et al., 2012).

1.1.4.1 Tipos de monitoramento

Com a identificação analítica dos poluentes prioritários, os equipamentos de medição devem se mostrar aptos para atender aos objetivos do monitoramento, com a coleta dos dados, afim de que possam ser comparados aos padrões legais vigentes sobre a qualidade do ar. Diferentes propostas metodológicas e tipos de equipamentos podem ser utilizados para o atendimento ao monitoramento, contanto que os programas de controle de qualidade de dados tenham sido definidos e implementados anteriormente (U.S. Environmental Protection Agency, 2021d). A EPA ainda define que a seleção dos monitores para a análise de poluição, deve levar em conta a disponibilidade de recursos para a aquisição, operação (mão de obra especializada e garantia de calibração contínua) e manutenção (peças de reposição acessíveis em curto prazo). Esses equipamentos podem ser divididos em cinco categorias (Quadro 9) (World Health Organization, 2000):

- Amostradores passivos ou ativos;
- Amostradores fixos ou móveis:
- Analisadores automáticos;
- Sensores remotos;
- Biomonitoramento.

Quadro 9 – Vantagens e desvantagens dos equipamentos de medição da poluição do ar

Equipamentos	Vantagens	Desvantagens
		Ausência para
Amostradores passivos	Baixo custo	alguns poluentes
	Fácil operação	Dados com baixa
	Independência energética	temporalidade
	Grande número de unidades	Exige desenvolvimento
	Mapeamento espacial	e análise
		Resultados não imediatos
	Baixo custo	Fornece apenas
Amostradores	Fácil operação	médias diárias
ativos	Dados confiáveis	Coleta e análise em
	Banco de dados histórico	laboratório
Amostradores	Precisão pontual da área	Dependência de
fixos	Controle histórico dos dados	infraestrutura
IIXOS	Controle historico dos dados	Ausência de mobilidade
Amostradores móveis	Mobilidade até a fonte	Uso em estudo temporários
	Análise de exposição pessoal	Exige manuseio por
	Disponível em pequeno porte	especialista
	Variedade de poluentes	Complexos
Amostradores	Alta eficiência	Alto custo
automáticos	Dados horários	Exige especialização
	Informações online	Altos custos de manutenção
	Baixo custo	Exige coleta e análise
Biomonitoramento	Fácil operação	em laboratório
	Detecção de níveis	Dados com baixa
	de poluentes	temporalidade
	Independência energética	Resultados não imediatos
	Dados integrados espacialmente	Alto custo e complexo
Sensores	Análise de fontes específicas	Escala diferente dos
remotos	Medida para vários poluentes	dados pontuais
	Análise de perfis da atmosfera	Interferência atmosférica

Fonte: adaptado (World Health Organization, 2000).

Muitos dos objetivos do monitoramento da poluição do ar podem ser atendidos utilizando-se amostradores passivos ou ativos, com resoluções temporais e espaciais aceitáveis (Figura 26). Analisadores automáticos possuem alto custo financeiro e exigem uma significativa estrutura operacional, sendo normalmente utilizados quando há necessidade de monitoramento por períodos longos (acima de cinco anos) ou quando os dados necessários de qualidade do ar exigem medidas de alta resolução temporal. Já os sensores remotos, apesar de ainda bastante caros e complexos, têm se tornado uma alternativa cada vez mais utilizada, principalmente pelos recursos de medição de vários poluentes com um mesmo equipamento, embora não seja usual redes de monitoramento baseadas exclusivamente em sensores remotos. Com relação ao biomonitoramento, embora seja uma técnica de baixo custo e simples para detecção da poluição do ar, ainda não se constitui como método

padrão para programas de monitoramento.

Figura 26 – Tipos de equipamentos para o monitoramento da qualidade do ar

A) Amostrador passivo; B) Amostrador fixo; C) Sensor remoto; D) Estação móvel; E) Biomonitoramento; F) Estação automática fixa.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Além do uso particular de cada equipamento, existe a possibilidade de trabalho conjunto entre eles. A CETESB possui a configuração de rede da RMSP formada por equipamentos automáticos, manuais, estações fixas e estações móveis (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2021c). Elshorbany et al. (2021) utilizou produtos de sensoriamento remoto (OMPS/MERRA-2 TCO e MODIS) para analisar as colunas verticais de NO₂, CO, O₃ e a profundidade óptica do aerossol (AOD). O estudo, teve como objetivo a avaliação da redução do volume de tráfego e seus impactos durante a pandemia do COVID-19, comparando a períodos anteriores nas cidades de Nova York, Illinois, Flórida, Texas e Califórnia. Como resultado, concluiu que com a determinação do lockdown nessas regiões, houveram reduções significativas dos poluentes CO e NO₂. Porém, essas reduções foram, em muitos casos, compensadas pelas emissões locais e/ou afetadas por condições meteorológicas. Essa análise ainda indicou que a redução do volume de tráfego durante a pandemia foi eficaz para a melhoria da qualidade do ar em regiões onde o tráfego é a principal fonte de poluição, como em Nova York e Flórida, enquanto não foi efetivo na redução de eventos de poluição por outras fontes (industriais, por exemplo) nas regiões de Illinois, Texas e Califórnia. Portanto, políticas para reduzir outras fontes de emissões também devem ser consideradas, principalmente em locais onde a redução do volume de tráfego não foi positiva para a melhoria da qualidade do ar.

1.1.4.2 Sensores de baixo custo

Rai et al. (2017) comenta que não existe uma definição universalmente aceita sobre o termo "sensor de baixo custo". Porém, ela é válida para qualquer custo menor, quando comparado aos valores de aquisição das estações tradicionais ou instrumentos certificados, necessários para atestar a conformidade com as legislações de monitoramento da qualidade do ar e de modo que a implantação dessa solução seja comercialmente exequível.

Historicamente, o monitoramento da qualidade do ar tem sido realizado para duas finalidades: fiscalização e pesquisa científica. Atualmente, ele é efetuado utilizando estações equipadas com instrumentos de referência certificados para medir poluentes como o CO, NO_x , NO, NO_2 , O_3 , MP_{10} e $MP_{2,5}$. No entanto, os altos custos de instalação e manutenção dessas soluções resultam em um monitoramento relativamente escasso, que fornece dados precisos apenas em alguns locais, satisfazendo os requisitos regulatórios, mas sem fornecer informações sobre os gradientes de potencial importância para a proteção da saúde (Castell et al., 2017). Há uma tendência emergente em todo o mundo no sentido de se ampliar o volume de dados além das estações tradicionais. No entanto, a legislação para regular a usabilidade desses dados ainda não está em vigor nos países (Castell et al., 2013; Kumar et al., 2015; Lewis et al., 2016).

Em 2012, a Universidade ETH Zurich elaborou um importante e desafiador projeto denominado OpenSense (Hasenfratz et al., 2012b) na cidade de Zurique, Suíça. O intuito da pesquisa foi o desenvolvimento de equipamentos com sensores de baixo custo, embarcados no sistema de transporte público (VLT – Veículo Leve sobre Trilhos, denominado TRAM – Transporte Rápido Automotriz), uma vez que seria possível realizar a calibração de forma automática e em tempo real dos sensores, explorando o fato de que a mobilidade desse modal tem o fluxo de deslocamento contínuo nas proximidades das estações fixas de referência. Nesse sentido, o estudo mostrou uma nova abordagem para a calibração desses sensores, até então pouco conhecidas, abrindo a possibilidade de uso com maior precisão.

No ano seguinte, o projeto denominado HazeWatch (Sivaraman et al., 2013), desenvolvido em Sydney - Austrália, teve como objetivo obter medições espaciais de baixa granularidade de fontes coletivas de poluição do ar e envolver os usuários no monitoramento participativo, informando-os sobre a sua exposição à poluição por meio de ferramentas personalizadas. Foi prototipado um sistema utilizando sensores de baixo custo com a possibilidade de serem embarcados em veículos, aliado a um aplicativo de celular para a coleta de dados e envio a um repositório centralizado (servidor de banco de dados). O projeto também tinha como meta, demonstrar os potenciais benefícios que implantações de maior escala de unidades de sensores podem trazer para a nossa compreensão da relação entre exposição à poluição e saúde.

A partir de 2013, as entidades governamentais na Europa iniciaram um movimento

para desenvolver metodologias, tecnologias e aplicabilidades desses sensores, gerando uma descrição documental bem detalhada, em formato de protocolo, desenvolvida pelo Joint Research Centre, associado ao projeto de Metrologia para Poluentes Químicos no Ar (MACPoll), sendo uma pesquisa conjunta do Programa de Investigação Metrológica da União Europeia (EURAMET) que, entre algumas atividades, mantém o foco em pesquisa de sensores de baixo custo (Spinelle; Aleixandre; Gerboles, 2013). O autor ainda relata que esse é um protocolo para a avaliação dos sensores de gás e que sugere alguns requisitos como a identificação do sensor, bem como o fabricante/fornecedor, modelo, arquitetura de placa, fonte de alimentação de energia, formato de aquisição, tratamento e processamento de dados. O método de avaliação do sensor é feito com um limite ou valor-alvo, que é estabelecido nessa diretiva na forma de um tempo médio correspondente. Ainda com os critérios estabelecidos, é importante selecionar o cenário de monitoramento (urbano, rural, trânsito ou industrial), em que é possível avaliar quesitos como o background, a interferência com outras variáveis e os gradientes de exposição perante a umidade e temperatura. A coleta de informações presentes sobre as características dos sensores (sensibilidade, seletividade (interferência conhecida), dados de validação existentes e estabilidade), necessitarão ser conhecidos e, se possível, a equação que explique as respostas encontradas, de acordo com a interferência encontrada nos parâmetros. A meta deste protocolo de avaliação pode ser distinta, de acordo com a compreensão do modelo matemático (equação) desenvolvida para os sensores. Pode-se diferenciar alguns comportamentos das seguintes formas:

- Modo caixa preta: os resultados para o teste deste protocolo podem ser aplicados de forma direta, considerando a incerteza de mensuração conduzida pela variação, que sofre influência pelos parâmetros ou após a geração de uma função de correção para compensar esses efeitos;
- A existência de um modelo matemático (equação) pré estabelecido para o cálculo das respostas do sensor: os resultados gerados nesses testes, são utilizados para a geração de estimativas de incerteza, após o ajuste dos coeficientes da equação;
- Ainda é um ponto de dúvida quando se trata da relação entre a resposta do sensor
 e as concentrações do poluente alvo. Neste contexto, os resultados dos testes são
 empregados para a definição de um modelo (equação) e para gerar estimativas de
 incerteza sobre o resultado da medição.

O protocolo ainda descreve que há a necessidade do desenvolvimento de um sistema dinâmico, com as concentrações conhecidas do gás alvo. Indica a importância da utilização de uma câmara que permita a exposição a materiais inertes, testando simultaneamente vários sensores, sendo possível a medição, o controle e a alteração da taxa de fluxo de ar injetado através desse espaço e da concentração do gás alvo, temperatura, umidade relativa

e qualquer interferência gasosa. Os parâmetros citados acima devem ser controlados independentemente, a fim de se minimizar o efeito de variáveis não controladas nas respostas desse componentes. O resultado final da avaliação dos sensores será fornecido pela comparação entre as respostas deles e as medições de referência, excluindo os dados calculados a partir do sistema de geração de mistura de gás (Spinelle; Aleixandre; Gerboles, 2013).

A respeito das incertezas de campo, o cálculo é obtido mediante a confrontação dos resultados dos sensores versus as medições de referência, conforme é indicado na metodologia do Guide for Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods (GDE) (European Commission, 2010), elaborado e revisado pela Comissão Européia, em que propõe métodos de referência para as medições, segundo as diretivas de qualidade do ar anteriormente definidas.

Em 2014, no cenário dos Estados Unidos, a EPA lançou o Air Sensor Guidebook (U.S. Environmental Protection Agency, 2022a) que representava o estado da arte sobre o conhecimento e as tecnologias envolvidas nos sensores de baixo custo. Desde então, a nova geração desses componentes abriu uma excelente oportunidade de uso para uma ampla gama de aplicações além do monitoramento regulatório tradicional. No entanto, é necessário entender os requisitos de desempenho de cada sensor, pois, eles se diferem de acordo com a aplicação. A qualidade de uma medição é ditada pelo desempenho básico, pela maneira como ele é operado e pela maneira como suas medições são analisadas.

Compreender os pontos fortes e as limitações de um sensor se torna importante para garantir que os dados coletados sejam úteis para a finalidade pretendida. Ainda nesse guia, a EPA elenca os principais requisitos e características de operação sendo:

- Data de validade do sensor;
- Instruções para calibração;
- Desempenho esperado (precisão e viés);
- Requisitos de manutenção;
- Tempo de resposta (com que rapidez o sensor responde às mudanças de condições);
- Poluentes alvo;
- Interferências conhecidas;
- Demonstrações do desempenho do sensor em aplicações mundiais (idealmente na forma de artigos científicos relatando os testes de sensores).

As descrições de usos potenciais para esses sensores são listadas no Quadro 10.

Quadro 10 – Usos potenciais dos sensores de baixo custo - EPA

Aplicação	Descrição	Exemplo
Pesquisa	Estudos científicos	Uma rede de sensores
	destinados a descobrir	é usada para medir
	novas informações sobre	a variação de material
	a poluição do ar	particulado em uma cidade
Monitoramento de exposição pessoal	Monitorar a qualidade do ar a que um único indivíduo está exposto enquanto realiza atividades	Um indivíduo com uma condição clínica que aumenta a sensibilidade à poluição do ar, usa um sensor para identificar quando e onde está exposto a poluentes potencialmente impactantes em sua saúde
Complementando o monitoramento existente	Instalação de sensores dentro de uma área de monitoramento estadual/municipal existente para ampliar a cobertura	Um sensor é colocado em uma área entre as estações tradicionais para melhor caracterizar o gradiente de concentração entre os diferentes locais
Identificação e caracterização da fonte	Estabelecer possíveis fontes de emissão monitorando próximo a fonte suspeita	Um sensor é colocado a favor do vento de uma instalação industrial para monitorar as variações nas concentrações de poluentes do ar ao longo do tempo
Educação	Usando sensores em ambientes educacionais para aulas de ciências, tecnologia, engenharia e matemática	Sensores são fornecidos aos alunos para monitorar e entender os problemas de qualidade do ar
Conscientização	Usando sensores para conscientização informal da qualidade do ar	Um sensor é usado para comparar a qualidade do ar em casa ou no trabalho das pessoas, no carro ou na escola de seus filhos

Fonte: Adaptado de U.S. Environmental Protection Agency (2022a).

O site da EPA, denominado Air Sensor Toolbox (U.S. Environmental Protection Agency, 2022b), descreve os esforços no avanço da tecnologia de sensores de baixo custo, incluindo a realização de avaliações de desempenho de dispositivos de detecção e o desenvolvimento de melhores práticas para o uso eficaz dessa alternativa.

Na Alemanha, mais precisamente em Stuttgart, foi iniciado um projeto local (luftdaten.info) (Luftdaten, 2022) que envolve a conscientização dos cidadãos, com o objetivo de analisar os dados sobre material particulado instalando e utilizando sensores de baixo custo, em locais em que a rede tradicional não monitora. O projeto hoje se chama "Sensor.Community" e se expandiu para várias localidades no mundo, com mais de 14 000 locais monitorando, espalhados em 76 países.

Outro marco relevante é o da cidade de Londres, que possui uma das maiores arquiteturas de rede de monitoramento da qualidade do ar do mundo, contando com aproximadamente 100 estações contínuas de referência, que geram dados em tempo quase real. Além disso, contam com tecnologias alternativas de baixo custo, que ampliam o atendimento da rede principal de monitoramento. Com essa iniciativa o poder público, em seu *Guide for monitoring air quality in London* (Greater London Authority, 2018), faz recomendações sobre o monitoramento utilizando tubos de difusão (monitoramento passivo) ou sensores de baixo custo, descrevendo os recursos necessários para desenvolver um estudo de avaliação, informações sobre os monitores e como interpretar os resultados gerados, no sentido de envolver os cidadãos sobre o entendimento da qualidade do ar e os problemas em sua região de domicílio.

O exemplo dos países desenvolvidos, no que tange a cobertura de redes tradicionais de monitoramento da qualidade do ar, nos leva a refletir sobre qual é a granularidade ideal para atender efetivamente a variável de densidade populacional. No Reino Unido (Department for Environment Food Rural Affairs (UK), 2011), por exemplo, existem cerca de 300 estações oficiais, enquanto na Índia, há 600 unidades, salientando a discrepância ao se comparar as proporções populacionais e territoriais entre as duas regiões, sendo esse último cenário insuficiente para fornecer informações precisas sobre a distribuição espacial de poluentes (Central Pollution Control Board (CPCB), 2022).

Alguns autores (de Nazelle et al., 2013; Hasenfratz et al., 2015; Bossche et al., 2016; Sun et al., 2016) ressaltam que essas plataformas, desenvolvidas com sensores de baixo custo, podem desempenhar um papel importante no monitoramento da qualidade do ar, com a implantação de redes densas, que tem a possibilidade de serem instaladas em locais externos ou internos, em monitoramento móvel, facilitando a elaboração de informações com alta resolução. As dimensões reduzidas delas permitem novas pesquisas relacionadas à exposição pessoal dos indivíduos, avaliando o risco à saúde. Contudo, a percepção é que existem alguns desafios a serem enfrentados como as diferenças entre calibração de laboratório e de campo, desempenho de longo prazo, resposta à variações de temperatura e umidade, sensibilidade cruzada com outros poluentes ambientais e tempo de vida da célula sob variações climáticas extremas.

Na última década, com o advento das evoluções tecnológicas no estudo de materiais no campo da eletrônica digital, bem como a redução dos custos para a aquisição de

componentes eletrônicos e a popularização da internet das coisas (IoT), fez surgir uma nova referência para o monitoramento da poluição do ar, principalmente nas escalas temporais e espaciais (Hagler; Solomon; Hunt, 2013; Aguiar et al., 2014; Morawska et al., 2015). Esses avanços foram impulsionados pela demanda de utilização desses sensores, em projetos de variadas escalas.

A alta resolução espaço-temporal de dados de poluição, utilizando uma rede ubíqua com sensores de baixo custo para o monitoramento em tempo real das concentrações de diferentes poluentes do ar, podem ser utilizados para uma variedade de tarefas de gestão, sendo elas:

- Melhorar o entendimento da associação entre a exposição à poluentes e à saúde humana;
- Atendimento a emergências, como vazamentos de poluentes nocivos e análise de conformidade;
- Aumento da consciência cidadã por meio da participação da sociedade civil no monitoramento e engajamento em questões relativas a qualidade do ar;
- Complementar o monitoramento convencional, realizado por entidades oficiais.

Desde o início dos anos 2000, o interesse da comunidade acadêmica sobre esse assunto se tornou crescente, refletindo nas publicações contendo o termo "low cost air sensor" (reduzidos durante a pandemia), presentes no portal de divulgação científica PubMed (Figura 27).

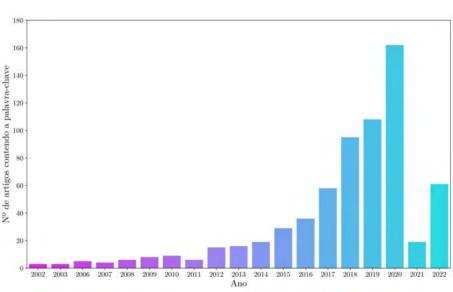
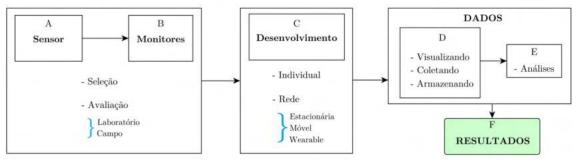


Figura 27 – Número de artigos contendo a palavra-chave no portal PubMed

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados do PubMed.

Alguns autores (White et al., 2012; Snyder et al., 2013) sinalizam que a EPA já reconhece há alguns anos a mudança de paradigma das redes tradicionais para redes mistas, onde é possível o monitoramento conjunto de estações de referência e sensores de baixo custo. Além disso, a agência propõe um sistema de cinco níveis que inclui tecnologias de baixo custo em seu projeto denominado Next Generation Air Monitoring (U.S. Environmental Protection Agency, 2013). Esse mesmo reconhecimento acontece na União Europeia, com recomendações de inclusão dessas tecnologias na próxima Diretiva de Qualidade do Ar (Borrego et al., 2015). A Figura 28 apresenta a estrutura conceitual para a utilização de tecnologias de sensoriamento de baixo custo.

Figura 28 – Estrutura conceitual para a utilização de tecnologias de sensoriamento de baixo custo



Fonte: Adaptado de Morawska et al. (2018).

A Joint Research Center (European Commission, 2022) descreve que as medidas realizadas com sensores de baixo custo apresentam a qualidade de dados mais baixa e questionável, quando comparados aos resultados do monitoramento tradicional. Porém, com as constantes evoluções em materiais e tecnologias embarcadas neles, refletem as consideráveis melhorias na qualidade das medições, o que pode os tornar um divisor de águas em monitoramento da poluição do ar, da gestão do tráfego e exposição pessoal, principalmente em países em desenvolvimento.

Nos Estados Unidos (EUA), a EPA iniciou seus próprios esforços de avaliação de sensores (laboratório e campo) (Long et al., 2014; Jiao et al., 2016; U.S. Environmental Protection Agency, 2014a) e emitiu uma diretriz geral para a avaliação e uso de sensores de baixo custo, incluindo as metas de desempenho sugeridas para eles (U.S. Environmental Protection Agency, 2014b). Outros grupos de pesquisa sediados nos EUA reconheceram valor na avaliação sistemática de sensores e iniciaram o desenvolvimento de protocolos de pesquisa (South Coast Air Quality Management, 2017).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) (United Nations Environment Programme, 2022) está liderando a implantação de redes acessíveis de monitoramento da qualidade do ar utilizando sensores de baixo custo para avaliar a poluição nas cidades e analisar proativamente a viabilidade da combinação de observações

de satélite e monitoramento terrestre em países em desenvolvimento, onde as lacunas de dados sobre a qualidade do ar persistem há décadas.

Com a crescente demanda por essa tecnologia, existem dez principais empresas atualmente fabricando sensores de baixo custo para o monitoramento da qualidade do ar, sendo seis delas para sensores de partículas e quatro de sensores de gases. Alguns desses fabricantes desenvolvem vários modelos diferentes para a mesma aplicação (Morawska et al., 2018).

1.1.4.2.1 Tipos de sensores

A principal questão em termos de sensoriamento, é a seleção de sensores adequados e confiáveis para o desenvolvimento de um sistema de monitoramento. Diferentes estudos tentam avaliar objetivamente e demonstrar a qualidade da medição de unidades de sensores produzidos com tecnologias recentes, realizando procedimentos estatísticos (Spinelle et al., 2015; Borrego et al., 2016; Gerboles et al., 2017; Feenstra et al., 2019; Collier-Oxandale et al., 2020). Os resultados dessas avaliações, tem evidenciado que as tecnologias envolvidas apresentam certas limitações em condições reais ao ar livre (não controladas), quando comparadas as avaliações realizadas em laboratório sob condições controladas (Castell et al., 2017). Um exemplo é qualidade dos sensores eletroquímicos (gás), que geralmente são susceptíveis as mudanças na temperatura do ar ambiente, umidade relativa e à interferência cruzada de vários outros gases presentes na mesma atmosfera monitorada (especialmente entre O₃ e NO₂), o que muitas vezes leva à superestimação das concentrações reais (Mead et al., 2013; Wei et al., 2018; Bauerová et al., 2018). Com os sensores de tecnologia de contadores ópticos de partículas, a susceptibilidade ocorre especialmente em condições de elevada umidade relativa, podendo levar à estimativa errônea do tamanho das partículas e concentração de massa devido ao potencial higroscópico delas, ou seja, a capacidade de se ligarem à água (Crilley et al., 2018).

Os princípios de medição variam em função do tipo de poluente e existem duas grandes áreas de aplicação de sensores utilizados para o monitoramento da qualidade do ar (Bartonova et al., 2020):

- Sensores de gases;
- Sensores de partículas.

Os princípios de operação dos sensores de gases envolvem a medição de mudanças em propriedades específicas de um material localizado na camada sensora (condutividade elétrica, capacitância, etc) após exposição a um gás (Kalantar-Zadeh; Fry, 2008; Comini; Faglia; Sberveglieri, 2009; Liu et al., 2012). Essas variações podem ser verificadas de forma

direta ou indireta nela, que está em contato direto com o meio ambiente, juntamente a um transdutor que produz um sinal de saída mensurável. O desempenho de um sensor de gás é avaliado considerando alguns indicadores como a sensibilidade, a seletividade, a estabilidade, o consumo de energia e a reversibilidade. Segue a descrição dos quatro tipos de sensores de gases mais utilizados, subcategorizados em sensores de óxido metálico (Metal Oxide Sensors - MOS), eletroquímicos, fotoionização e ópticos (Baron; Saffel, 2017):

- O funcionamento dos sensores MOS se apoia na sensibilidade às concentrações de poluentes, com base na condutividade elétrica do material contido na sua superfície. Em ambiente de ar limpo, os elétrons doadores de metal (a exemplo do dióxido de estanho) são atraídos para o oxigênio na superfície do material sensor, impedindo o fluxo de corrente elétrica. Na presença de concentrações de poluentes (a exemplo de gases redutores), a densidade superficial do oxigênio adsorvido diminui à medida que reage com os gases redutores. Os elétrons são então liberados na superfície do metal, permitindo que a corrente flua livremente através do sensor, sendo ela medida por ele e proporcional à concentração do poluente (Figura 29a). As principais restrições desses sensores são a resposta limitada em ambientes que possuam altas concentrações (a exemplo dos sensores de O₃) e interferências com outros gases presentes na atmosfera (Fine et al., 2010; Wetchakun et al., 2011; Peterson et al., 2017; Rai et al., 2011);
- Os sensores eletroquímicos são compostos de eletrodos de metal nobre em um eletrólito, que é normalmente uma solução aquosa de ácidos inorgânicos fortes. Quando um gás redutor (CO) se difunde para o eletrodo, ele é oxidado, fazendo com que o potencial elétrico se desloque. O resultado disso, gera uma pequena corrente proporcional à concentração do gás. Resumidamente, um sensor eletroquímico consiste em uma barreira de difusão, um eletrodo (às vezes chamado de eletrodo de trabalho, eletrodo de medição ou ânodo), um contra-eletrodo (às vezes chamado de cátodo) e um eletrólito (Figura 29b). Eles também demostram possuir interferências em relação a umidade relativa e temperatura, exigindo medições adicionais para a obtenção de resultados confiáveis (Aleixandre; Gerboles, 2012; Cross et al., 2017; Wei et al., 2018) e interferências com outros gases presentes na atmosfera. Um exemplo disso, são os sensores de NO₂, que apresentam interferências com o O₃. Afim de amenizar esse efeito, esses sensores estão sendo fabricados com um filtro de O₃, para que se tenha a redução dessas interferências (Castell et al., 2017);
- Os sensores de fotoionização usam o princípio de ionizar moléculas detectadas, utilizando a radiação ultravioleta (UV) de alta energia. Inicialmente, as moléculas entram na câmara do sensor através de uma membrana, que impede que aerossóis e poeira interfiram no processo. Uma vez exposta à radiação UV, as moléculas de

menor energia de ionização são divididas em íons e elétrons. As partículas carregadas migram o campo elétrico em direção aos respectivos eletrodos, gerando corrente que é indicativa do número de pares de íons + elétrons formados, independentemente dos compostos presentes na câmara. Com o resultado disso, é possível mensurar a tensão de saída do detector de sinal, que correspondente à concentração. Esse tipo de sensor pode ter as medições afetadas pela temperatura, umidade e presença de outros gases ionizáveis (Figura 29c) (Lewis et al., 2016);

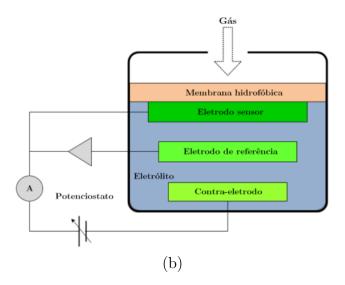
• O sensor óptico utiliza o princípio de um feixe de luz infravermelha não dispersiva (NDIR) para medir o CO₂ contido no ar. Essa fonte direciona a luz através de um tubo, que é preenchido com a amostra de ar. Do lado oposto ao feixe, há um filtro óptico e um detector infravermelho (IR), que mede a quantidade de luz infravermelha que passa. As moléculas de CO₂ que estão presentes no ar, absorvem uma faixa específica de luz infravermelha, enquanto deixam passar alguns comprimentos de onda. Assim, o nível de CO₂ é calculado de acordo com a diferença entre a quantidade de luz emitida e a quantidade de luz IR recebida pelo detector (Figura 29d) (Dejan, 2022).

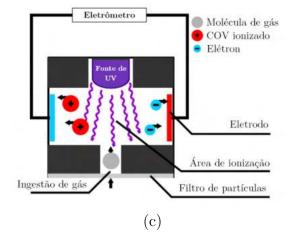
Oxigênio adsorvido

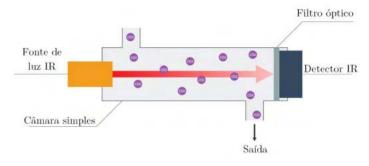
Origênio adsorvido adsorvido

Origênio adsorvido adsorv

Figura 29 – Tipos de sensores de gases







(d)
a) Sensor de óxido de metal (Sensirion, 2022); b) Sensor eletroquímico (Margaritis et al., 2021); c) Sensor fotoionizante (Bílek et al., 2022); d) Sensor óptico (Dejan, 2022)

A partir da compreensão atual das vantagens e desvantagens dos sensores de gases (Quadro 11), é esperado que o progresso tecnológico e mais pesquisas aplicadas ao seus usos tragam melhorias no campo das incertezas de seus sinais.

Quadro 11 – Tipos de sensores de gases e suas vantagens e desvantagens

Sensor	Princípio	Vantagens	Desvantagens
	_	_	- Sensível
	Reação química entre		as variações de
	os gases no ar	- Custo moderado	temperatura e
	e em um líquido	- Boa sensibilidade	umidade
Eletroquímico	dentro do sensor,	- Tempo de resposta	- Reatividade
	modificando	rápido (30 - 200 s)	cruzada com os
	a sua resistência		tipos de moléculas
			similares
			- Sensível
			as variações de
	0		temperatura e
Ó :la	Opera por contato		umidade
Óxidos	do gás com o	- Baixo custo	- Longo tempo de
metálicos	material semicondutor reduzindo a resistência nessa reação	- Boa sensibilidade	resposta
(MOS)			(5-50 min)
			- Instabilidade
			- Gases interferentes
			na mistura
		- Custo moderado	- Não seletivo:
		- Boa sensibilidade	reage a todos
	Ioniza os COV's e	- Dependência	os COV's que
Fotoionização	mede o resultado da corrente elétrica	limitada	podem ser ionizados
Totolomzação		(temperatura e	- Desvio significativo
		umidade)	de sinal
		- Tempo de resposta	- Lâmpada com
		rápido (segundos)	vida útil
	Detecta gases como	- Custo moderado	
		- Boa sensibilidade	
		$(para CO_2)$	- Necessidade de
		- Boa seletividade	correção para os
Óptico	o CO e CO_2 ,	através do IR	efeitos da umidade,
	medindo a absorção	- Tempo de resposta	temperatura e
	de luz infravermelha	20 - 120 s.	pressão
		- Desvio limitado ao	Prosbao
		longo do tempo da	
	Fonto: Adoptado do F	calibração	

Fonte: Adaptado de European Commission (2022).

A operação dos sensores de partículas é baseada no princípio do espalhamento de luz, no qual os aerossóis são transportados no fluxo de ar e passam através de um feixe na faixa da luz visível ou infravermelho e a intensidade do espalhamento é monitorada por um fotodetector. Esse sensores são classificados em dois tipos – dispositivos de dispersão de volume e contadores ópticos de partículas (optical particle counters - OPCs). No primeiro caso, a luz é espalhada no conjunto de partículas e o fotodetector fornece uma única saída digital ou analógica, que é convertida em uma concentração de massa de partículas (Morawska et al., 2018). Por outro lado, os OPCs contam e estimam os tamanhos das partículas e as leituras são convertidas em uma massa de concentração delas, com base na suposição de que são esféricas, de densidade aparente e índice de refração consistente (Figura 30). Os tamanhos de partículas detectados dependem das características específicas do sensor e cabe ressaltar que nenhuma das tecnologias de baixo custo disponíveis para sensoriamento de particulados são capazes de detectar partículas ultrafinas (< 100 nm de diâmetro), sendo seu limite inferior frequentemente > 300 nm (Wang et al., 2010). Outro ponto, é que eles sofrem interferências com a umidade relativa e como não possuem nenhum sistema de secagem das partículas (em ambiente com umidade relativa acima de 80-90%) as gotículas de água também são mensuradas, superestimando a massa da matéria particulada (Wang et al., 2015).

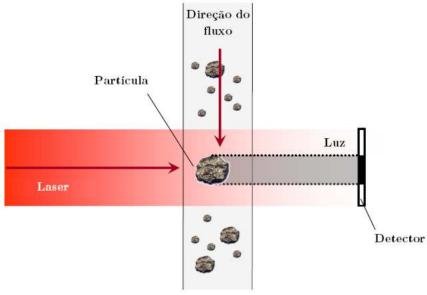


Figura 30 – Princípio de funcionamento de um sensor OPC

Fonte: Adaptado de TuDelft (2022).

As vantagens e desvantagens das tecnologias de sensores de particulados, são descritas no Quadro 12.

Quadro 12 – Tipos de sensores de particulados e suas vantagens e desvantagens

Sensor	Princípio	Vantagens	Desvantagens
Contadores ópticos de partículas (OPC)	Detecta as partículas de poluição, medindo a luz espalhada, fazendo a contagem e estimando os tamanhos delas	- Custo moderado - Tempo de resposta rápido (1 s) Sensibilidade na faixa de 1 µg/m³ - Identifica os tamanhos das partículas (MP ₁₀ e MP _{2,5})	- A conversão da contagem de partículas para a massa MP é baseada no modelo teórico - O sinal medido depende de uma variedade de parâmetros (forma das partículas, cor, densidade, umidade, índice de refração, etc)
Dispersão de luz	Espalhamento de luz no conjunto de partículas e o fotodetector fornece uma única saída digital ou analógica, que é convertida em uma concentração de massa de partículas (teoria de Mie)	 - Baixo custo - Tempo de resposta rápido (1 s). - Sensibilidade na faixa de 1 μg/m³. - Identifica os tamanhos das partículas (MP₁₀ e MP_{2,5}) 	 Não conseguem detectar partículas muito pequenas Interferência da temperatura e umidade relativa

Fonte: Adaptado de European Commission (2022).

1.1.4.2.2 Métodos de calibração

Bartonova et al. (2020) explica que o primeiro ponto importante quando se trata de calibração é a garantia da qualidade dos dados, que irá determinar o seu uso ou a interpretação, quando gerados por sistemas que utilizam a tecnologia dos sensores de baixo custo. Essa qualidade está relacionada a performance dos sensores e seus sistemas embarcados, quando confrontados com as análises geradas pelos instrumentos de referência e a garantia da estabilidade na produção de séries temporais de dados, que se mostrem adequadas para a avaliação da questão ambiental desejada.

A World Meteorological Organization (2018) define que o desempenho de sistemas que utilizam sensores de baixo custo, precisam ser avaliados por alguns parâmetros, sendo eles:

- Estabilidade ao longo do tempo;
- Resolução temporal;
- Boa seletividade (ausência de interferência de outros poluentes);
- Reprodutibilidade (capacidade de comparabilidade entre diferentes unidades do mesmo sensor/sistema embarcado);
- Sensibilidade (capacidade de mensurar gradientes de concentrações).

Para o atendimento de cada um desses indicadores acima, é essencial que as análises geradas pelo sensor de baixo custo/sistema embarcado possam ser comparadas com o os dados de saída de um instrumento de referência. Este processo, normalmente resulta em um conjunto de coeficientes ou algoritmos que permitem a correção dos dados gerados por ambos sistemas. Além desse, outras opções podem ser utilizadas para o processo de calibração (Quadro 13).

Método	Descrição	
Comparação com	Comparação com um instrumento de referência,	
sistema de referência	simulando as condições de campo. Deve	
sistema de referencia	ser realizado em intervalos regulares.	
	Com base no aprendizado entre sistemas	
Machine learning	de sensores em uma rede. Requer a colocação	
Machine tearning	de vários sistemas de sensores com instrumento	
	de referência. Atualmente em desenvolvimento.	
Teste individual do sensor Durante a fabricação		
Calibração de laboratório	Comparação com o padrão conhecido	
Cambração de laboratorio	sob condições controladas de laboratório.	

Quadro 13 – Opções disponíveis para calibração de sistemas de sensores de baixo custo

Fonte: Adaptado de Ripoll (2019).

Além dos indicadores listados acima, existem algumas outras características que precisam ser avaliadas ao se conceber soluções para a calibração (Concas et al., 2021). Elas podem afetar as propriedades estatísticas das medições e tem o potencial de ocasionar variações nas medições ou gerar diferentes fontes de erros. Como esses dados são normalmente a entrada para algoritmos de calibração, essas características precisam ser consideradas para auxiliar na seleção de modelos adequados, sendo elas:

- Autocorrelação: Existe uma forte correlação espaço-temporal com as variáveis meteorológicas e as concentrações de poluentes atmosféricos, assim como os padrões sazonais (Merz; Painter; Ryason, 1972; Chock; Terrell; Levitt, 1975; Salcedo et al., 1999), ou seja, a autocorrelação precisa ser considerada pelas técnicas de calibração. A base de dados utilizada para o teste de generalidade do modelo, deve possuir um volume o suficiente para certificar que os resultados não tendenciem para um super-ajuste (overfitting) com as correlações de curto prazo;
- Diferenças de níveis de instalação: Uma medida importante, é o nível de instalação dos equipamentos com os sensores em relação a infraestrutura urbana, garantindo um isolamento para que não gere impacto nas leituras, que podem variar significativamente a depender da configuração de alocação (mais ou menos elavado em relação ao nível do solo) (Tang et al., 2016; Wagner; Schäfer, 2017; Kulmala, 2018);
- Deriva de conceito: Os sensores possuem vulnerabilidades para desvios mecânicos ou químicos, que podem afetar o seu hardware, principalmente quando são instalados em ambiente outdoor, tendo a possibilidade de impactos nas características estatísticas relacionadas à estimativa da variável alvo. Essas variações tendem a ter diversas origens como incêndios, erupções vulcânicas ou outros fenômenos climáticos. A deriva de conceito pode ser quantificada com o ajustamento do modelo de calibração

ou um novo treinamento, dependendo da relevância das mudanças (Radke et al., 2017; McDonald et al., 2018; Bartonova et al., 2020);

- Deriva: Como já citado anteriormente, os sensores possuem uma vulnerabilidade à deriva a longo prazo (oxidação acontecendo em sensores MOS, que altera a condutividade do elemento sensor e resulta em deriva). O mesmo acontece em sensores de partículas (dispersão de luz), acumulando resíduos na lente da unidade óptica. Para que um sistema de monitoramento garanta a qualidade nos dados finais, é necessária a realização de manutenção periódica, o que implica em investimento em limpeza dos circuitos e até a substituição de componentes quando necessário, executando posteriormente a recalibração dos sensores em condições de laboratório. Não há um padrão para esses procedimentos, visto que esses processos dependem das características locais do ambiente em que os equipamentos foram instalados. Em uma metrópole, é possível que essa frequência de manutenção seja maior, quando comparada a cidades com menores fontes de emissão de poluentes (Barsan; Koziej; Weimar, 2007; Romain; Nicolas, 2010; Gama et al., 2014; Austin et al., 2015);
- Sensibilidade cruzada: Os sensores de baixo custo tendem a sofrer influências de outros gases (que não o gás alvo). Esse comportamento é definido como sensibilidade cruzada. Outras variáveis também podem afetar as leituras, a exemplo das variáveis meteorológicas (temperatura, umidade e direção do vento). Pensando em modelos de calibração, as entradas das leituras dos sensores não podem ser assumidas como variáveis independentes, pois, devem-se levar em consideração os valores das variáveis ambientais e os valores de outros poluentes como entrada (Masson; Piedrahita; Hannigan, 2015; Cross et al., 2017).

O estudo teve como abordagem de calibração, o uso de modelo de aprendizado de máquina (*Machine Learning* - ML), ponto focal que será discutido no item de metodologia de calibração. Dessa forma, se torna necessária a descrição da aplicação da fase de préprocessamento dos dados obtidos pelos sensores, antes da etapa de execução de um modelo de calibração de fato. Há algumas operações comuns e que podem ser descritas como:

• Sincronização: Uma solução que pode ser utilizada para minimizar o efeito de sensibilidade cruzada, é intercalar os intervalos de amostragem do sensor. Para um bom funcionamento dos sensores MOS, é necessário que a película sensora tem um bom aquecimento, para que se tenha leituras mais precisas. Com isso, as medições precisam ser sincronizadas durante a fase de modelagem, removendo esses períodos de estabilização dos sensores. Um artificio para isso, é a utilização de agregação de dados (valor médio em uma determinada janela de dados ou interpolando valores de diferentes unidades de sensores para se obter a consistência de data/hora). A

interpolação linear simples é suficiente na maioria dos casos, principalmente se a janela de dados correspondente estiver baixa (Concas et al., 2021);

- Suavização e filtragem: Eventualmente, por problemas no hardware do sensor, interferências meteorológicas ou outras interferências (conhecidas ou não), são coletados valores discrepantes (outliers) que podem reduzir substancialmente o desempenho do modelo de calibração. As metodologias de suavização e filtragem se apresentam como ferramentas mais usuais para a resolução desses problemas, em alguns estudos (Cheng et al., 2014; Hasenfratz et al., 2014; Gao et al., 2016);
- Reamostragem: A etapa que antecede o treinamento do modelo é a reamostragem das medições, para a readequação da resolução temporal. O aumento da frequência de amostras em um espaço de tempo maior, afeta o tempo em que o modelo leva para fazer o seu treinamento, porém, tende a impulsionar melhorias no resultado final dele. A escolha da melhor resolução temporal está atrelada a capacidade computacional disponível para o processamento dos dados, bem como a precisão final desejada para o uso e a aplicação dos resultados (Spinelle et al., 2015; Esposito et al., 2016; Maag et al., 2016).

Concas et al. (2021) explica que um sistema de calibração de sensores de baixo custo segue um *pipeline* típico de aprendizado de máquina (Figura 31), com a coleta de dados, avançando para o pré-processamento, a calibração utilizando modelo de ML e a avaliação final das métricas.

Design do sistema de baixo custo Posicionamento do sensor Coleção de dados Pré-processamento de dados Calibração do sensor utilizando ML R2, MAE, Avaliação da calibração do sensor RMSE Informação de uso do solo Modelagem espaço-temporal para predição/previsão com ML Clima e dados de tráfego R2, MAE, Avaliação espaço-temporal RMSE Serviços de qualidade do ar

Figura 31 – Exemplo de um *pipeline* para a calibração de sistemas com sensores de baixo custo

Fonte: Adaptado de Concas et al. (2021).

No entanto, vários problemas podem acontecer no processo de calibração. Um deles é o de generalização do modelo, que deve ser retreinado periodicamente para ajustar as variações (sejam de temperatura, umidade, etc). A especificidades das estações do ano podem demandar o uso de diferentes modelos. Em um problema mais habitual, há a necessidade de reparametrizações no mesmo modelo. Já em problemas mais complexos, há situações que podem exigir a utilização de diferentes modelos na mesma estrutura (combinação de rede neural com um modelo de regressão linear, por exemplo) (Concas et al., 2021). Outro ponto é a distribuição dos dados coletados, que não são independentes (por sofrerem interferências de variáveis meteorológicas e de outros gases), ou seja, não podem

ser explicados por modelos de regressão simples. Dessa forma, modelos de calibração que evitam fazer suposições fortes sobre a distribuição de medições, provavelmente tendem a funcionar e resultar em uma melhor generalização. O problema da difícil interpretabilidade de um modelo está relacionado aos modelos de ML mais robustos, que geralmente são do tipo caixa preta e dificultam o entendimento da lógica interna (Lipton, 2018; Guidotti et al., 2018). Por mais que esses modelos gerem resultados satisfatórios no que tange a precisão da calibração, pela dificuldade da explicabilidade, podem os tornar implausíveis para certos usos, como em tomadas de decisão que geram algum impacto econômico, legal ou de segurança. Uma alternativa é a utilização de modelos com explicabilidade. No entanto, a quantidade de parâmetros envolvidos influencia na interpretabilidade desses modelos, os tornando parcialmente explicáveis. A quantidade de dados também pode vir a ser um problema, pois, a depender do modelo escolhido, a precisão pode melhorar ou piorar (ocasionando sobre-ajuste ou sub-ajuste), impactando a previsão final da calibração. Por fim, o tempo computacional e a complexidade são fatores que podem implicar em limitações para um sistema de calibração em uma rede de nós de sensores, devido a carga de processamento envolvida em uma execução de modelo de ML, bem como o consumo de energia nessas unidades de medição e os impactos de armazenamento de dados ao longo do tempo ou sua transmissão para servidores (Concas et al., 2021).

O Quadro 14 descreve as vantagens e desvantagens dos modelos mais utilizados em alguns estudos de calibração de sistemas (Freund; Schapire, 1996; Friedman, 2001; Rasmussen, 2004; Lin et al., 2015; Saukh; Thiele, 2015; Gao et al., 2016; Esposito et al., 2016; Chen; Guestrin, 2016; Hu et al., 2017; Cordero; Borge; Narros, 2018; Maag; Zhou; Thiele, 2018; Zimmerman et al., 2018) que utilizaram sensores de baixo custo.

Quadro 14 – Vantagens e desvantagens dos modelos de ML utilizados para a calibração de sistemas com sensores de baixo custo

Modelo	Vantagens	Desvantagens
Lineares	Simples de definir e usual para encontrar os pesos ideais.	O problema de calibração é muito complexo para este modelo. A regressão linear não pode encontrar automaticamente todas as sensibilidades cruzadas.
Regressão de vetores suporte	Usa um kernel para transformar os dados de entrada, permitindo a captura não linear das relações entre recursos de entrada e poluentes calibrados.	Sensível aos parâmetros do kernel e assume que os dados são distribuídos de forma independente e idêntica. Interpretabilidade pobre para kernels não lineares.
Árvores de decisão e florestas aleatórias	Reduz o overfitting treinando diferentes modelos em diferentes conjuntos de dados artificiais gerados a partir do original. O treinamento de diferentes modelos pode ser paralelizado.	Quando usados para regressão, podem ter uma profundidade muito alta, a menos que sejam devidamente regularizados.
Algoritmos Boosting	Reduz o overfitting treinando diferentes modelos em diferentes conjuntos de dados artificiais gerados a partir do original. Não há necessidade de escolher a função para relações não lineares.	A interpretabilidade e a complexidade dependem do número de aprendizados que são agregados.
Redes Neurais Artificiais	Muito flexível e pode se aproximar de qualquer função, com camadas e neurônios suficientes.	Sua complexidade o torna extremamente caro em recursos computacionais para treinamento.
Processos Gaussianos	Modelo não paramétrico, não há necessidade de especificar o número de parâmetros. Faz apenas suposições fracas sobre a distribuição de dados.	Alta complexidade de memória, requer uma função do <i>kernel</i> e pode ser sensível aos parâmetros dessa função.

Fonte: Adaptado de Concas et al. (2021).

Os modelos de calibração que utilizam técnicas de aprendizado de máquina necessitam garantir a precisão, para serem utilizados para esse fim. Para isso, existem métodos bem usuais de validação que podem ser aplicados à calibração dos sistemas com sensores de baixo custo, utilizando uma ou mais métricas para calcular o desempenho do modelo, sendo funções que caracterizam a diferença entre a saída dele e os valores obtidos por uma estação de referência. Alguns estudos (Chai; Draxler, 2014; Spinelle et al., 2017) usaram diferentes métricas para medir o desempenho, categorizadas como medidas de erro absoluto e medidas de erro relativo, descritos a seguir:

Erro absoluto: É definido pela diferença algébrica entre o valor medido (\mathbf{x}_m) e o valor aceito como verdadeiro (\mathbf{x}_v) , representado pela equação:

$$\delta x = x_v - x_m \tag{2}$$

• MSE (do inglês, Mean Square Error):

É a medida de erro padrão para avaliar o desempenho de modelos de regressão. O MSE é determinado como:

$$MSE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} (y_i - \hat{y}_i)^2$$
 (3)

• RMSE (do inglês, Root Mean Squared Error):

É descrita como a métrica capaz de avaliar a raiz quadrática média dos desvios entre os valores observados (reais) e as predições (hipóteses), representado pela equação:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} (y_i - \hat{y}_i)^2}$$
 (4)

• MAE (do inglês, Mean Absolut Error):

Mede o erro absoluto médio dos desvios entre os valores observados (reais) e predições (hipóteses):

$$MAE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} |y_i - \hat{y}_i|$$
 (5)

MSE e RMSE são métricas muito similares, sendo o MSE como o ajuste médio de pontos para um modelo de regressão e o RMSE é a distância média dos pontos do modelo.

• MBE (do inglês, Mean Bias Error):

O erro médio por viés é similar ao cálculo da métrica MAE, porém, se difere por não calcular o valor absoluto das diferenças. Sendo assim, exige cuidado em sua análise, pois, acata a compensação de erros (erros com sinais diferentes). É definido como:

$$MBE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} (y_i - \hat{y}_i)$$
 (6)

• MAPE (do inglês, Mean Absolute Percentage Error):

O erro médio absoluto percentual expressa a métrica MRE como uma porcentagem:

$$MAPE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \times 100$$
 (7)

• MAAPE (do inglês, Mean Arctangent Absolute Percentage Error):

O erro absoluto de média percentual do arco tangente é uma modificação do MAPE, que envolve tomar o arco tangente do erro absoluto normalizado pelos valores reais. O MAPE apresenta a desvantagem de resultar valores que derivam para o infinito quando os valores esperados (valores reais) são similares ou próximos de zero. Ainda, se os valores esperados forem < 1, resultam em valores de erro extremamente elevados. Uma alternativa a essa métrica é a MAAPE (Kim; Kim, 2016), utilizada para o cálculo do erro percentual com o uso da função arco tangente. O intervalo limitado da função arco tangente (em radianos), supera a limitação de valores infinitos.

$$MAAPE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} arctan\left(\left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \right)$$
 (8)

• sMAPE (do inglês, Symmetric Mean Absolute Percentage Error):

Conhecido como erro simétrico médio absoluto percentual, é uma métrica também alternativa ao MAPE, quando um conjunto de predições está com valores zeros ou

próximos de zeros. Essa métrica tem os resultados tendenciando entre os limites de 0% a 200%, e podem ser calculados:

$$SMAPE = \frac{100\%}{m} \sum_{i=1}^{m} \frac{|(y_i - \hat{y}_i)|}{(|y_i| + |\hat{y}_i|)/2}$$
(9)

Erro relativo: Uma opção às medidas absolutas é se apoiar em uma métrica de erro, que exprime o desvio harmonicamente às medidas verdadeiras. A métrica mais utilizada é o erro relativo médio (MRE).

• MRE (do inglês, Mean Relative Error):

É uma métrica utilizada para medir a incerteza comparando-a com o valor real, para um certo conjunto de dados e é definida como:

$$MRE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \tag{10}$$

• Coeficiente de determinação: Conhecido por R², essa métrica descreve a medida que uma variável influencia em outra variável. No caso de um modelo de calibração, essa métrica mensura a porcentagem de variância que o modelo explica. É necessário calcular duas medidas de variabilidade, ou seja, a soma total dos quadrados para descrever o R²:

$$SS_{tot} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} (y_i - \overline{y})^2$$
 (11)

E a soma dos quadrados dos resíduos:

$$SS_{res} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} (y_i - \hat{y}_i)^2 = MSE$$
 (12)

O R² agora é dado como:

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{res}}{SS_{tot}} \tag{13}$$

A métrica R² pode ser adequada para a utilização no processo de calibração de sistemas que utilizam sensores de baixo custo, na avaliação da distribuição dos valores preditos, comparando-os à distribuição dos valores das medições reais.

As medidas de incerteza são interessantes ferramentas para o fornecimento de informações sobre as limitações operacionais da estrutura de calibração. Concas et al. (2021) cita que a incerteza é normalmente medida usando o desvio padrão das medições, que especifica a incerteza padrão delas e na prática, a robustez da avaliação de modelos de qualidade do ar é medida utilizando a incerteza relativa, que permite compará-la entre áreas com diferentes concentrações de poluentes. Ainda discorre sobre as melhores práticas, indicando que as métricas MSE, RMSE e R² estão intimamente relacionadas e, desse modo, é importante o uso delas e a análise do quanto são afetadas pelas características dos dados.

1.1.5 PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS E OS IMPACTOS NA SAÚDE

Nos deslocamentos urbanos, a exposição à poluição atmosférica (principalmente sob o foco em material particulado) é uma importante via de impacto à saúde (Dons et al., 2011). Um estudo que contou com medições detalhadas, envolvendo um universo amostral de 62 pessoas na cidade de Flandres (Bélgica), estimou que aproximadamente 6% do tempo gasto por essas pessoas em deslocamentos com transporte é responsável por uma média de 30% do total de carbono negro (BC) inalado (Dons et al., 2012). Fruin, Winer e Rodes (2004) estimaram que a exposição em veículos ao material particulado proveniente do diesel, na região da Califórnia, foi responsável por 28-55% da exposição total. Poluentes relacionados ao tráfego (incluindo poluentes ainda não regulamentados pelas entidades oficiais) podem desempenhar um papel importante nas discrepâncias em dados de saúde nas cidades (Wilhelm; Ritz, 2004; Peters et al., 2004; Gauderman et al., 2007). Entender a variação na exposição pode contribuir para uma avaliação mais precisa e contribuir para a redução de erros na classificação dos efeitos da poluição na saúde, sabendo-se que os poluentes são altamente variáveis em escala de tempo e espaço, principalmente os relacionados ao tráfego (Van Roosbroeck et al., 2008; Setton et al., 2011; Strickland et al., 2011).

Estudos indicaram (Rao et al., 2018; Al-Kindi et al., 2020) que existe uma associação entre os danos gerados pelos poluentes particulados e gases, a depender das concentrações inaladas pelo indivíduo, das defesas promovidas pelo sistema respiratório e da solubilidade (quando a variável é um gás), que podem produzir efeitos como inflamação e o estresse oxidativo, ativado por elementos reativos de oxigênio e nitrogênio, resultado do contato com os poluentes. Os radicais livres ambientalmente persistentes (*Environmentally Persistent Free Radicals* - EFPR) são produzidos nos processos de combustão e podem persistir na atmosfera por até 21 dias (Sly et al., 2019). Outros levantamentos (Guarnieri; Balmes,

2014; Schraufnagel et al., 2019) relacionaram a redução da atividade de linfócitos e o incremento na produção da proteína IgE em indivíduos expostos a ambientes com maior incidência de poluição do ar, levando ao entendimento sobre a ligação com patologias como a rinite e asma. Além dos efeitos diretos ao sistema respiratório, há associações com diversos outros impactos na saúde, conforme a Figura 32.

SISTEMA RESPIRATÓRIO †ÓBITOS ISQUEMIA CEREBRAL ◆↑RINITE E ASMA IMPACTO NO DESENVOLVIMENTO PNEUMONIA NEUROLÓGICO E NA SAÚDE MENTAL DOENÇAS NEURODEGENERATIVAS • TDPOC †CÂNCER DE PULMÃO RESISTÊNCIA A INSULINA TINCIDÊNCIA DE E ÓBITOS POR DOENÇAS CARDIOVASCULARES DIABETES TIPO 1 E 2 INFARTO DO MIOCÁRDIO ALTERAÇÕES NO METABOLISMO ARRITMIA CARDÍACA ÓSSEO INSUFICIÊNCIA CARDÍACA ENVELHECIMENTO PRECOCE DA PELE *PRESSÃO ARTERIAL DISFUNÇÃO ENDOTELIAL AUMENTO DA COAGULAÇÃO INFLAMAÇÃO SISTÊMICA NASCIMENTO PREMATURO BAIXO PESO AO NASCER REDUCÃO E RETARDO DO CRESCIMENTO FETAL PIOR QUALIDADE DO ESPERMA PRÉ-ECLÂMPSIA

Figura 32 – Patologias e alterações associadas à poluição do ar

Fonte: Adaptado de Peters et al. (2019) e Santos et al. (2021).

Em São Paulo (SP), um estudo (Santos et al., 2016) com voluntários motoristas de táxi e agentes públicos de controle de tráfego demonstrou que a exposição a elevados níveis de MP_{2,5} possui relação com a redução do Volume Expiratório Forçado no primeiro segundo (VEF1) e a Capacidade Vital Forçada (CVF) de forma não significativa, havendo um acréscimo significativo do FEF25-75%, indicando plausíveis variações intersticiais resultante da exposição aos poluentes.

McCreanor et al. (2007) desenvolveu um estudo no Hyde Park (Londres), onde verificou o progresso da função pulmonar e de marcadores inflamatórios na secreção

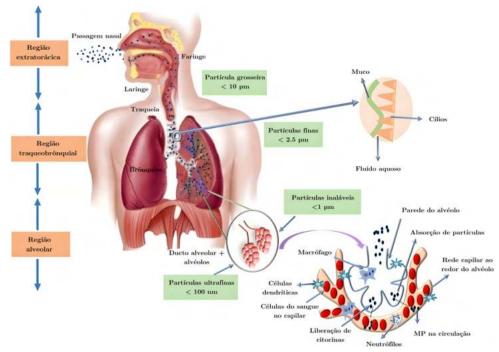
produzida pela expectoração em adultos com asma, no decorrer de caminhadas com a duração de 2 horas na área do parque e em uma avenida com elevada movimentação de veículos. O achado foi que os voluntários asmáticos mostraram uma queda expressiva da função pulmonar e uma elevação de marcadores inflamatórios, quando deslocaram-se na segunda opção (avenida com tráfego intenso).

Um estudo (Cruz et al., 2021) sobre a exposição à poluição do ar relacionada ao tráfego na cidade de SP, caracterizando o perfil metabolômica sérica não-alvo de dez voluntários ciclistas durante exercícios prolongados em ambiente de ar filtrado (em uma câmara) e expostos a poluição dos automóveis (em uma avenida), sugeriram que a exposição às emissões veiculares durante o exercício prolongado, leva a uma mudança significativa na metabolômica, caracterizada por um padrão transicional e por último, traz prejuízos ao metabolismo da glicose. Outro estudo (Santos et al., 2019) realizado em SP, entre maio de 2010 a março de 2012, com 88 trabalhadores não fumantes expostos a diferentes concentrações de poluição do ar, avaliou os efeitos da exposição deles a diferentes níveis de MP_{2,5} gerados pelo tráfego e os impactos na pressão arterial. O resultado indicou que a exposição a partículas finas, predominantemente das emissões veiculares, está associada à elevação de pressão arterial nos indivíduos hipertensos e/ou diabéticos. Takano et al. (2019) também realizou um estudo em SP com o objetivo de investigar se a exposição à poluição do ar urbano está associada ao grau de antracose pulmonar, considerando fatores modificadores como hábitos pessoais, padrões de mobilidade e atividades ocupacionais. Foram analisados 413 casos, combinando análises epidemiológicas, espaciais e autópsias e utilizaram modelos de regressão múltipla para avaliar a associação entre a quantidade de depósitos de carbono nos pulmões, medida pela fração de antracose pleural e potenciais variáveis explicativas. A repercussão da análise indicou uma dose equivalente ao uso de cinco cigarros por dia, no cenário de concentração média anual de 25 µg/m³ de MP_{2,5}.

Saldiva et al. (1998) em seu estudo, apresentou dados de autópsias realizadas em moradores do município de Guarulhos (SP), conhecida historicamente por ser uma região com elevada emissão de poluentes na década de 90, onde os tecidos periciados dos pulmões continham lesões histopatológicas mais visíveis quando comparados aos autopsiados dos municípios de Ourinhos (SP) e Ribeirão Preto (SP) (ambos distantes a aproximadamente 400 km de Guarulhos) e com menos índices de poluição do ar, mesmo após monitoramento para tabagismo. Outros estudos (Canova et al., 2012; Langrish et al., 2012; Anderson; Thundiyil; Stolbach, 2012; Polezer, 2015; Nascimento et al., 2017; Machin; Nascimento, 2018) descrevem os impactos à saúde provocados pelo MP_{2,5}, resultando em patologias crônicas associadas ao sistema respiratório, o aumento da probabilidade de doenças cardiovasculares, sobretudo em pessoas com doenças coronárias e danos cerebrais. A dimensão da partícula MP_{2,5} é um facilitador de penetração no sistema respiratório, podendo se transportar para níveis mais profundos (alvéolos pulmonares), resultando em reações inflamatórias, ao contrário do MP₁₀ que é retido no trato respiratório superior

(Figura 33).

Figura 33 – Diagrama esquemático mostrando a deposição de material particulado (diferentes diâmetros) em diversos níveis do sistema respiratório



Fonte: Adaptado de Sharma et al. (2021).

Zuurbier et al. (2009) cita o estudo denominado Transport Related Air Pollution, Variance in commuting, Exposure and Lung function (TRAVEL) que avaliou a exposição de indivíduos que são passageiros de transporte perante à poluição do ar e seus efeitos de curto prazo relacionados a saúde. A relação entre essas variáveis levou a investigação sobre a ventilação durante os deslocamentos e as doses inaladas de poluentes atmosféricos. Constatou-se que as informações disponíveis sobre a relação entre a frequência cardíaca e a ventilação são limitadas. Com isso, foi realizado um estudo em bicicleta ergométrica para examinar a relação entre a frequência cardíaca e a ventilação, na população de participantes do projeto. O objetivo principal desse estudo foi a obtenção da estimativa dos níveis de ventilação de ciclistas, passageiros de carros e ônibus, e estudar as diferenças nas estimativas entre o uso individual do transporte e os coeficientes de regressão resultantes de estudos anteriores.

Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Estimar o impacto da exposição de ciclistas voluntários às emissões de poluentes veiculares por meio de um equipamento com sensores de baixo custo, durante os deslocamentos na cidade de São Paulo e RMSP, no período de janeiro de 2022 a maio de 2022.

2.2 Objetivos Específicos

- calibrar os sensores de baixo custo de CO, MP_{2,5}, MP₁₀, temperatura e umidade, tendo como referência os dados da estação de monitoramento de Congonhas e Parque Dom Pedro II (CETESB), durante o período de 17 dias, utilizando técnicas de ML;
- mensurar as concentrações de CO, MP_{2,5} e MP₁₀, utilizando o equipamento embarcado na bicicleta, durante os percursos realizados pelos voluntários na cidade de São Paulo e RMSP;
- estimar potencial associação entre as variáveis de concentrações de poluentes, a ventilação (VE) e carga inalada durante os deslocamentos, por meio de equação resultante dos testes ergoespirométricos realizados previamente pelos voluntários no Laboratório de Função Pulmonar da Divisão de Pneumologia do Instituto do Coração do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (INCOR HCFMUSP);
- modelar a expectativa do Risco Relativo de mortalidade por todas as causas (RR) para
 os voluntários a partir da concentração média de MP_{2,5} mensurada, a concentração
 de background e a duração média dos percursos.

Capítulo 2. Objetivos

A Figura 34 apresenta o fluxograma do modelo conceitual da pesquisa e os respectivos objetivos específicos delimitados.

Design e produção da Placa de Circuito Impresso (Printed Circuit Board - PCB) Seleção dos sensores, Desenvolvimento do código Questionário para a seleção dos ciclistas voluntários de acordo com as referências bibliográficas fonte dos sensores para o microcontrolador Calibração baseada nas leituras das estações de Teste ergoespirométrico com os voluntários para a criação da equação individual, a ser comparada com os dados Coleta de dados dos ciclistas Modelagem dos durante os percursos (emissões de poluentes, dados meteorológicos e sinais monitoramento da CETESB x sensores de baixo custo, dados coletados pelos equipamentos utilizando técnicas de cardiorrespiratórios) coletados nos percursos Estimativa da ventilação Avaliação do Risco Relativo de mortalidade (RR) para os utilizando os dados de Mensuração da carga inalada frequência cardíaca mensurados nos de poluentes pelos voluntários durante os percursos voluntários, a partir dos dados obtidos nas rotas deslocamentos com bicicleta

Figura 34 – Modelo conceitual da pesquisa

Fonte: Produção do próprio autor.

Metodologia

3.1 Área de estudo

Devido a disseminação da pandemia do COVID-19 (a partir de 2020), as coletas para o estudo só foram possíveis entre maio de 2021 e maio de 2022. A região do estudo compreende principalmente a cidade de São Paulo (Figura 35), inserida nos limites da RMSP, abrangendo uma área de 1521 km² e com a população estimada em 12,39 milhões de habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2021).

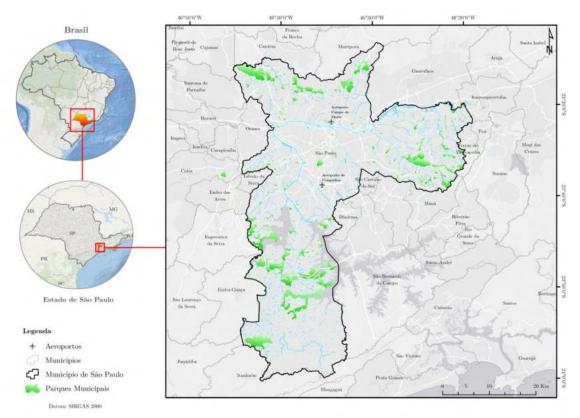


Figura 35 – Localização da cidade de São Paulo

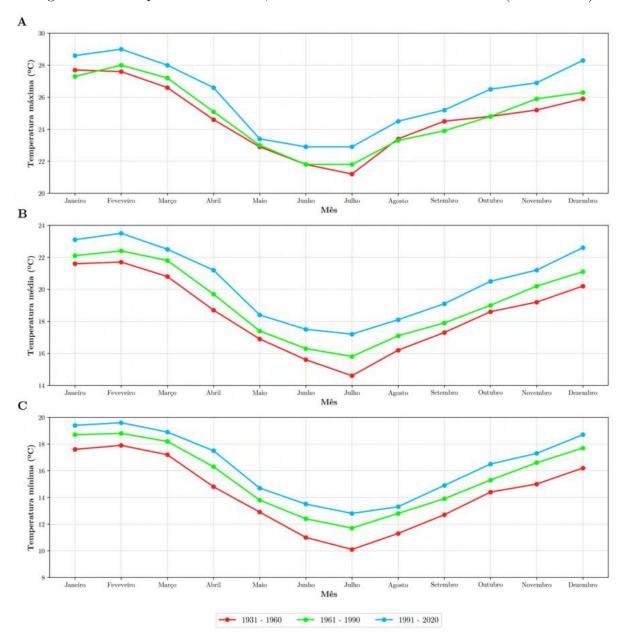
Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Prefeitura de São Paulo (2022).

3.1.1 Variáveis meteorológicas

Os dados apresentados a seguir, das variáveis meteorológicas de temperatura, umidade, precipitação e velocidade do vento foram coletadas da estação meteorológica 83781, do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, localizada no Mirante de Santana, na zona norte do município de SP e da estação da rede de monitoramento da qualidade do ar da CETESB, localizada no Parque Dom Pedro II. A posição geográfica do município está localizada em uma região de depressão do Planalto Atlântico, denominada Bacia Sedimentar de São Paulo. O clima regional é definido por ser de transição entre os climas Tropicais Úmidos de Altitude, tendo o período seco bem definido, sendo a existência dessas características relacionadas a posição da cidade, próxima ao Trópico de Capricórnio. Na classificação climática de Köppen-Geiger, o clima do município pode ser especificado na categoria Classe C (clima oceânico), do tipo Cwa, sendo descrito com o clima tropical de altitude (volume de chuvas no período do verão e estiagem no inverno) (Azevedo, 2001).

A cidade de SP apresenta uma temperatura média anual de 20,3 °C, sendo fevereiro o mês com maiores temperaturas (médias máximas na faixa de 28,9 °C). Na estação fria, o mês com temperaturas mais baixas é julho (médias mínimas de 11,7 °C) (Figura 36).

Figura 36 – Temperatura máxima, média e mínima na cidade de SP (1931 - 2020)



A - Temperatura máxima (°C) - 1931 a 2020; B - Temperatura média (°C) - 1931 a 2020; C - Temperatura mínima (°C) - 1931 a 2020.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022a).

Sobre a umidade relativa, o valor da média anual é de 73%. Os menores valores de umidade acontecem no período final do inverno, que é uma estação seca, predominando menos disponibilidade hídrica na atmosfera. Contudo, a média mínima no inverno é moderada, sendo relacionada aos deslocamentos das frentes frias nessa região, facilitando a produção de precipitações e redução da temperatura, que consequentemente abastecem a atmosfera com água (Figura 37).

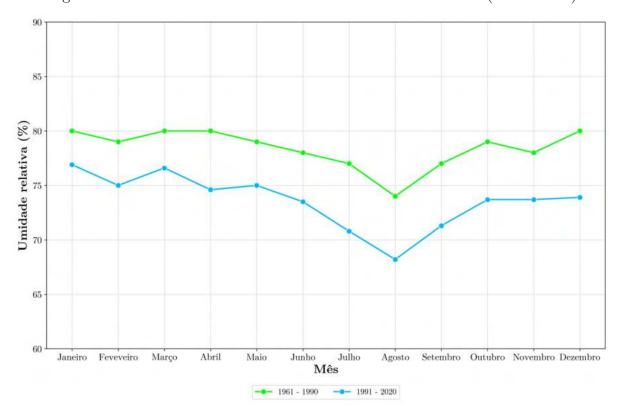


Figura 37 – Média mensal de umidade relativa na cidade de SP (1961 - 2020)

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022a).

A média total anual da precipitação no município é de 1621,9 mm, contando com duas estações bem definidas (seca e chuvosa). A estação seca é compreendida entre os meses de abril a setembro e a estação chuvosa, de outubro a março. Na chuvosa, o volume de precipitação total anual está associado a 77% do volume, sendo explicada pela passagem de sistemas meteorológicos frontais. Já no período seco, o volume de precipitação é reduzido, sendo observado historicamente pela passagem de frentes frias. Marcuzzo (2016) relata que a precipitação média da estação úmida está em torno de 151,7 mm. A estação seca tende a apresentar uma média pluviométrica menor, na faixa de 43,4 mm. A precipitação média mensal, levando em consideração todos os meses do ano, tem o volume aproximado de 124,6 mm (Figura 38).

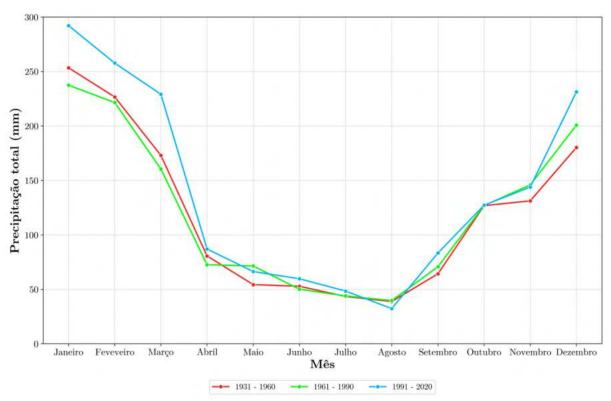


Figura 38 – Média mensal da precipitação total na cidade de SP (1961 - 2020)

Elaborado pelo autor a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022a).

O vento é um importante meio de transporte e dispersão de poluentes no ar, que podem ser levados a diversas regiões distantes das fontes emissoras. A mistura do ar, ocasionada pelo processo de turbulência mecânica produzida pelos ventos, é um importante mecanismo para a melhoria da qualidade do ar próximo à superfície, quando há a interação com as camadas superiores, que resulta na redução da concentração de poluentes na baixa atmosfera. É uma variável que apresenta considerável mobilidade espaço-temporal aos processos ativos da atmosfera, que determinam a sua velocidade e direção. Na cidade de SP, a média da velocidade mensal é de 1,5 m/s, que se torna favorável ao processo de dispersão dos poluentes. A Figura 39 mostra a média mensal da velocidade do vento entre os anos de 1996 e 2021.

abr mai jul jul

2016

2020

abr mad jun jul ago set out nov dez

ago set out nov dez 2017

jan mar mar abr jul jul jul set out

2021

2019

1996 1997 1998 1999 jan fev mar abr mai jun jul ago set out nov dez jul jul ago set 2000 2001 2002 2003 jan mat ahr mai jun jul ago out out dez jan mai jun jul ago out dez jul jul ago set out nov 2004 2005 2007 Velocidade do vento (m/s) 加加 Jul Jul ago set out nov set out nov dez Jan fov mar 2008 2009 2010 2011 jan fev mar abr maj jul jul ago set out dez dez mai Tu jan fev mar abr maj jul jul ago out nov dez Jul Jul Ago 2012 2013 2014 2015

Figura 39 – Média mensal da velocidade do vento na cidade de SP (1996 - 2021)

Mês/Ano

ago set out nov dez

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022a).

jan mar abr mad jul jul jul ago out out dez

2018

jan fev mat abr mai jun jul jul jul ago out out dez dez

3.1.2 Hipsometria

Observando o mapa hipsométrico da cidade de São Paulo (Figura 40), a região do estudo encontra-se, em sua grande parte, na faixa de altitude entre 600 m a 800 m. O município está localizado em um relevo mais ressaltado ao norte, onde está a formação da Serra da Cantareira e cotas mais baixas em uma porção menor ao sul. A cidade está situada geograficamente em formações de planaltos e serras com elevações inferiores a 740 m, tendo nessa cota os vales dos rios Tietê, Pinheiros, Tamanduateí e os seus significativos afluentes. Em zonas mais elevadas (740 - 780 m) estão localizadas as maiores porções da mancha urbana e área rural. Nas altitudes entre 780 a 820 m, situam-se as formações das encostas do Espigão Central e entre 820 a 860 m o seu topo. Na faixa de elevação maior que 860 m, localiza-se a meia encosta da Serra da Cantareira, tendo a sua maior porção nas cotas acima de 980 m, assim como o Pico do Jaraguá (1212 m) (São Paulo, 1985).

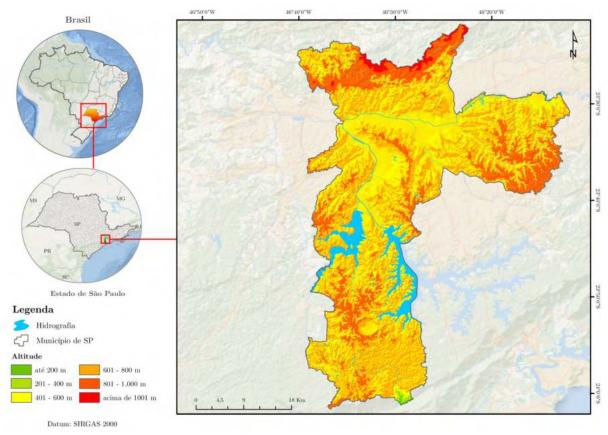


Figura 40 – Mapa hipsométrico do município de São Paulo

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Prefeitura de São Paulo (2022).

3.2 Materiais e métodos

Essa seção foi dividida em duas partes relacionadas: a primeira diz respeito aos materiais desenvolvidos e adquiridos no estudo, descrevendo a metodologia de uso e calibração. A segunda parte, discorre sobre o protocolo da pesquisa com os indivíduos, detalhando a aplicação dos equipamentos calibrados durante as coletas de dados nos percursos dos voluntários e as associações com a Frequência Cardíaca (FC), ventilação e estimativa da carga inalada de poluentes (CO (ppm), $MP_{2,5}$ (µg/m³) e MP_{10} (µg/m³)) e em seguida, a modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade por todas as causas (RR).

3.2.1 Equipamentos desenvolvidos e adquiridos para a pesquisa

3.2.1.1 Microcontrolador

O equipamento utilizado para a coleta de dados de qualidade do ar na bicicleta é uma placa de circuito impresso (*Printed Circuit Board* - PCB) e foi desenvolvida pelo autor do estudo, utilizando como microcontrolador um ESP32 (Keyestudio, 2022) que é baseado no módulo ESP-WROOM-32, operando com 5 Volts (V) e utiliza o microprocessador Xtensa LX6 de 32 bits de baixo consumo de energia, possuindo dois núcleos de CPU (processadores *dual-core*), sendo um módulo microcontrolado ideal para uma rápida prototipação (Figura 41). O programa (*script*) para a leitura dos sensores, foi desenvolvido em linguagem C++ e definiu-se a resolução temporal para as coletas dos dados a cada 5 segundos e, posteriormente, convertendo-os para a média minuto.

Verso

Signature of the state o

Figura 41 – ESP32 Core Board

Fonte: Keyestudio (2022).

3.2.1.2 Placa de circuito impresso

A PCB (Figura 42) foi desenvolvida de forma a fornecer alimentação adequada a todos os sensores e componentes (fan e módulo SD card) do sistema de monitoramento da qualidade do ar. Para o armazenamento dos dados, foi utilizado um módulo SD Card que opera na faixa de 3-5V. As duas baterias utilizadas para a alimentação geral do sistema são do modelo 18650 (9800 miliampere - mAh) de 3,7V, que são ligadas em série resultando em uma tensão final de 7,4V e podem ser recarregadas, gerando uma autonomia de funcionamento de 30 horas. O carregamento pode ser feito com uma fonte de 12V 2A (bivolt).

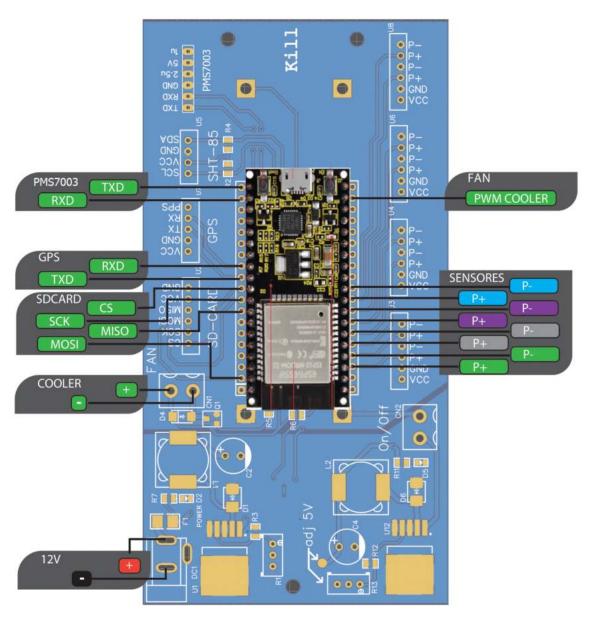


Figura 42 – Desenho esquemático da PCB

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2.1.3 Caixa impressa em 3D

Foi desenvolvido um *design* de caixa (utilizando filamento de Polietileno Tereftalato de Etileno Glicol - PETG, que apresenta ótima resistência mecânica) para envolver a PCB de forma que pudesse ser acoplada na bicicleta e garantir a proteção do circuito, durante os percursos (Figura 43).

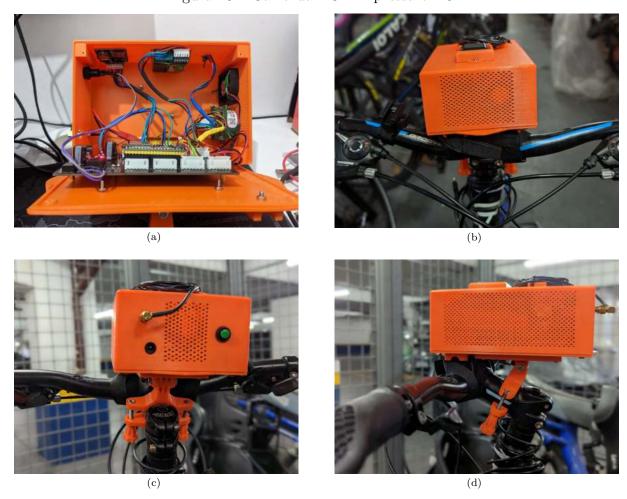


Figura 43 - Caixa da PCB impressa em 3D

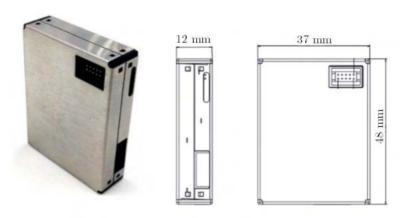
a) Vista interna da caixa com a PCB e os sensores instalados; b) Vista frontal da caixa na bicicleta; c) Vista traseira da caixa na bicicleta e d) Vista lateral da caixa na bicicleta. Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2.1.4 Sensor de $MP_{2,5}$ e MP_{10}

A seleção do sensor PMS7003 Plantower (Plantower Technology, 2016) de $MP_{2,5}$ e MP_{10} , fabricado na China, foi baseada nos artigos (Strak; Boogaard; Meliefste, 2010; Badura et al., 2018; Bulot; Johnston; Basford, 2019; Sahu et al., 2020; Kuula et al., 2020; Alfano et al., 2020; Jiang et al., 2021; Báthory et al., 2022) que demonstraram uma boa correlação ($\mathbb{R}^2 = 0.91 - 0.93$) de leituras dele quando comparado em resolução temporal a

uma estação de referência (Figura 44). Foram utilizadas duas unidades desse sensor no presente estudo, no intuito de se avaliar possíveis discrepâncias nas leituras comparadas entre eles e, o que apresentasse os melhores resultados das métricas de calibração, seria instalado no sistema de monitoramento das bicicletas.

Figura 44 – Sensor PMS7003 (Plantower)



Fonte: Plantower Technology (2016).

O datasheet referente a esse sensor descreve a operação de leitura da concentração de partículas, citando que ele emite-as na forma de interface digital. A tecnologia envolvida, utiliza o princípio de dispersão a laser, ou seja, produz dispersão utilizando um feixe de luz para irradiar sob a superfície das partículas suspensas no ar e, em seguida, coleta o espalhamento da luz em um certo grau, quando finalmente, obtém a curva de mudança dela em espalhamento temporal. No final, o diâmetro da partícula equivalente e o número de partículas com diâmetros diferentes por unidade de volume podem ser calculados por um microprocessador interno, baseado na teoria de Mie, que conceitua a dispersão de radiação eletromagnética por partículas esféricas (Plantower Technology, 2016) (Figuras 45a e 45b).

Fonte de laser

Sinal

digital

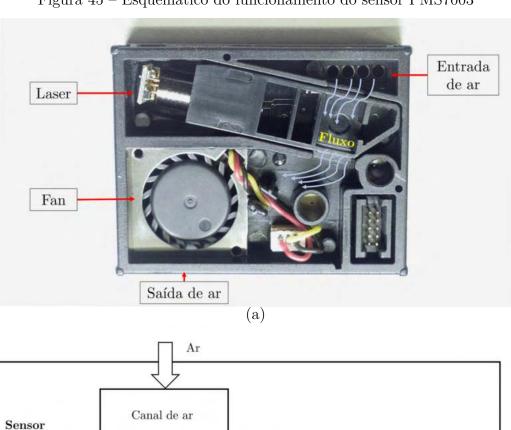


Figura 45 – Esquemático do funcionamento do sensor PMS7003

(b)
a) Sensor de partículas Plantower PMS7003; b) Diagrama funcional de cada parte do sensor óptico PMS7003 (Plantower Technology, 2016)

Sinal

elétrico

Cavidade de medição

de dispersão de luz

Sinal

elétrico

Microprocessador

Circuito

amplificador de

filtro

A Tabela 6 apresenta as características do sensor, segundo o seu datasheet (Plantower Technology, 2016).

Tabela 6 – Descrição das características do sensor de particulados PMS7003

Parâmetro	Índice			
Faixa de medição	$0.3 \ \mu m \sim 1.0 \ \mu m/1.0 \ \mu m \sim 2.5 \ \mu m/2.5 \ \mu m \sim 10 \ \mu m$			
Faixa de medição	$50\%@0.3 \mu\text{m} 98\%@>=0.5 \mu\text{m}$			
Alcance efetivo (MP _{2,5} padrão)	$0 \sim 500 \; \mu \mathrm{g/m^3}$			
Alcance máximo (MP _{2,5} padrão)	$1000~\mu\mathrm{g/m^3}$			
Resolução	1 µg/m^3			
Volume padrão	$0.1~\mathrm{L}$			
Tempo único de resposta	<1 s			
Tempo total de resposta	$\leq 10s$			
Fonte de alimentação	Típica: $5.0V/Min: 4.5V/Máx: 5.5V$			
Faixa de temperatura de trabalho	-10∼+60 °C			
Faixa de umidade de trabalho	$0{\sim}99\%$			
Vida operacional	3 anos			
Tamanho físico	48 mm x 37 mm x 12 mm			

Fonte: Adaptado de Plantower Technology (2016).

3.2.1.5 Sensor de CO

O sensor de CO do fabricante Alphasense (Reino Unido) modelo CO-B4 (eletroquímico) opera com 6,4 volts e possui uma PCB proprietária para a sua conexão. A seleção dele foi baseada nos resultados apresentados em alguns artigos (Pokric et al., 2014; Brynda et al., 2015; Arfire; Marjovi; Martinoli, 2015; Hasenfratz et al., 2015; Chavez et al., 2015; Villa et al., 2016; Smith et al., 2017; Cross et al., 2017; Afshar-Mohajer et al., 2018; Zuidema et al., 2021; Buehler et al., 2021) que demonstraram boa correlação (R² > 0,8) do sensor quando comparado às situações de laboratório e de campo. As características desse sensor possibilitam a medição de gases poluentes em concentrações muito baixas, na faixa de partes por bilhão (ppb), por conta da tecnologia de 4 eletrodos. Além dos três eletrodos tradicionais (trabalho, referência e contador) utilizados em sensores eletroquímicos, esse modelo utiliza um eletrodo auxiliar que ajuda a compensar as variações nas leituras do eletrodo de trabalho causadas por interferências ambientais, como a temperatura e umidade.

As especificações esquemáticas são apresentadas na Figura 46 e a descrição do módulo de 4 eletrodos, denominado *Individual Sensor Board* (ISB), na Figura 47, bem como as características operacionais (Tabela 7).

 $\emptyset 27.1$ Eletrodo de trabalho Contra-eletrodo Referência CARBON MONOXIDE CO-B4 12345678 999 17.0 PCD Área de detecção -Eletrodo auxiliar Ø11 Ø19 Todas as dimensões em milímetros (±0.1mm) Perfil superior Perfil inferior Perfil lateral

Figura 46 – Diagrama esquemático do sensor CO-B4 (CO)

Fonte: Adaptado de Alphasense Ltd. (2019).

Perfil superior

Módulo Alphasense 4-Eletrodos
Individual Sensor Board (ISB)
e o sensor CO-B4 (CO)

Eletrodo de trabalho (2)

Fonte de alimentação (3.5 - 6.4 VDC)

Eletrodo de trabalho (1)

Figura 47 – Diagrama esquemático do ISB (CO)

Fonte: Adaptado de International Laboratory for air Quality and Health - ILQD (2019) e Alphasense Ltd. (2019).

Parâmetro	Índice			
Sensibilidade	420 a 650 (nA/ppm a 2 ppm)			
Tempo de resposta	<25 (t ₉₀ (s) de zero a 10 ppm CO)			
Corrente zero	$+30 \text{ a} -130 \text{ (nA em ar zero a } 20^{\circ}\text{C)}$			
Ruído	$4 (\pm 2 \text{ desvios padrão (equivalente em ppb)})$			
Faixa	1000 (ppm limite de garantia de desempenho)			
Linearidade	20 a 35 (erro ppb CO em escala completa,			
	linear em zero, 500 ppm CO)			
Vida operacional	36 meses até 50% do sinal original			
	(garantia de 24 meses)			
Capacidade do filtro	$250.000 \text{ ppm} \cdot \text{hrs}$			
Faixa de temperatura	-30 a 50 $^{ m oC}$			
Variação de pressão	80 a 120 kPa			
Faixa de umidade	15a 90 % contínuo			
Peso	<13 g			

Tabela 7 – Características do sensor CO-B4 (CO)

Fonte: Adaptado de Alphasense Ltd. (2019).

A Alphasense fornece um datasheet do sensor (Alphasense Ltd., 2019), informando que existem duas saídas de tensão: uma é referente ao funcionamento da tensão (WE em mV) e a outra, a tensão auxiliar (Aux em mV). Essas duas leituras são usadas para calcular as concentrações de CO, conforme a Equação 15:

$$CO(ppm) = \frac{[(WE - V_{0,WE}) - (Aux - V_{0,Aux})]}{Sensibilidade}$$
(15)

Nesta equação as variáveis $V_{0,WE}$, $V_{0,Aux}$ e Sensibilidade são valores específicos para cada sensor (unidade) e são fornecidos pelo fabricante, conforme o código de série dele.

3.2.1.6 Sensor de umidade e temperatura

O sensor de umidade e temperatura é o modelo SHT85 da marca Sensirion (Suíça) e é citado em alguns artigos (Helm et al., 2021; Salamone et al., 2022; Cowell et al., 2022), apresentando as características de resposta rápida e boa precisão. A Figura 48 mostra o sensor e suas dimensões (em mm).

127 (0.04) (0.9)

Figura 48 – Sensor SHT85 (Sensirion)

Fonte: Adaptado de Sensirion AG (2022a).

Em seu datasheet (Sensirion AG, 2022b) estão descritas as características do sensor (Tabela 8), bem como a configuração dos pinos para a utilização em um circuito (Figura 49). O sensor é vendido calibrado, linearizado e com a temperatura compensada na saída digital.

Tabela 8 – Características do sensor SHT85

Índice
1,5%
0% - $100%$
8 s
$0.1^{ m oC}$
$-40^{\rm o}{ m C}$ - $125^{\rm o}{ m C}$
$5 \mathrm{\ s}$
$2{,}15V - 5{,}5V$
$19 \text{ mm} \times 5.6 \text{ mm} \times 3.5 \text{ mm}$

Fonte: Adaptado de Sensirion AG (2022b).

SDA SDA SDA Controlador SCL 1234

Figura 49 – Circuito típico de aplicação do sensor SHT85

Fonte: Adaptado de Sensirion AG (2022b).

3.2.1.7 Sistema de posicionamento global (Global Positioning System - GPS)

Alguns artigos (Wang; Han; Zhang, 2019; Gaisky et al., 2020) relataram que o GPS ATGM336H-5N (China) fornece uma boa precisão de posicionamento, sendo utilizado em controle de drones e outras aplicações que exigem refinamento posicional. Outras características interessantes são a taxa de atualização de posicionamento mínima de 1 Hz e máxima de 10 Hz, dimensões 10,1 mm × 9,7 mm × 2,4 mm, possuindo 32 canais, alimentação de 3,3V, um chip único GNSSSSOC de baixa potência-AT6558, que suporta uma variedade de sistemas de navegação por satélite, incluindo BDS da China (sistema de navegação por satélite Beidou), GPS dos Estados Unidos, GLONASS da Rússia e o GALILEO da União Europeia. Por essas particularidades, foi o modelo escolhido para a aplicação no estudo (Figura 50 e Tabela 9).

Frente Verso

Figura 50 – Módulo GPS ATGM336H-5N

Fonte: Hangzhou ZhongKe Microelectronics CO. Ltd. (2015).

Tabela 9 – Características do módulo GPS ATGM336H-5N

Parâmetro	Índice
Sistemas	BDS/GPS/GLONASS
Suporte	A-GNSS
Sensibilidade de recaptura	-148 dBm
Sensibilidade de rastreamento	$-162 \mathrm{dBm}$
Precisão de posicionamento	2.5 m (CEP50)
Tempo para a primeira correção	$32 \mathrm{\ s}$
Baixa potência	Operação contínua <25 mA@3,3V

Fonte: Adaptado deHangzhou ZhongKe Microelectronics CO. Ltd. (2015).

Para a melhoria de recepção de sinal do módulo GPS ATGM336H-5, foi utilizada uma antena com a frequência de 1575,42 MHz. (Figura 51 e Tabela 10).

Figura 51 – Antena do GPS



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 10 – Características da antena do GPS

Parâmetro	Índice		
Ganho de potência	28db		
Tensão DC	3-5V		
Impacto	50 Ohm		
Consumo de energia	10 mA máximo		
Ruído	1.5 máximo		
Temperatura de trabalho	-40 $^{\rm o}{\rm C}$ a 85 $^{\rm o}{\rm C}$		
Proteção contra água	100% à prova d'água		
Dimensões	$45 \text{ mm} \times 35 \text{ mm} \times 20 \text{ mm}$		
Cabo	1 m		
Conector	$SMA 90^{\circ}$		

Fonte: Adaptado de Quartz Components (2022).

3.2.1.8 Transmissor cardíaco

A cinta com o transmissor cardíaco Polar H10 (Kempele, Finlândia) (Figura 52), foi escolhida a partir das referências de artigos (Müller et al., 2019; Gilgen-Ammann et al., 2019; Ruiz-Malagón et al., 2020; Chattopadhyay, 2021; Hinde et al., 2021) e considerada padrão-ouro para avaliações de intervalo R-R, após a investigação de seu uso em atividades intensas com vigorosos movimentos corporais. O uso dela se deu na medição da FC durante os percursos de bicicleta, emparelhando-a via bluetooth com o celular do voluntário e enviando os dados para a conta criada para o estudo no aplicativo (app Diário Polar Flow) (Figura 53). Os dados armazenados no app (formatos .csv e GPX) foram convertidos utilizando a linguagem python e transformados em média da frequência cardíaca (segundos para minutos), adequando-se a resolução temporal dos dados obtidos pelos sensores de baixo custo.

Figura 52 – Cinta com o transmissor cardíaco (Polar H10)



Fonte: Adaptado de Polar (2022).

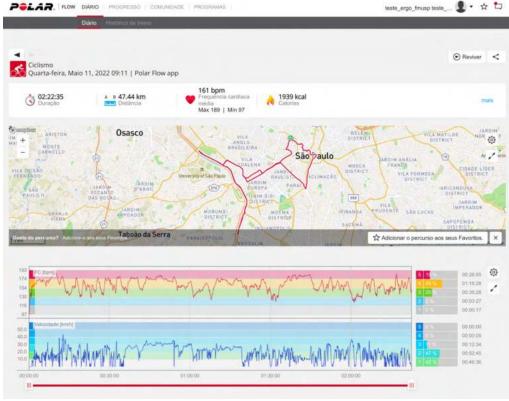


Figura 53 – Exemplo de percurso no ambiente do Diário Polar Flow

Fonte: Polar Electro (2022).

3.3 Dados primários

3.3.1 Concentrações de CO, MP_{2,5} e MP₁₀

A CETESB é o órgão responsável pela operação e monitoramento da qualidade do ar em São Paulo, fornecendo por meio do sistema QUALAR a leitura das concentrações horárias das variáveis de $MP_{2,5}$, MP_{10} , CO, NO, NO_2 , NO_x , SO_2 e O_3 , além de algumas variáveis meteorológicas (umidade relativa, temperatura, velocidade e direção do vento) em algumas das estações.

Neste estudo foram considerados como dados de referência para a calibração dos sensores, as concentrações dos poluentes $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g/m^3}),~\mathrm{MP}_{10}~(\mu\mathrm{g/m^3})$ e CO (ppm) da estação automática de Congonhas e como variáveis auxiliares para o modelo, as mesmas concentrações delas nas estações automáticas contidas em um raio até 15 km, sendo elas a Cerqueira César, Ibirapuera, Marginal Tietê, Parque Dom Pedro II, Pinheiros, Santo Amaro e São Caetano entre os dias 25/05/2021 a 11/06/2021 (Figura 54).

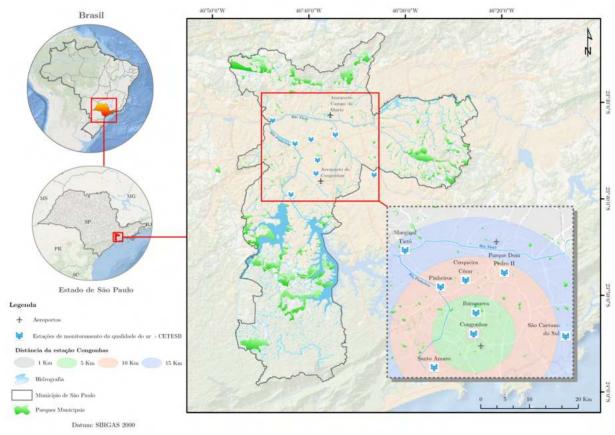


Figura 54 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar utilizadas no estudo

A Figura 55 apresenta o fluxo da aquisição e extração dos dados por web scraping, na página HTML do sistema QUALAR e a base de dados das variáveis (formato .csv), utilizando a linguagem de programação python e as bibliotecas Requests, BeautifulSoup e Pandas.



Figura 55 – Web scraping dos dados da CETESB

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.3.2 Dados meteorológicos

Os dados sobre meteorologia utilizados nesse estudo para a calibração dos sensores (25/05/2021 a 11/06/2021), foram extraídos de duas estações distantes 5,4 km entre elas (Figura 57), sendo: estação automática Parque Dom Pedro II - CETESB (temperatura - $^{\circ}$ C, umidade relativa - $^{\circ}$ C, velocidade do vento - m/s, pressão atmosférica - mbar) e a estação Mirante - INMET (precipitação - mm), resultando em um arquivo .csv contendo a base de dados (Figuras 56 e 57). A estação Parque Dom Pedro II está distante a 8,7 km da estação Congonhas e a estação Mirante, a 14 km.

Município de São Paulo

Vils Bore

Serior W

S

Figura 56 – Localização das estações de monitoramento meteorológico utilizadas no estudo

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2021a), Prefeitura de São Paulo (2022) e Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022b).



Figura 57 – Web scraping dos dados meteorológicos

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.4 Calibração dos sensores com a estação Congonhas (CETESB)

A calibração dos sensores foi realizada utilizando a comparação entre os dados lidos pelo sistema de sensores de baixo custo e os dados gerados pela estação Congonhas (CE-TESB), que está localizada dentro dos limites da Escola Municipal de Ensino Fundamental Professor João Carlos da Silva Borges (EMEF), situada no endereço da Alameda dos Tupiniquins, 1473 - Planalto Paulista, esquina com a Avenida dos Bandeirantes e distante aproximadamente 370 m da cabeceira da pista do Aeroporto de Congonhas (Figura 58). Os dados foram coletados entre os dias 25/05/2021 e 11/06/2021 (17 dias), durante 24 h por dia e intervalo de 5 segundos entre as coletas, gerando 287 365 registros, posteriormente convertidos em média horária.

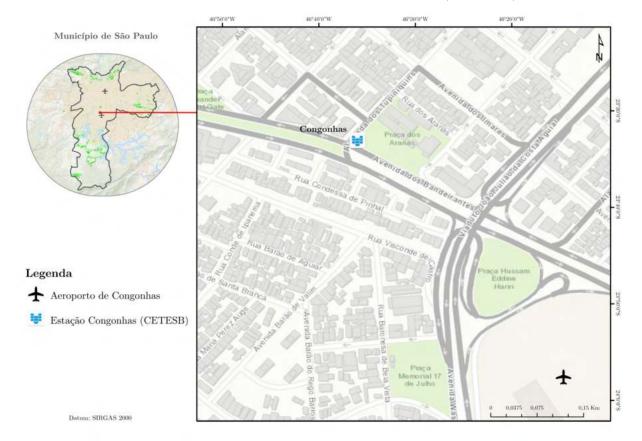


Figura 58 – Localização da estação Congonhas (CETESB)

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Prefeitura de São Paulo (2022).

A escolha da estação se deu pela consistência nos registros dos dados a partir de seu histórico (Figura 59), em que foi constatada uma série com poucos dados faltantes (1996 - 2021), se tornando uma estação com bom potencial de comparação para calibração. Foi utilizada a técnica de imputação com o modelo de Floresta Aleatória ($Random\ Forest$) com a linguagem de programação R (biblioteca missForest) para completar a série histórica das variáveis CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10} e verificar a tendência dos dados ao longo do tempo.

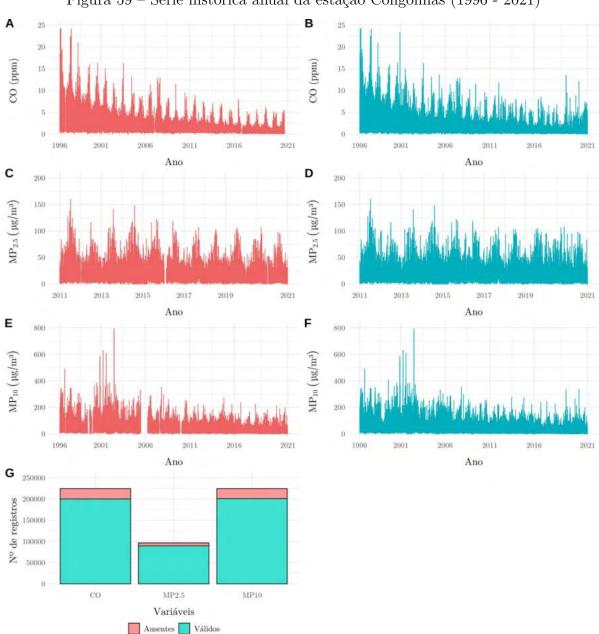


Figura 59 – Série histórica anual da estação Congonhas (1996 - 2021)

A - Dados faltantes de CO; B - Dados imputados de CO; C - Dados faltantes de $MP_{2,5}$; D - Dados imputados de $MP_{2,5}$; E - Dados faltantes de MP_{10} ; F - Dados imputados de MP_{10} ; G - Número de registros de dados faltantes das variáveis.

Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022a)

A partir da correção da série histórica para a estação também foram observados os comportamentos das variáveis CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10} (Figura 60, 61 e 62) em relação a sua variação mensal, classificação do IQAr (Figura 63) e as variáveis meteorológicas (Figura 64, 65, 66, 67 e 68).

Figura 60 – Série histórica mensal de CO da estação Congonhas (1996 - 2021)

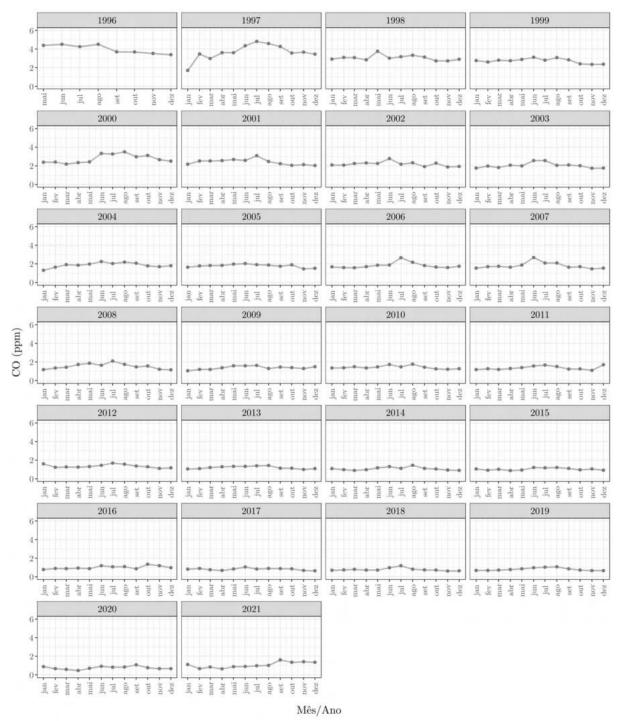


Figura 61 – Série histórica mensal de $\mathrm{MP}_{2,5}$ da estação Congonhas (2011 - 2021)

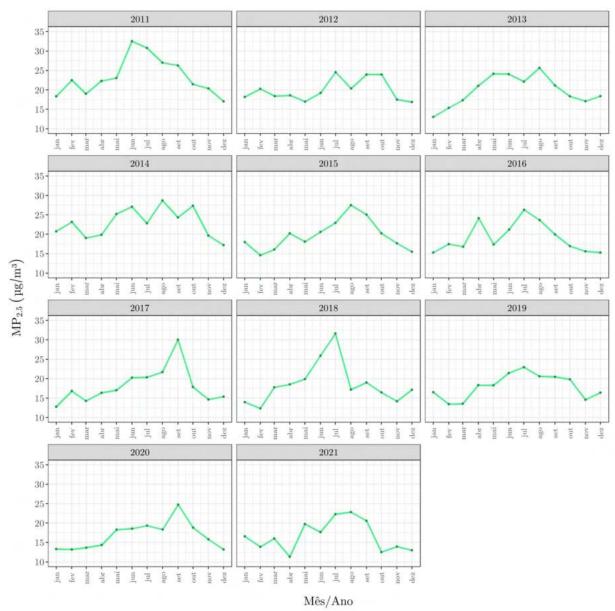


Figura 62 – Série histórica mensal de MP_{10} da estação Congonhas (1996 - 2021)

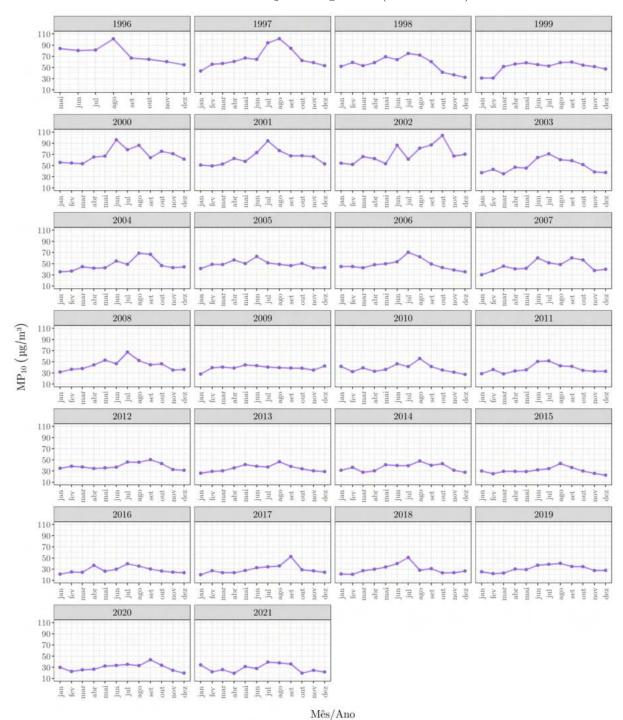
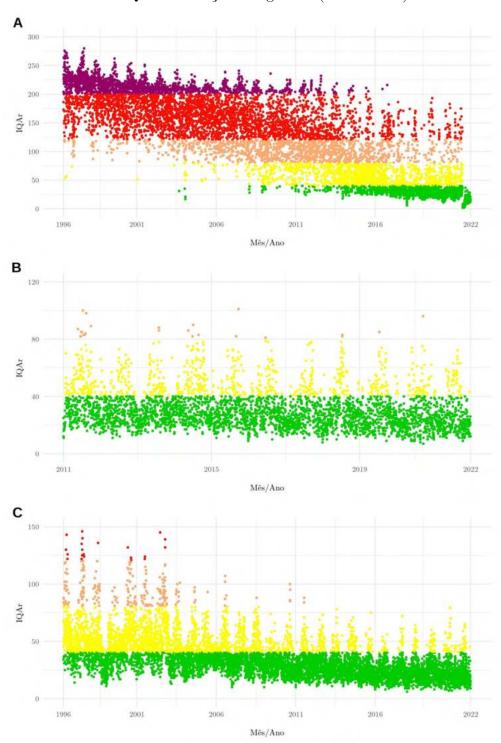
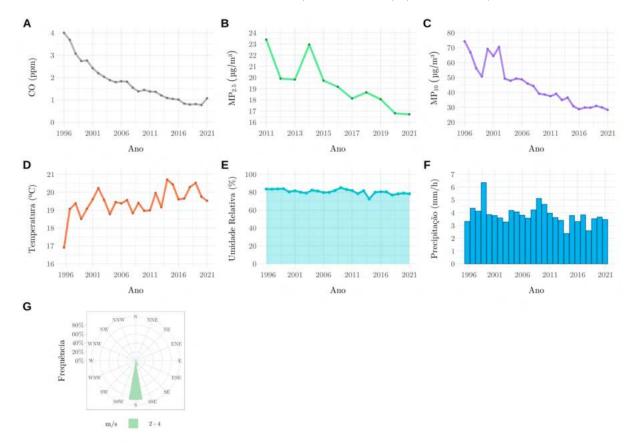


Figura 63 – Série histórica anual de IQAr da estação Congonhas (1996 - 2021)



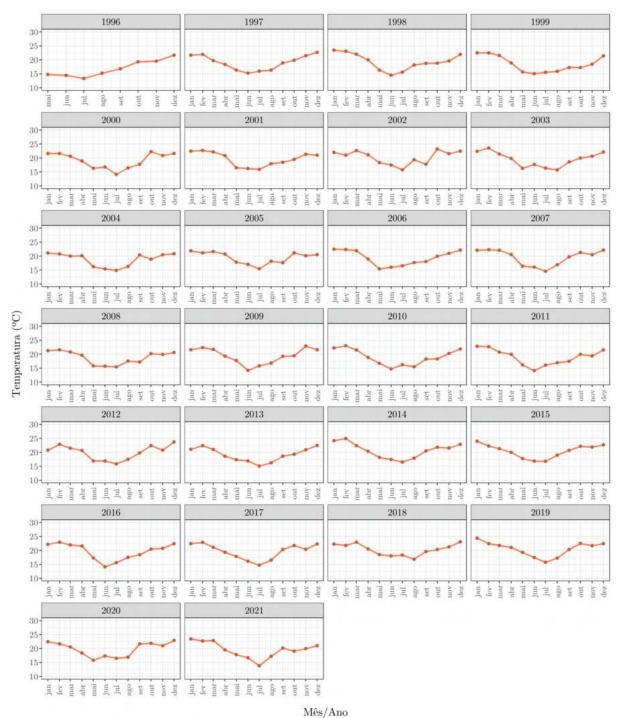
 $\begin{array}{c} A\text{ - CO; B - MP}_{2,5}; \text{ C - MP}_{10}.\\ \text{Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados da}\\ \text{Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022a)}. \end{array}$

Figura 64 – Série histórica anual das variáveis referentes a estação Congonhas (poluentes) e Parque Dom Pedro II (meteorologia) (1996 - 2021)



A - CO; B - MP $_{2,5}$; C - MP $_{10}$; D - Temperatura; E - Umidade relativa; F - Precipitação; G - Direção e velocidade do vento. Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022a) e Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2022b).

 ${\bf Figura~65-S\'erie~hist\'orica~mensal~de} \\ {\bf temperatura~da~estaç\~ao~Parque~Dom~Pedro~II~(1996~-~2021)}$



50. jan fev mar abr masi jun jun jun jun jun jun out set jan mar abr mai jul jul jul out out jan fev mar mad jul jul jul ago out nov dez jan mar abr mal jun jun jun ago outt noort jan flev mas abr mas jun jun ago set nov dez fer mar abr mai jul jul jul ago out dez dez few master maste Umidade (%) 具里 jan mari fev mari jun jun jun ago set oout dez dez jan fev mashr mashr mashr juli juli seet oout jan
fev
mar
fev
mar
jul
jul
jul
ago
set
out
dez
dez jan mar mar mahr mul jun jul jul ago out dez dez Jan mat mai abr mai jun jul jul ago out dez dez jan makr makr makr jun jul jun ago out out dez dez

Figura 66 – Série histórica mensal de umidade da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021)

Mês/Ano

Precipitação (mm/h)

15-10-

10-

jan fev mar abr mai jul jul jul ago out nov dez dez

2016

jan fev mar fav mar abr mai jul jul jul oout oout dez dez

2020

jan fev mar abr mai jul jul jul ago set out nov dez dez

2019

1996 1997 1998 1999 10jan fev abr mai jun jun jun fev mar abr jul jul set jen fev mar mar jun jun jun set out 2000 2001 2002 2003 10jan fev mar abr mai jul jul ago set out jan fev mar abr mai jul jul jul ago set out jan fev mar abr mai jul jul jul ago set out jan mar mar abr jun jun jun ago ago ago out nov 2004 2005 2006 2007 10abr mai jul jul ago set out nov dez jan fev nor mai jul jul ago jan fev mar abr mai jun jun ago jan fev mar nahr mar mar nahr mar nahr mar nahr nahr nahr sest oout 2008 2009 2010 2011 jan fev mar 具里 2012 2013 2014 2015 15 10-

Figura 67 – Série histórica mensal de precipitação da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021)

Mês/Ano

jan fev mar jun jun jul set

2018

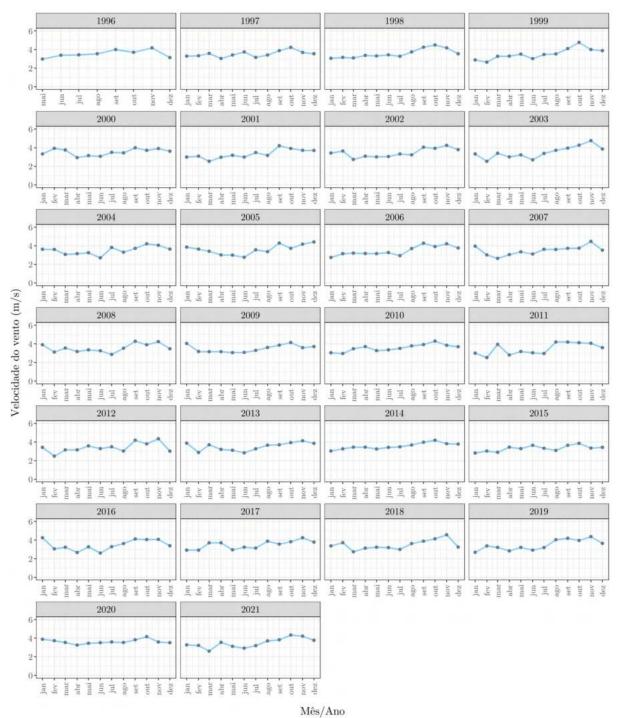
Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022a).

2017

jul jul ago ago

2021

Figura 68 – Série histórica mensal de velocidade do vento da estação Parque Dom Pedro II (1996 - 2021)



Para a instalação do equipamento ao lado da estação Congonhas (co-location), foi desenvolvida uma caixa em impressão 3D tolerante as intempéries do ambiente, utilizando um material de alta resistência ao clima, composto por um polímero amorfo termoplástico cujas siglas designam as palavras em inglês "Acrilonitrila Estireno Acrilato" (ASA). Foi adquirida uma bateria estacionária de 105 Ah (12V) para suprir a demanda de energia para o sistema (durante os 17 dias). O equipamento foi fixado na grade que cercava a estação de monitoramento de Congonhas, ao nível de 2,5 m, altura recomendada pela EPA (2022) (Figura 69).

Figura 69 – Instalação da caixa com os sensores para a calibração *outdoor* (co-location)



A) Vista superior da caixa com a PCB e os sensores;
 B) Caixa fixada na grade interna da estação Congonhas;
 C) Bateria de alimentação;
 D) Vista lateral da grade com os equipamentos instalados.
 Fonte: Elaborado pelo autor.

A metodologia para a calibração seguiu a utilização de modelos de regressão com aprendizado supervisionado (integrantes da biblioteca scikit-learn, em linguagem de programação python). A primeira etapa foi o pré-processamento, em que se removeram os dados outliers e o ajuste da resolução temporal dos dados coletados pelos sensores e das estações da CETESB e INMET. A etapa seguinte, envolveu a separação da base de dados dos sensores em treino (70%) e teste (30%). Na estrutura dos modelos, houve a necessidade da configuração e os ajustes dos hiperparâmetros (incluindo a utilização dos estimadores de parâmetros Grid search e Random search), com o objetivo de ganhos em performance (Quadro 15). A etapa final resultou em modelos treinados e as avaliações deles foram realizadas por meio das métricas R², MAAPE, MAE, RMSE, sMAPE e MBE, o que subsidiou a tomada de decisão do algoritmo ideal.

Quadro 15 – Modelos e estimadores utilizados para a calibração

Algoritmos	Estimadores		
ADABoost	Grid search		
Bagging Regressor	Grid search		
Decision Trees	Grid search e Random search		
Extra Tree Regressor	Grid search		
Gradient Boosting	Grid search e Random search		
K-Nearest Neighbors - KNN	Grid search e Random search		
LightGBM	Grid search e Random search		
Linear Regression	Grid search		
Neural Networks	Grid search e Random search		
Random Forest	Grid search e Random search		
Ridge	Grid search		
Stacking Regressor (5 melhores modelos)	Hiperparâmetros otimizados		
XGBoost	Grid search e Random search		

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a calibração do sensor de CO, foram utilizados os dados das estações Congonhas (CO), Parque Dom Pedro II (CO, umidade, temperatura, pressão atmosférica e velocidade do vento), Pinheiros (CO), São Caetano (CO), Santo Amaro (CO), umidade e temperatura (sensor) e precipitação (INMET). As variáveis para a calibração do sensor de MP_{2,5} foram das estações Congonhas (MP_{2,5}), Ibirapuera (MP_{2,5}), Parque Dom Pedro II (MP_{2,5}, umidade, temperatura, pressão atmosférica e velocidade do vento), Pinheiros (MP_{2,5}), São Caetano (MP_{2,5}), umidade e temperatura (sensor) e precipitação (INMET). A calibração do sensor de MP₁₀ utilizou os dados das estações Cerqueira César (MP₁₀), Congonhas (MP₁₀), Marginal Tietê (MP₁₀), Parque Dom Pedro II (MP₁₀, umidade, temperatura, pressão atmosférica e velocidade do vento), Pinheiros (MP₁₀), São Caetano (MP₁₀), Santo Amaro (MP₁₀), umidade e temperatura (sensor) e precipitação (INMET). Por fim, a calibração do sensor de umidade e temperatura utilizou os dados da estação Parque Dom Pedro II (umidade e temperatura) e umidade e temperatura (INMET). As etapas de calibração dos sensores seguem descritas no fluxo da Figura 70.

Variáveis CO, $MP_{2.5}$ e MP_{10} (sensor) Pré-processamento MLTemperatura (sensor) Umidade relativa (sensor) Precipitação (INMET) Remoção de outliers Treino/Teste Modelos de regressão CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10} (CETESB) Ajuste de resolução Pressão atmosférica (CETESB) temporal Hiperparâmetros Temperatura (CETESB) Umidade relativa (CETESB) Velocidade do vento (CETESB) Métricas de avaliação R2, MAAPE, MAE, RMSE, SMAPE e MBE 111 Modelo treinado

Figura 70 – Fluxo de calibração dos sensores

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a escolha dos modelos adequados para a calibração de cada um dos sensores, os voluntários coletaram os dados das variáveis com o equipamento durante os percursos de bicicleta e, posteriormente, eles foram ajustados (resolução temporal) para a aplicação do aprendizado adquirido anteriormente pelos algoritmos (Figura 71).

Coleta dos dados nos percursos e estações

MP₁₀ MP_{2.5}

Modelo treinado

Dados ajustados - calibração

Figura 71 – Fluxo de coleta e calibração dos sensores

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.5 Protocolo de estudo

3.5.1 Indivíduos avaliados

Foram selecionados para esse estudo 15 voluntários do sexo masculino, com idades entre 32 a 49 anos (média±DP: 40±5), que utilizam a bicicleta como forma de deslocamento e residentes da cidade de São Paulo e RMSP.

3.5.2 Critérios de exclusão

Foi aplicado um questionário online (Anexo A.1), que excluiu indivíduos:

- Tabagistas;
- Com patologias cardiorrespiratórias;
- Uso de medicamentos sistêmicos.

3.5.3 Aspectos éticos

Os testes ergoespirométricos foram realizados sob a supervisão do Dr. Ubiratan de Paula Santos e conduzidas pelo médico responsável Thales Ishizaki. O projeto foi submetido ao Comitê de Ética e Pesquisa da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (CEP-FMUSP) e foi aprovado nessa instituição.

O Termo de Consentimento Livre e Esclarecido – TCLE constavam todas as informações necessárias sobre os objetivos do estudo, bem como a metodologia a ser utilizada para a coleta dos dados e foram consentidas pelos voluntários (Apêndice A.1).

3.5.4 Teste cardiopulmonar de esforço (TCPE)

O grupo passou por uma avaliação ergoespirométrica entre 01/2022 e 04/2022 no Laboratório de Função Pulmonar da Divisão de Pneumologia do Instituto do Coração do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (INCOR -HCFMUSP). Esse exame integra o teste ergométrico com a avaliação dos gases expirados durante o exercício físico, resultando em informações do comportamento dos sistemas cardiovascular, respiratório, vascular pulmonar e muscular esquelético ao estresse físico. Foi utilizada uma bicicleta estacionária e a análise gasométrica contou com o auxílio de uma máscara facial. O voluntário foi supervisionado durante todo o exame com eletrocardiograma, oxímetro de dedo e medidas da pressão arterial, com a duração de exercício variando de 10 a 15 minutos, baseado no protocolo "Incor 25W/min", com incremento progressivo do esforço, visando o cansaço subjetivo máximo (Figura 72). O modelo da bicicleta utilizada nos testes ergoespirométricos é a Ergoline Ergoselect 100 (Ergoline GmbH, 2022) e suas características seguem detalhadas na Tabela 11. O eletrocardiograma foi gerado pelo software AMEDTEC ECGpro V. 5.10.003 (HESBKG V. 16. 2-14 a) (Amedtec Medizintechnik Aue GmbH, 2022) e os dados de esforço cardiopulmonar pelo software Blue Cherry V1.3.3.1 (Geratherm Respiratory GmbH, 2022).



Figura 72 – Teste ergoespirométrico

Fonte: Banco de imagens do autor.

1 ,	Ŭ Ü			
Ergômetro	Descrição			
Sistema do travarem	Freio de corrente controlado			
Sistema de travagem	por microprocessador			
Carga	6 – 999 Watts, independente da velocidade			
Acurácia	Conforme DIN VDE 0750-238			
Faixa de velocidade	$30-130~\mathrm{RPM}$			
Ajuste de altura do selim	Inclinação 360°			
Altura do paciente	1,20 m - 2,10 m			
Protocolos de exercícios				
Programável pelo usuário	10			
Protocolos incrementais	5			
corrigidos (OMS, Hollmann, etc.)	θ			
Controle de carga manual	Sim			

Tabela 11 – Especificações técnicas da bicicleta ergométrica Ergoselect 100

Fonte: Adaptado de Ergoline GmbH (2022).

O Teste Cardiopulmonar de Exercício (TCPE) iniciou-se com um período médio de aquecimento de 2 minutos e posterior fase incremental (25 Watts/min), objetivando um tempo total de 10 a 15 minutos. Os indivíduos a cada 2 minutos, foram perguntados sobre a sensação de esforço ventilatório e cansaço geral e nos membros inferiores (por meio de uma tabela graduada), seguindo os critérios recomendados pela ATS/ACCP (American Thoracic Society and American College of Chest Physicians, 2003) e a Sociedade Européia de Cardiologia (Piepoli et al., 2006). Os dados resultantes do TCPE relativos a ventilação (VE) e a frequência cardíaca (FC) de cada indivíduo que se enquadrou nos critérios de reprodutibilidade e aceitação, seguiram para a aplicação em um modelo de regressão linear (Equação 16) com o objetivo de gerar uma equação para estimar a VE durante os percursos dos voluntários, a partir dos dados de FC.

$$y = \alpha + \beta x \tag{16}$$

Onde y_i são os valores da variável de resultado, o que queremos prever, e x_i são os valores da variável preditora. Já o α é o valor do intercepto, que informa o valor de "y" quando "x" é zero. O β é o valor que determina a inclinação da reta, o que determina a força da relação entre as variáveis.

Durante o TCPE, foram obtidos os valores das variáveis descritas na Tabela 12. A avaliação cardíaca foi realizada através de um eletrocardiograma de 12 canais.

Tabela 12 – Variáveis do TCPE

Variável	Unidade
Bf	$L/\min^{(9)}$
Carga	$W^{(9)}$
FC	$batidas/min^{(13)}$
FCR	$L/\min^{(9)}$
$P(A-a)O_2$ (LA)	$mmHg^{(9)}$
$P(A-a)O_2$ (Repouso)	$mmHg^{(9)}$
$P(A-a)O_2 (VO_{2m\acute{a}x})$	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
$P(a-ET)CO_2$ (LA)	$mmHg^{(9)}$
$P(a-ET)CO_2 (VO_{2m\acute{a}x})$	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
PAD	$mmHg^{(9)}$
PAD (repouso)	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
PAS	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
PAS (repouso)	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
$PETCO_2$ (Repouso)	$\mathrm{mmHg}^{(9)}$
$PETO_2$ (Repouso)	$mmHg^{(9)}$
$PulsoO_2$	$ml/batidas^{(9)}$
RER	(9)
RV	$L/\min^{(9)}$
RV	$\%^{(13)}$
VCO_2	$L/\min^{(11)}$
VE	$L/\min^{(11)}$
VE/VCO_2 Inclinação	(9)
VE/VCO_2 (LA)	(9)
VE/VO_2 (LA)	L/\min
VO_2	$L/\min^{(9)}$
$ m VO_2/kg$	$ml/min/kg^{(9)}$
$VO_2/Ref.$ (LA)	%(9)
$VO_2/Ref.$ (PCR)	%
$ m VO_2/WR$	$ml/min/W^{(9)}$
Vt	$\Gamma_{(3)}$

(9): Wasseman/Hansen; (11): Inbar; (13): AG Spiroergometrie. Fonte: Testes realizados no Laborátório de Função Pulmonar - INCOR.

3.5.5 Classificação do nível de desempenho dos ciclistas voluntários

A fim de entender o nível de performance dos ciclistas, foi utilizado o protocolo desenvolvido por De Pauw et al. (2013), que é baseado em uma classificação que utiliza critérios para a avaliação do nível de desempenho (*Performance Level* - PL), descritos no fluxo (Figura 73) e classificados em PL 1 - Não treinado, PL 2 - Treinado recreativamente, PL 3 - Treinado, PL 4 - Bem treinado e PL 5 - Profissional (Tabela 13).

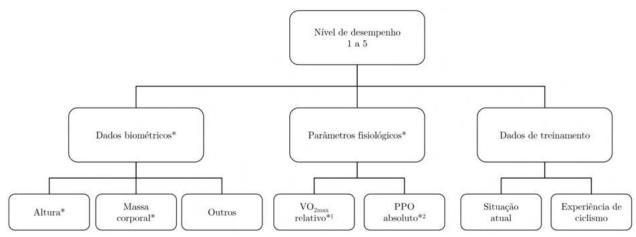


Figura 73 – Diagrama de fluxo da priorização do procedimento para utilização do sistema de classificação

*Dados requeridos; * 1 Primeiro parâmetro para levar em conta; * 2 Segundo parâmetro. Fonte: Adaptado de De Pauw et al. (2013).

Tabela 13 – Recomendações para critérios por nível de desempenho (PL)

	PL 1	PL 2	PL 3	PL 4	PL 5
Desempenho fisiológico					
$1^{\circ} \text{ VO}_{2max} \text{ relativo},$ $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$	<45	45-54,9	55-64,9	65-71	>71
2° PPO absoluto, W	< 280	280 - 319	320 - 379	380-440	> 350
VO_{2max} absoluto, L/min	<3,7	3,4-4,2	4,2-4,9	4,5-5,3	>5,0
PPO relativo, W/kg	< 4.0	3,6-4,5	4,6-5,5	4,9-6,4	> 5.5
Situação do ciclismo					
Frequência de treino/semana	-	-	≥ 3	>3	>5
Treino horas/semana	<2-3	$^{3}4$	≥ 5	≥ 10	>10
Distância de treinamento,		< 60	60 - 290	> 250	> 500
km/semana		(< 37)	(37-180)	(>155)	(>310)
Experiência de ciclismo, anos	<u>-</u>	-	-	≥ 3	≥ 5

Abreviaturas: VO_{2max} indica o consumo máximo de oxigênio; Potência de pico ($Peak\ Power\ Output$ - PPO) Fonte: Adaptado de De Pauw et al. (2013).

De Pauw et al. (2013) ainda cita que a PPO pode ser chamada de taxa máxima de trabalho e é obtida pela medição do estágio mais alto e totalmente concluído durante um teste incremental máximo. Se a última etapa não for totalmente preenchida, a PPO precisa ser calculada de acordo com a Equação 17:

$$PO1 + [(PO2 - PO1)T2]/T1$$
 (17)

Onde PO1 = potência de saída durante o estágio anterior, PO2 = potência de saída durante o estágio mais alto, T1 = duração da etapa predeterminada (min) e T2 =

quantidade de tempo gasto na última etapa (min).

3.5.6 Registro da frequência cardíaca

Os indivíduos previamente selecionados para o estudo, seguiram uma agenda semanal predefinida (pela existência de apenas uma unidade de cada equipamento), coletando os dados entre janeiro de 2022 e maio de 2022. Foram avaliados em três dias diferentes e consecutivos (quarta-feira a sexta-feira), com períodos de deslocamentos dentro do horário comercial e com intenso tráfego, entre residência e trabalho ou percursos de lazer. O motivo de escolha para o intervalo dos dias, se deu pelo fato das medidas de FC não sofrerem possíveis interferências pelo consumo de álcool (caso houvesse a ingestão no final de semana). O equipamento com os sensores para a análise dos poluentes e a cinta com o sensor de FC portátil foram instalados pelos próprios voluntários e coletaram os dados durante todos os percursos realizados (Figura 74).



Figura 74 – Voluntário em um percurso em Pinheiros

Fonte: Banco de imagens do autor.

O dados relativos a FC nos percursos de bicicleta, foram utilizados na equação resultante da regressão linear, para estimar a ventilação dos voluntários no período.

3.5.7 Estimativa de carga de poluentes inalada

Um fluxograma conceitual (Wallace et al., 2007) conecta as emissões de poluição relacionadas ao tráfego e os efeitos na saúde. As emissões veiculares (A) degradam a qualidade do ar urbano (B) de acordo com com os processos de dispersão atmosférica. As concentrações de exposição (C) dependem dos padrões de deslocamento dos indivíduos. A inalação de poluentes do ar está relacionada ao tráfego (D) e depende do volume respiratório individual, enquanto expostos à uma concentração de poluentes. A absorção dos poluentes inalados no corpo (E), está sujeito aos processos no trato respiratório e em outros sistemas do corpo. Por fim, os efeitos na saúde (F) a partir das doses de absorção da poluição do ar, são uma função entre a toxicidade dos poluentes e a fisiologia do indivíduo. Os processos entre a inalação e a absorção, podem ser ainda definidos como: (E₁) dose inalada (a quantidade de poluente que está acima dos limites do corpo), (E₂) dose absorvida (a quantidade de poluente que não é exalada, mas depositada ou absorvida), (E₃) dose efetiva (a quantidade biodisponível de poluente que atinge os tecidos do corpo, em vez de ser expelido do revestimento do trato respiratório pela tosse, espirro, etc.) e (E₄) dose de absorção (a quantidade de poluente que é incorporada ao corpo) (Figura75).

В A Qualidade Emissões veiculares do ar D C Dose inalada Exposição às E_1 Acima do limite do corpo Inalação concentrações o Dose absorvida E_2 Não exalada Dose efetiva G F E_3 Não expelida Efeitos na Absorção saúde Dose de absorção E_4 - Incorporado ao corpo

Fonte: Adaptado de Wallace et al. (2007).

Figura 75 – Fluxograma conceitual do caminho da exposição à poluição do ar relacionado ao tráfego

Bigazzi et al. (2014) descreve os fatores que podem ampliar o papel da absorção de poluentes para indivíduos expostos à poluição, nos percursos de bicicleta (Tabela 14). Os dois primeiros fatores representam a exposição no sentido de concentração e duração. O terceiro grupo de fatores podem ser imputados a poluentes que estabelecem a dose de absorção (independente das características do deslocamento). A dimensão da partícula tem relevante importância para a absorção de MP, pois as taxas de deposição e depuração podem sofrer variações, a depender da granulometria da partícula. A deposição também é diretamente influenciada pelas características higroscópicas, que podem redimensionar o seu tamanho. As características de reatividade e solubilidade (gases) no sangue e nos lipídios, tem o potencial de afetar as taxas de absorção e difusão (International Commission on Radiological Protection Task Group - ICRP, 1994; Daigle et al., 2003; Löndahl et al., 2007; Wallace et al., 2007; McNabola et al., 2008; West, 2012). Para os fatores fisiológicos e respiratórios, a dose inalada é determinada pelo volume respiratório (V_E) , a concentração de exposição, a profundidade da respiração (V_T) e pela quantidade de respiração oral, sendo essa última captando frações de MP durante a respiração mais profunda (ICRP, 1994), que estão associadas aos níveis mais elevados de esforço físico (Samet et al., 1993; Weisman et al., 2003). O comportamento dos gases perante as taxas de absorção, são afetados pelas características do elemento (gasoso) e o nível de esforço físico. As taxas de absorção de CO são várias vezes mais elevadas durante a prática do exercício físico, quando comparado ao repouso para uma determinada concentração de exposição. Mas a fração de absorção de gases inalados tende a diminuir com a intensidade do esforço físico, pois, o processo de interação acontece de forma mais lenta (Filley; MacIntosh; Wright, 1954; Astrand; Engstrom; Ovrum, 1978; Pezzagno et al., 1988; Nadeau et al., 2006). Gases com difusão limitada (a exemplo do CO), são afetados principalmente pela capacidade de difusão dos pulmões, que podem aumentar por um fator de 3 durante o exercício físico (West, 2012). Tendo em vista que as concentrações sanguíneas se aproximam do equilíbrio com o ar inspirado, há o efeito de decaimento da taxa de captação para a taxa de depuração metabólica em estado estacionário (Wallace et al., 1993; Csanády; Filser, 2001). Apesar do exercício físico causar o efeito de aumento da ventilação e perfusão, também tem o potencial de redução da taxa em que os poluentes são metabolizados, pela atenuação do fluxo sanguíneo para o fígado – limitando a taxa de captação no estado estacionário, ao passo que amplia concomitantemente as concentrações sanguíneas (Astrand et al., 1985; Kumagai; Matsunaga, 2000; Csanády; Filser, 2001; Nadeau et al., 2006).

Tabela 14 – Fatores que aumentam a absorção de poluentes

Fator	Aumento da absorção		
Exposição			
Concentração	Altas concentrações		
Duração	Longa duração		
Poluente			
Dimensão da partícula	Partículas menores		
Higroscopicidade de partículas	Partículas mais hidrofóbicas		
Solubilidade do gás	Mais compostos solúveis em sangue e lipídios		
Respiração/fisiologia			
Taxa de fluxo do volume respiratório (V_E)	Maior ventilação		
Profundidade da respiração (V_T)	Maior volume corrente		
Caminho da respiração	Respiração oral		
Débito cardíaco (perfusão pulmonar)	Maior perfusão		
Taxa metabólica	Maior taxa metabólica		

Adaptado de Bigazzi et al. (2014)

Para os modos de transportes ativos, o nível da atividade física também é afetado pela velocidade de deslocamento, quando elas são mais elevadas e estão associadas a um maior gasto de energia e aumento da taxa de inalação. Para efetivar isso e garantir que o nível da atividade física (ciclismo) foi utilizado adequadamente, a média da velocidade derivada do GPS foi calculada e comparada aos valores da literatura (Ainsworth et al., 2000).

A dose potencial inalada de particulados pelos voluntários durante um percurso do ponto de partida ao ponto final, no modo de transporte i e no segmento da rua j, é controlado pela concentração de exposição $C_{i,j}$ (µg m⁻³), a taxa de inalação associada à atividade típica para cada modo de transporte IR_i (m³min⁻¹) e a duração da exposição $\Delta t_{i,j}$ (min). Para esse estudo, a duração da exposição é igual ao tempo de deslocamento do ponto inicial ao ponto final. A dose potencial para um indivíduo durante o tempo que leva para completar um deslocamento, $D_{i,j}$ (µg), pode ser calculado pela Equação 18:

$$D_{i,j} = C_{i,j} I R_i \Delta t_{i,j} \tag{18}$$

Durante os deslocamentos, as variáveis $C_{i,j}$ e $\Delta t_{i,j}$ foram medidas diretamente pelo equipamento. Para um determinado segmento de via, a Equação 19a representa a dose inalada pelos voluntários por percurso. Um fator de normalização é frequentemente aplicado para tornar as medições de dose comparáveis nos deslocamentos, modos e estudos realizados em segmentos de diferentes extensões. Algumas outras possibilidades de formas para a normalização são relatadas em um artigo (Bigazzi et al., 2014). Três dessas alternativas de normalização são descritas abaixo (Equações 19a, 19b e 19c), sendo respectivamente a dose por unidade de comprimento, $D_{i,j}^L$ (µg km⁻¹), dose por unidade tempo, $D_{i,j}^L$ (µg

 \min^{-1}) e dose total, $D^{Tot}_{i,j}$ (µg):

$$D^{L}_{i,j} = \frac{D_{i,j}}{L_j} \tag{19a}$$

$$D^{t}_{i,j} = \frac{D_{i,j}}{\Delta t_{i,j}} \tag{19b}$$

$$D^{Tot}_{i,j} = D_{i,j} + C_{bg} I R_{bg} (t_{max} - \Delta t_{i,j})$$
(19c)

Onde L_j é o comprimento do segmento de via, C_{bg} é a concentração de fundo (ambiente), IR_{bq} é a taxa de inalação associada ao tempo não gasto no microambiente de transporte, e t_{max} é o tempo total durante o qual a dose deve ser calculada. Normalizando $D_{i,j}$ por L_i (Equação 19a) permite comparações de dose para deslocamentos de diferentes comprimentos. Essa métrica depende da velocidade do modo de deslocamento, ou seja, se um modo de transporte for mais lento, então $D_{i,j}^t$ será alto, aumentando a exposição para modos mais lentos. Esta abordagem tem a desvantagem para os deslocamentos mais rápidos e o tempo gasto no ambiente de destino é normalmente negligenciado (Bigazzi et al., 2014). Este problema pode ser contornado de duas maneiras: normalizando pelo tempo de deslocamento (Equação 19b) ou computando o total da dose por um período fixo de tempo t_{max} (Equação 19c). A normalização por unidade de tempo resolve o problema de comparar a dose para diferentes tempos de exposição, mas não leva em consideração a velocidade de deslocamento. Esse estudo adotou a D^{Tot} (Equação 19c) que é assumido o t_{max} igual a soma total de tempo dos percursos. C_{bg} corresponde a concentração horária de MP_{2,5} e MP₁₀, registrada nas estações de monitoramento da CETESB (próximas aos percursos) e assume-se que o IR_{bq} corresponde ao nível passivo de atividade física, relacionado a classificação de acordo com a velocidade média (ciclismo).

Ramos et al. (2015) utilizou uma relação para o cálculo da carga inalada de CO entre a concentração do poluente, a VE e o tempo de deslocamento pela razão do peso do indivíduo, definido pela seguinte Equação 20:

Dose (ug/kg) =
$$\frac{C_i \times VE \times t}{BW}$$
 (20)

Onde C_i é a concentração do poluente (µg/m³), VE é a ventilação estimada nos percursos (m³/min), t é o tempo médio do deslocamento (min) e BW o peso do indivíduo (kg). Outras equações (Equação 21a e 21b) descritas em outros artigos (Ramos et al., 2016; Manojkumar; Monishraj; Srimuruganandam, 2021) também foram utilizadas, com uma delas sendo a dose inalada por percurso e a outra, levando em consideração a razão da dose inalada por quilômetro percorrido (km):

Dose (µg) =
$$C \times VE \times t$$
 (21a)

Dose (µg/km) =
$$\frac{C_i \times VE \times t}{km}$$
 (21b)

Onde, C_i é a concentração do poluente medida em um deslocamento, t é o tempo total do deslocamento (em min), VE é a ventilação minuto (m³/min) e km é a distância da rota.

3.5.8 Modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (RR) por todas as causas

Tainio et al. (2016) desenvolveu uma metodologia para estimar a relação do riscobenefício entre a poluição atmosférica e o esforço físico. Essa razão considera a concentração entre o $MP_{2,5}$ e o tempo de esforço, que pode ser sinalizado por duas marcações na curva, sendo o tipping point e o breakeven point. O tipping point está relacionado a duração do esforço equivalente ao menor risco relativo de mortalidade para todas as causas (RR), levando em conta uma concentração específica de $MP_{2,5}$. A definição de breakeven point é expressa pelo ponto em que o risco proporcionado pela exposição à poluição atmosférica, excede os benefícios provenientes da atividade física (Figura 76). Com isso, a partir da concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) e a duração dos deslocamentos (min), foi quantificado o risco para cada voluntário, utilizando os dados de exposição pessoal à poluição do ar.

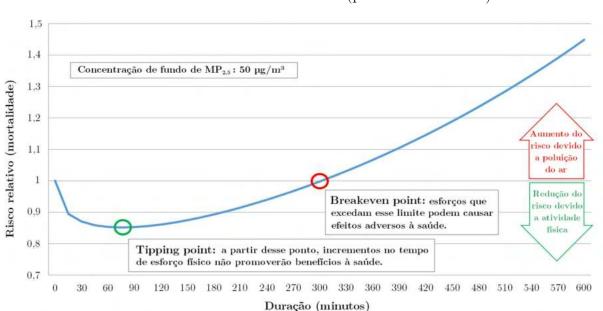


Figura 76 – Metodologia de modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (por todas as causas)

Fonte: Adaptado de Tainio et al. (2016).

3.5.9 Análises estatísticas

Os dados analisados foram apresentados como média ± desvio padrão, mínimo e máximo. Realizou-se uma análise de regressão linear entre os dados da FC e da VE, resultantes do TCPE de cada voluntário, objetivando a geração uma equação individual. Após esse processo, foram utilizados os valores da FC obtidas na cinta Polar de cada ciclista durante os trajetos e aplicados na equação, a fim de se estimar a ventilação deles no período.

Com a VE calculada e a média de concentração de CO (ppm), $MP_{2,5}$ (µg/m³) e MP_{10} (µg/m³) registradas durante o circuito, foi estimada a dose inalada dessas variáveis. As análises estatísticas foram realizadas utilizando a linguagem de programação python, com as bibliotecas NumPy e SciPy.

Resultados

Por tratar-se de um trabalho metodológico, os resultados serão apresentados seguindo as etapas, ou seja, inicia-se com a calibração dos sensores e suas métricas. Após essa, serão apresentados os resultados dos TCPE's e a classificação do desempenho dos ciclistas, seguindo para o modelo de conversão da FC para VE, que resultou na estimativa da carga de poluentes inalados pelos voluntários e, por último, a modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade.

4.1 Calibração dos sensores

Os sensores foram disponibilizados próximos a estação Congonhas em um período de aproximadamente 400 horas (17 dias), expostos em ar ambiente, para que coletassem amostras simultaneamente (Figura 77). Durante os testes de campo, os sensores COB4 (Alphasense), PMS7003 (Plantower) e SHT85 (Sensirion) mostraram reprodutibilidade aceitável e resposta linear, com sinais estáveis em condições não controladas (Figura 78).



Figura 77 – Localização do sistema de sensores

Fonte: Banco de imagens do autor.

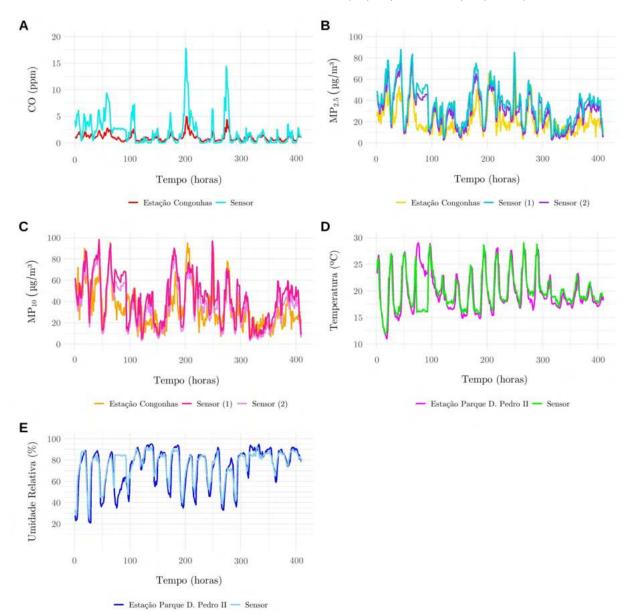


Figura 78 – Leitura dos sensores e os dados das estações Congonhas e Parque Dom Pedro II (25/05/2021 - 11/06/2021)

A - CO (ppm); B - $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$); C - MP_{10} ($\mu g/m^3$); D - Temperatura (°C); E - Umidade relativa (%). Fonte: Elaborado pelo autor utilizando dados da CETESB (2021).

As medições foram realizadas durante a estação do Outono e as condições meteorológicas e o IQAr da estação Congonhas estão demonstrados nas Figuras 79 e 80. As condições de temperatura variaram entre 17° C e 24° C, a umidade entre 58% e 89%, a precipitação máxima com o volume de 3 mm/h e 20% da frequência dos registros de velocidade do vento, estão no intervalo entre 0 e 4 m/s. Os dados de IQAr de CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10} , mantiveram-se acima de 70% dos dias na classificação "Boa".

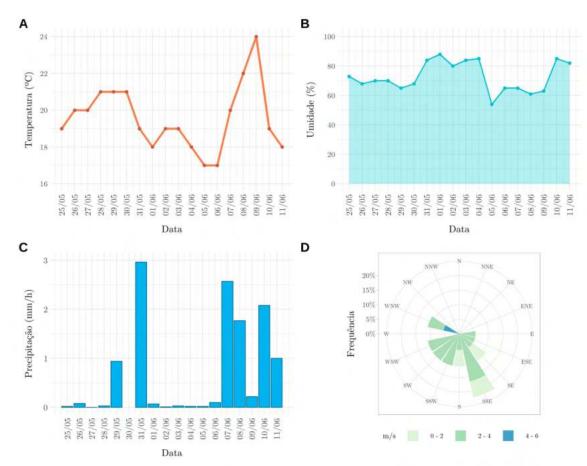


Figura 79 – Condições meteorológicas registradas (25/05/21 - 11/06/21)

A - Temperatura da estação Parque Dom Pedro II; B - Umidade relativa da estação Parque Dom Pedro II; C - Precipitação da estação Mirante; D - Velocidade e direção do vento da estação Parque Dom Pedro II. Fonte: Elaborado pelo autor.

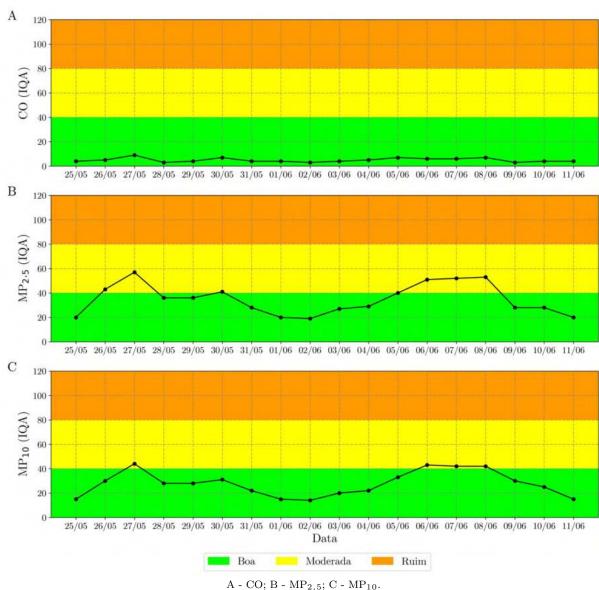


Figura 80 – Condições do IQAr da estação Congonhas (25/05/21 - 11/06/21)

A - CO; B - $MP_{2,5}$; C - MP_{10} . Fonte: Elaborado pelo autor.

Na predição dos dados do sensor de CO foram testados com os modelos listados e o selecionado foi o modelo de regressão Ridge, utilizando o $Grid\ search$ como estimador de parâmetros. Esse modelo é uma variação da Regressão Linear, sendo um método de regularização que reduz os coeficientes de regressão, de modo que as variáveis, com menor contribuição para o resultado, têm seus coeficientes próximos de zero. Não foi feita nenhuma correção baseada em temperatura e umidade em relação ao sensor, apresentando o desempenho final do modelo com $R^2=0.80$. A Tabela 15 apresenta os resultados dos modelos e a Figura 81 apresenta o gráfico dos dados originais e preditos utilizando o modelo Ridge.

		0		•	,
\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
0,80	0,76	0,93	0,97	86,84	0,07
0,78	0,75	0,97	0,98	90,95	0,09
0,75	0,71	0,93	0,97	$85,\!86$	$0,\!14$
0,73	0,76	0,96	0,98	87,04	$0,\!20$
0,73	0,69	0,88	0,94	80,70	$0,\!25$
0,73	0,71	0,92	0,96	82,27	$0,\!25$
0,73	0,69	0,88	0,94	80,70	$0,\!25$
0,72	0,70	0,92	0,96	89,97	$0,\!29$
0,71	0,68	0,90	0,95	$79,\!53$	$0,\!26$
0,70	0,70	0,96	0,98	87,83	$0,\!22$
0,69	0,76	1,06	1,03	90,74	$0,\!29$
0,68	0,68	0,91	0,95	83,99	$0,\!29$
$0,\!56$	0,77	1,20	1,10	91,34	0,30
	0,80 0,78 0,75 0,73 0,73 0,73 0,73 0,72 0,71 0,70 0,69 0,68	0,80 0,76 0,78 0,75 0,75 0,71 0,73 0,76 0,73 0,69 0,73 0,69 0,72 0,70 0,71 0,68 0,70 0,70 0,69 0,76 0,68 0,68	0,80 0,76 0,93 0,78 0,75 0,97 0,75 0,71 0,93 0,73 0,76 0,96 0,73 0,69 0,88 0,73 0,71 0,92 0,73 0,69 0,88 0,72 0,70 0,92 0,71 0,68 0,90 0,70 0,70 0,96 0,69 0,76 1,06 0,68 0,68 0,91	0,80 0,76 0,93 0,97 0,78 0,75 0,97 0,98 0,75 0,71 0,93 0,97 0,73 0,76 0,96 0,98 0,73 0,69 0,88 0,94 0,73 0,69 0,88 0,94 0,73 0,69 0,88 0,94 0,72 0,70 0,92 0,96 0,71 0,68 0,90 0,95 0,70 0,70 0,96 0,98 0,69 0,76 1,06 1,03 0,68 0,68 0,91 0,95	$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$

Tabela 15 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (CO)

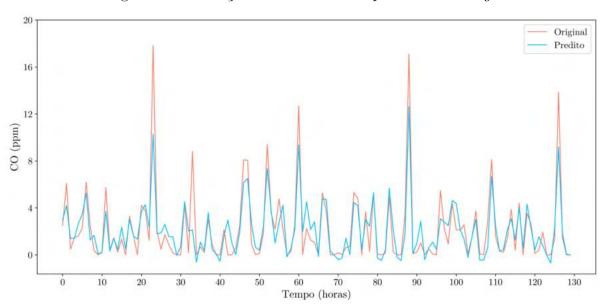


Figura 81 – Predição do sensor de CO pelo modelo *Ridge*

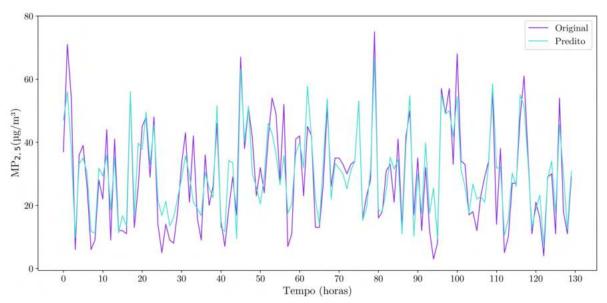
Fonte: Elaborado pelo autor.

A variável de $MP_{2,5}$ dos sensores, apresentou o coeficiente $R^2 = 0.81$ (sensor 1) e $R^2 = 0.84$ (sensor 2), pelo modelo ADABoost (utilizando o estimador de parâmetros Grid search), que é um meta-estimador que inicia ajustando um regressor no conjunto de dados original e depois ajusta cópias adicionais do regressor no mesmo conjunto de dados, onde os pesos das instâncias são ajustados de acordo com o erro da previsão atual. A Tabela 16 apresenta os resultados das métricas para o sensor (1) e a Figura 82 apresenta a predição. Já a Tabela 17 demonstra as métricas para o sensor (2) e a Figura 83 a predição do sensor.

Tabela 16 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{2,5}$ (1))

Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
ADABoost	0,82	0,30	5,40	2,30	23,90	-0,92
Stacking Regressor	0,80	$0,\!26$	5,70	$2,\!39$	24,63	-1,35
Extra Trees Regressor	0,80	$0,\!26$	5,70	2,39	24,63	-1,35
Bagging Regressor	0,79	$0,\!25$	5,88	$2,\!42$	$24,\!26$	-1,05
Gradient Boosting	0,79	$0,\!24$	5,80	$2,\!41$	$24,\!37$	-0,60
XGBoost	0,79	$0,\!24$	5,75	2,40	23,72	-0,60
LightGBM	0,78	$0,\!26$	6,06	2,46	$25,\!21$	-0.76
Random Forest	0,78	$0,\!26$	$6,\!16$	2,48	$25,\!62$	-1,24
K-Nearest Neighbors	0,74	$0,\!27$	$6,\!33$	2,52	25,96	-0,71
Neural Networks	0,73	$0,\!28$	6,60	$2,\!57$	27,85	-1,43
Ridge	0,70	0,31	7,34	2,71	30,39	-1,03
Linear Regression	0,70	0,31	$7,\!35$	2,71	30,39	-1,03
Decision Tree	0,68	0,30	7,31	2,70	29,66	-1,16

Figura 82 – Predição do sensor (1) de $\mathrm{MP}_{2,5}$ pelo modelo ADABoost



Fonte: Elaborado pelo autor. $\,$

Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	\mathbf{RMSE}	\mathbf{sMAPE}	MBE
ADABoost	0,84	0,21	5,54	2,35	20,00	-0,89
Extra Trees Regressor	0,81	0,23	6,04	2,46	21,58	-1,44
Stacking Regressor	0,81	0,23	6,04	2,46	21,58	-1,44
Bagging Regressor	0,80	$0,\!22$	6,21	2,49	21,28	-1,07
XGBoost	0,80	0,20	5,93	2,44	20,08	-0.73
Gradient Boosting	0,79	0,21	6,13	2,48	22,97	-1,62
Random Forest	0,78	0,23	6,48	$2,\!55$	22,49	-1,37
LightGBM	0,78	0,23	6,46	$2,\!54$	22,39	-0,91
K-Nearest Neighbors	0,74	0,24	$6,\!58$	2,57	22,74	-0,66
Neural Networks	0,72	$0,\!25$	6,96	2,64	24,69	-1,56
Ridge	0,70	$0,\!27$	7,67	2,77	26,45	-1,17
Linear Regression	0,69	0,27	7,67	2,77	26,46	-1,17
Decision Tree	0,61	0,29	8,41	2,90	29,50	-1,39

Tabela 17 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP_{2,5} (2))

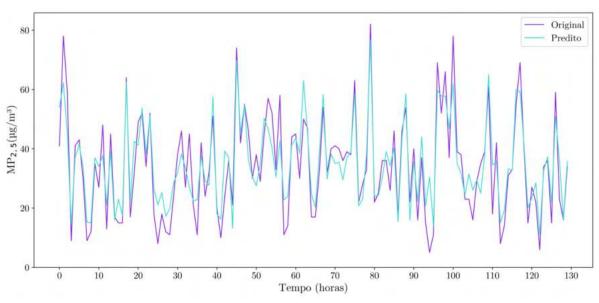


Figura 83 – Predição do sensor (2) de MP_{2,5} pelo modelo *ADABoost*

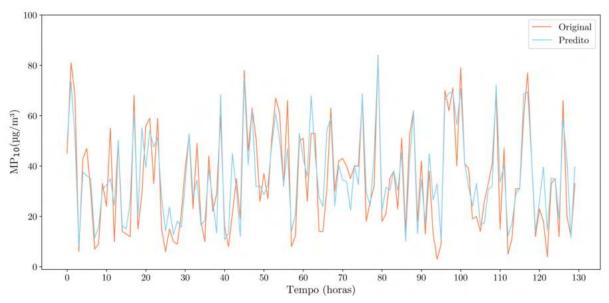
Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a variável MP_{10} dos sensores, o modelo selecionado foi o Extra Trees Regressor - ETR (utilizando o estimador de parâmetros Grid search), que implementa um meta estimador que ajusta várias árvores de decisão aleatórias (também conhecidas como árvores extras) em várias subamostras do conjunto de dados e usa a média para melhorar a precisão preditiva e controlar o ajuste excessivo. Foram encontrados os valores $R^2 = 0.80$ para ambos os sensores (1 e 2), como mostrado nas Tabelas 18 e 19. A Figura 84 representa a predição para o sensor (1) e a Figura 85 para o sensor (2).

Tabela 18 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (MP $_{10}$ (1))

Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
Extra Trees Regressor	0,80	0,29	7,35	2,71	27,90	-1,29
Stacking Regressor	0,78	$0,\!30$	$7,\!52$	2,74	28,16	-1,29
ADABoost	0,77	$0,\!32$	8,00	2,83	$30,\!27$	-1,47
Random Forest	0,77	$0,\!30$	7,71	2,78	28,75	-0,70
Bagging Regressor	0,75	0,31	8,13	2,85	29,88	-0,81
XGBoost	0,73	$0,\!29$	7,97	2,82	28,58	-0.74
Gradient Boosting	0,73	0,32	8,58	2,93	30,33	-0.67
K-Nearest Neighbors	0,72	$0,\!32$	8,30	2,88	30,90	-1,32
LightGBM	0,70	0,30	8,37	2,89	29,95	-1,90
Ridge	0,69	$0,\!33$	9,00	3,00	32,09	-0,84
Linear Regression	0,69	0,33	9,03	3,01	32,20	-1,23
Neural Networks	0,68	$0,\!34$	9,07	3,01	32,15	-3,17
Decision Tree	0,59	0,37	10,19	3,19	37,42	-0,72

Figura 84 – Predição do sensor (1) de MP_{10} pelo modelo Extra Trees $\mathit{Regressor}$

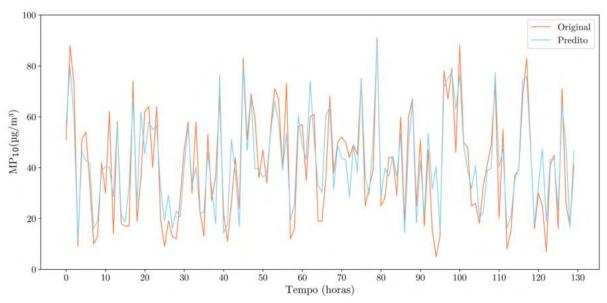


Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 19 –	Tabela	de	comparação	dos	algoritmos	de	regressão	(MP_{10})	(2)))
			1					\ 10	\ /	//

Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
Extra Trees Regressor	0,80	0,26	7,94	2,82	24,49	-1,21
Stacking Regressor	0,77	$0,\!26$	8,12	2,85	24,80	-1,21
ADABoost	0,76	$0,\!28$	8,46	2,91	$26,\!10$	-1,26
Random Forest	0,75	$0,\!26$	8,43	2,90	$25,\!38$	-0,47
Gradient Boosting	0,73	$0,\!26$	8,42	2,90	27,21	-0,55
XGBoost	0,73	$0,\!26$	8,63	2,94	25,40	-0.85
Bagging Regressor	0,73	$0,\!27$	8,74	2,96	26,43	-0,58
K-Nearest Neighbors	0,71	$0,\!29$	9,01	3,00	27,51	-1,53
LightGBM	0,69	0,28	9,10	3,02	27.65	-1,54
Ridge	$0,\!67$	$0,\!30$	9,87	3,14	28,86	-0,80
Linear Regression	0,66	0,30	9,90	3,15	29,11	-1,32
Neural Networks	0,66	$0,\!29$	9,66	3,11	29,45	-1,41
Decision Tree	0,60	0,32	11,05	3,32	33,18	0,28

Figura 85 – Predição do sensor (2) de MP_{10} pelo modelo Extra Trees $\mathit{Regressor}$



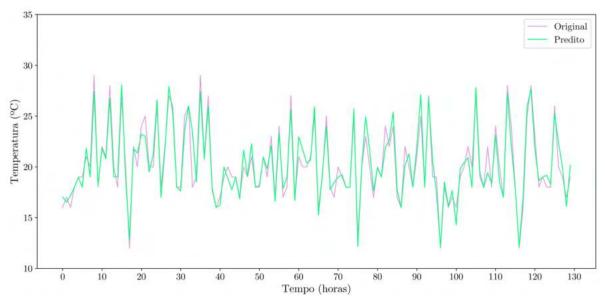
Fonte: Elaborado pelo autor.

O sensor de temperatura (°C) apresentou o melhor resultado pela aplicação do modelo ETR (utilizando o estimador de parâmetros *Grid search*), encontrando o valor R² = 0,94. No entanto, os dados utilizados para a calibração foram da estação Parque Dom Pedro II, distante 8,7 km da estação Congonhas. A Tabela 20 apresenta as métricas do sensor e a Figura 86 a predição para o sensor.

Tabela 20 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (Temperatura)

Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
Extra Trees Regressor	0,94	0,03	0,58	0,76	2,93	-0,04
Bagging Regressor	0,93	0,04	0,71	0,84	$3,\!48$	-0.05
Neural Networks	0,93	0,03	0,69	0,83	3,40	-0.07
Ridge	0,92	0,04	0,70	0,84	3,46	-0,10
Linear Regression	0,92	0,04	0,70	0,84	3,46	-0,10
XGBoost	0,92	0,04	0,74	0,86	3,68	-0.04
Gradient Boosting	0,92	0,04	0,76	0,87	3,80	-0.04
Decision Tree	0,91	0,04	0,80	0,90	3,99	-0,09
ADABoost	0,91	0,04	0,81	0,90	4,05	-0.12
Random Forest	0,91	0,04	0,77	0,88	3,78	-0,04
Stacking Regressor	0,91	0,04	0,81	0,90	4,01	-0,01
LightGBM	0,89	$0,\!05$	0,90	0,95	$4,\!55$	-0,03
K-Nearest Neighbors	0,87	0,05	1,02	1,01	5,07	-0,24

Figura 86 – Predição do sensor de temperatura pelo modelo Extra Trees Regressor



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o sensor de umidade relativa (%), o melhor modelo foi o Ridge (utilizando o estimador de parâmetros $Grid\ search$), que apresentou o valor $R^2=0.95$, também utilizando os dados para a calibração a partir da estação Parque Dom Pedro II. A Tabela 21 representa as métricas dos modelos e a Figura 87 representa a predição para esse sensor.

		. ,	O	O	`	,
Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
Ridge	0,95	0,05	2,76	1,66	4,41	-0,36
Bagging Regressor	0,93	$0,\!05$	3,04	1,74	$4,\!67$	0,05
XGBoost	0,93	$0,\!05$	3,30	1,82	5,08	0,16
Random Forest	0,93	$0,\!05$	3,21	1,79	5,04	-0.07
Gradient Boosting	0,93	$0,\!05$	3,31	1.82	5,90	$0,\!40$
Stacking Regressor	0,92	$0,\!05$	3,33	1,82	4,95	$0,\!25$
Linear Regression	0,92	0,06	3,50	1,87	$5,\!47$	-0.37
ADABoost	0,90	0,06	3,88	1,97	6,07	0,06
Extra Trees Regressor	0,90	0,06	3,75	1,94	5,80	-0.04
LightGBM	0,90	0,06	3,48	1,86	$5,\!65$	-0,22
Decision Tree	0,90	0,06	3,74	1,93	5,92	0,08
K-Nearest Neighbors	0,90	0,06	3,86	1,97	6,05	0,23
Neural Networks	0,90	0,06	3,66	1,91	$5,\!65$	-0,58

Tabela 21 – Tabela de comparação dos algoritmos de regressão (Umidade)

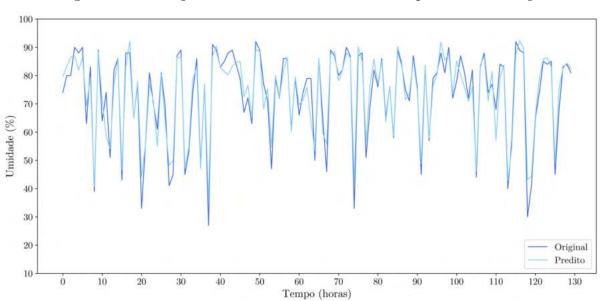


Figura 87 – Predição do sensor de umidade relativa pelo modelo *Ridge*

Fonte: Elaborado pelo autor.

Foram utilizadas as métricas R^2 , MAAPE, MAE, RMSE, sMAPE e MBE para descreverem a precisão dos modelos para a calibração dos sensores. O alto coeficiente de correlação para CO, $MP_{2,5}$ e MP_{10} ($R^2 \geq 0.8$) indicam a força dos modelos na captura da variabilidade ambiental nas concentrações desses poluentes, encontrados no local. Considerando apenas os melhores algoritmos de regressão que obtiveram melhores resultados, ou seja, menores erros, tem-se o Ridge, ADABoost e Extra Trees Regressor. Eles possuem erros bem menores que os demais algoritmos, apresentando acertos $\geq 80\%$ das instâncias executadas (Tabela 22). Nesse sentido, foi selecionado o sensor 2 ($MP_{2,5}$ e MP_{10}).

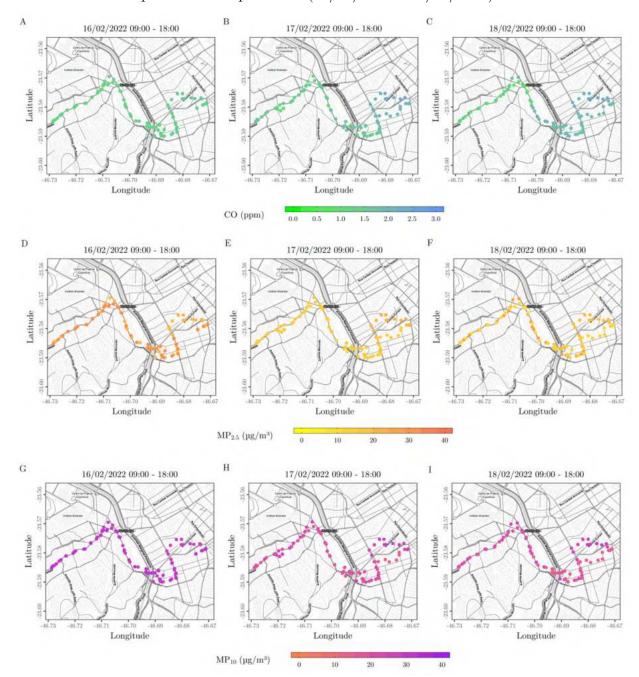
Sensor	Algoritmo	\mathbb{R}^2	MAAPE	MAE	RMSE	sMAPE	MBE
CO	Ridge	0,80	0,76	0,93	0,97	86,84	0,07
$MP_{2,5}$ (1)	ADABoost	0,82	$0,\!30$	5,40	2,30	23,90	-0,92
$MP_{2,5}(2)$	ADABoost	0,84	$0,\!21$	$5,\!54$	$2,\!35$	20,00	-0,89
$MP_{10}(1)$	ETR	0,80	$0,\!29$	$7,\!35$	2,71	27,90	-1,29
$MP_{10}(2)$	ETR	0,80	$0,\!26$	7,94	2,82	24,49	-1,21
Temperatura	ETR	0,94	0,03	$0,\!58$	0,76	2,93	-0,04
Umidade	Ridge	0,95	0,05	2,76	1,66	4,41	-0,36

Tabela 22 – Métricas dos modelos selecionados

4.2 Medição das concentrações dos poluentes nos percursos

Para as medições das concentrações dos poluentes CO, MP_{2,5} e MP₁₀ dos 15 voluntários, foi utilizada a caixa com o sistema de sensores, nos percursos com bicicleta escolhidos por eles. Após a coleta dos dados, aplicou-se a calibração utilizando os modelos selecionados para cada sensor, conforme a etapa anterior a essa seção. A maior parte dos percursos abrangeram a cidade de SP (proximidades do centro) e outros, na RMSP. Nesse sentido, geraram-se mapas desses deslocamentos (Apêndice B.1), com o intuito de visualizar graficamente a situação dos poluentes nesses momentos. Para exemplificar esses registros, a Figura 88 ilustra as concentrações de CO (ppm), MP_{2,5} (µg/m³) e MP₁₀ $(\mu g/m^3)$, coletados entre os dias 16/02/2022 e 18/02/2022, em percursos de ida e volta da rotina de deslocamento a trabalho de um ciclista (voluntário 4), na região da Marginal Pinheiros. A concentração máxima de CO foi de 2,3 ppm (17/02/2022 10:01), 33 μg/m³ de $MP_{2,5}$ (16/02/2022 18:10) e 33 $\mu g/m^3$ de MP_{10} (16/02/2022 19:00). Na Tabela 23 estão descritos os detalhes dos demais deslocamentos, que aconteceram em partes de duas estações do ano (verão e outono), bem como a média de duração e média das distâncias percorridas, não se estabelecendo nenhum critério para esses. A Figura 89 mostra a densidade de pontos de todos os percursos realizados pelos voluntários na região da cidade de SP e RMSP.

Figura 88 – Exemplo de concentração dos poluentes nos percursos (16/02/2022 a 18/02/2022)



A - Registro de CO (ppm) do dia 16/02/2022; B - Registro de CO (ppm) do dia 17/02/2022; C - Registro de CO (ppm) do dia 18/02/2022; D - Registro de MP $_{2,5}$ (µg/m³) do dia 16/02/2022; E - Registro de MP $_{2,5}$ (µg/m³) do dia 17/02/2022; F - Registro de MP $_{2,5}$ (µg/m³) do dia 18/02/2022; G - Registro de MP $_{10}$ (µg/m³) do dia 16/02/2022; H - Registro de MP $_{10}$ (µg/m³) do dia 17/02/2022; I - Registro de MP $_{10}$ (µg/m³) do dia 18/02/2022; Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 23 – Detalhamento dos percursos dos ciclistas (12/02/2022 a 20/05/2022)

Voluntário	Data	Hora	Região	Duração méd.(min)	Km méd.
1	12/01 - 14/01	18:00	Avenida Paulista	58	11,20
2	02/02 - 04/02	06:00/18:00	Av. Pres. Tancredo Neves	37,33	6,73
3	09/02 - 11/02	09:00/18:00	R. Artur de Azevedo	19,67	4,15
4	16/02 - 18/02	09:00/18:00	Marginal Pinheiros	48,83	10,93
5	23/02 - 25/02	11:00/15:00	Carapicuíba/ Vila Mariana/ Centro	220	37,46
6	09/03 - 11/03	10:00	Avenida Pacaembu	43,75	8,91
7	16/03 - 18/03	08:00	Pinheiros/ Vila Mariana	48,50	12,13
8	23/03 - 25/03	06:00/18:00	Cidade Universitária	21,67	3,94
9	30/03 - 01/04	09:00/12:00	Avenida Ibirapuera	42,67	8,65
10	06/04 - 08/04	08:00	Avenida Jabaquara	56,33	14,26
11	13/04 - 15/04	10:00	Saúde/ Marginal Pinheiros	99	36,68
12	19/04 - 22/04	10:00/21:00	Vila Amélia/ Vila Mariana	61,20	17,70
13	27/04 - 29/04	10:00/19:00	R. Paulo Gontijo de Carvalho/ Praça da Bandeira	36,83	7,59
14	11/05 - 13/05	09:00	Sta. Cecília/ Marginal Pinheiros	143,67	47,09
15	18/05 - 20/05	08:00 Fonte: Elaborad	Jd. Bela Vista/ Marginal Pinheiros	191	49,71

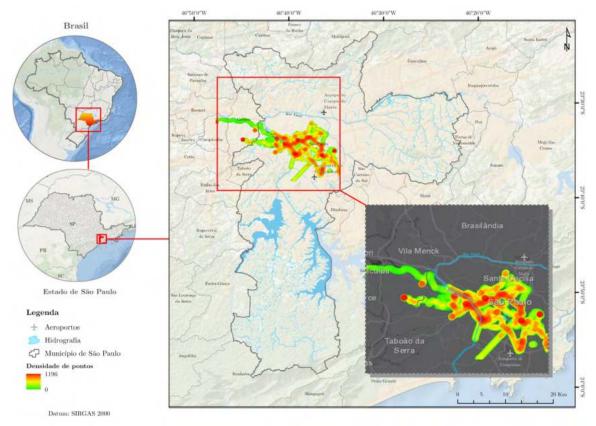


Figura 89 – Localização dos percursos dos voluntários na cidade de SP e RMSP

A maior média de concentração de CO (ppm), foi registrada no percurso R. Paulo Gontijo de Carvalho/Praça da Bandeira (voluntário 13), entre os dias 27/04 e 29/04, demonstrando um Desvio Padrão (DP) de 1,73, o que indica uma razoável relação de homogeneidade dos dados coletados por esse sensor. A variável MP_{2,5} teve a sua maior média registrada com o voluntário 12, no percurso entre a Vila Amélia e Vila Mariana. Contudo, o DP dessa coleta apresentou uma considerável heterogeneidade (6,04), tendo esse comportamento no restantes dos dados dos outros voluntários. Para o MP₁₀, a maior média marcada foi para o voluntário 15, na rota entre o Jardim Bela Vista (Osasco) e Marginal Pinheiros. O DP para esse registro sinaliza que há uma dispersão relevante entre os valores (12,32) e que também é observado no conjunto de dados dos outros voluntários (Tabela 24).

rio —	CO (ppm)	$MP_{2,5} \; (\mu \mathrm{g/m^3})$	MP_{10} (μ
máx	imo da concentração	o dos poluentes durante o	os percursos
	Tabela 24 – Méd	dia, desvio padrão, mínin	no e

Voluntário	CO (p	pm)	$\mathrm{MP}_{2,5}$ (µg	$\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g}/\mathrm{m}^3)$		$\mathrm{MP_{10}}~(\mu\mathrm{g/m^3})$	
voiuntario	Média±	Mín -	Média±	Mín -	Média±	Mín -	
	\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx	
1	$0,99\pm1,02$	0 - 2,8	$22,83\pm17,85$	10 - 53	$24,64\pm12,15$	12 - 43	
2	$0,98 \pm 0,91$	0 - 2,6	$18,05 \pm 6,08$	12 - 33	$25,15\pm5,08$	15 - 34	
3	$2,36\pm0,43$	1,5 - 3,1	$16,99 \pm 3,84$	12 - 24	$22,\!29\pm3,\!64$	17 - 29	
4	$1,55\pm0,44$	0,6 - 2,3	$20,56\pm7,30$	10 - 33	$23,77 \pm 5,62$	13 - 33	
5	$2,61\pm0,24$	1,9 - 3,1	$17,14\pm1,26$	15 - 19	$20,71\pm3,18$	15 - 26	
6	$2,41\pm1,29$	1,0 - 4,0	$22,93\pm 8,19$	14 - 32	$22,\!18\pm3,\!16$	19 - 27	
7	$0,83\pm0,29$	0,4 - 1,3	$26,20 \pm 5,39$	18 - 32	$29,44\pm1,32$	27 - 32	
8	$1,89\pm1,50$	0 - 4,4	$21,92 \pm 4,95$	16 - 32	$27,07\pm4,22$	18 - 34	
9	$1,40\pm0,47$	0,4 - $2,3$	$12,98\pm2,52$	8 - 16	$21,25\pm4,44$	16 - 29	
10	$1,66 \pm 0,57$	0.8 - 2.6	$21,39\pm 5,99$	16 - 32	$23,71 \pm 5,70$	17 - 33	
11	$2,49\pm0,38$	1,9 - 3,2	$20,68 \pm 3,45$	14 - 26	$22,97 \pm 4,47$	17 - 33	
12	$3,10\pm0,39$	2,5 - 6,6	$26,32{\pm}6,04$	17 - 33	$36,92 \pm 7,91$	25 - 50	
13	$3,25\pm1,73$	1,4 - 6,4	$20,56\pm4,65$	14 - 29	$22,\!14\pm6,\!07$	13 - 35	
14	$1,23\pm0,98$	0 - 2,7	$21,96 \pm 8,11$	13 - 42	$34,69 \pm 8,43$	19 - 51	
15	$1,37\pm1,96$	0 - 4,7	$22,86\pm12,25$	14 - 44	$38,64\pm12,32$	30 - 59	

CO (95% CI = 1,84 - 1,91), MP_{2,5} (95% CI = 20,77 - 21,24) e MP₁₀ (95% CI = 26,44 - 26,94). Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados registrados no sensor de temperatura, demonstraram um padrão mais homogêneo quando se observa o DP do conjunto de percursos realizados. Já o sensor de umidade constata um comportamento de desuniformidade nos valores de DP. Uma parte dos deslocamentos, foram em semanas em que houveram dias de precipitação, esperados para a estação verão e a transição para o outono (Tabela 25).

	Temperat	tura (ºC)	Umidade (%)		
Voluntário	Média±DP	Mín - Máx	Média±DP	Mín - Máx	
1	$21,40\pm1,32$	20 - 24	$79,11\pm3,09$	72 - 84	
2	$20,72\pm0,84$	20 - 23	$79,69 \pm 3,13$	74 - 85	
3	$23,80\pm1,79$	22 - 27	$64,\!61\pm\!8,\!38$	49 - 76	
4	$22,91\pm2,07$	18 - 27	$69,34 \pm 6,72$	56 - 83	
5	$26,79\pm0,79$	26 - 29	$46,08\pm 3,31$	34 - 52	
6	$26,71 \pm 0,47$	25 - 27	$53,\!57\pm3,\!04$	46 - 62	
7	$22,44\pm0,94$	21 - 25	$73,42 \pm 3,52$	64 - 78	
8	$23,29\pm2,59$	19 - 27	$69,\!20\pm 9,\!91$	51 - 83	
9	$22,\!60\pm\!2,\!56$	19 - 28	$70,46\pm13,21$	38 - 82	
10	$20,95 \pm 0,65$	19 - 23	$76,31\pm1,94$	71 - 80	
11	$23,53\pm0,97$	21 - 26	$66,63\pm3,52$	59 - 75	
12	$23,49\pm1,60$	21 - 27	$64,63 \pm 5,34$	47 - 72	
13	$24,69 \pm 3,06$	20 - 28	$58,86 \pm 14,72$	37 - 81	
14	$21,63\pm1,77$	19 - 25	$68,08\pm6,11$	57 - 79	
15	$15,21\pm1,08$	13 - 17	$82,\!50{\pm}4,\!04$	75 - 92	

Tabela 25 – Média, desvio padrão, mínimo e máximo de temperatura e umidade durante os percursos

Temperatura (95% CI = 22,79 - 23,01) e Umidade (95% CI = 66,65 - 67,58).

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3 Classificação do nível de desempenho dos ciclistas

As características dos participantes e as variáveis registradas durante o TECP são descritas nas Tabelas 26 e 27, em que os voluntários atingiram valores de VO_2 e carga correspondentes à classificação de ciclistas não treinados (PL1), de acordo com os critérios previamente propostos por Pauw (2013). Os valores nas tabelas são apresentados como média \pm DP, mínimo e máximo. As variáveis descritas nas tabelas são: VE = Ventilação minuto; $VO_2 = Volume$ de Oxigênio consumido; $VCO_2 = Volume$ de dióxido de carbono exalado; $VE/VO_2 = Ventilação minuto/taxa de consumo de oxigênio; <math>VE/VCO_2 = Ventilação minuto/produção de dióxido de carbono; <math>FC = Frequência Cardíaca$; PAS = Pressão Arterial Sistólica; PAD = Pressão Arterial Diastólica; $SpO_2 = Saturação periférica de oxigênio e IMC = Índice de Massa Corporal. A Tabela 28 descreve as médias da variação das pressões sistólica (mmHg), diastólica (mmHg) entre o início do teste de esforço e o pico e o registro de <math>VO_{2max}$ (ml.kg $^{-1}$.min $^{-1}$).

Tabela 26 – Características dos indivíduos e variáveis medidas durante o TECP

Indicadores	Média±DP
Carga (i) (W)	$252,33\pm26,99$
Carga (W/kg)	$3,04\pm0,49$
$IMC (kg/m^2)$	$27,51 \pm 4,54$
Peso (kg)	$84,67\pm11,82$
VCO_2 (L/min)	$3,47 \pm 0,28$
VE/VCO_2	$27,13\pm2,33$
VE/VO_2	$25,38\pm2,81$
VO_2 (L/min)	$2,95 \pm 0,29$
SpO_2 (%)	$94,93 \pm 2,15$

Tabela 27 – FC (bpm) e VE (L/min) mensurados durante o TECP

F	$\overline{\mathbb{C}}$	F	$\overline{\mathbb{C}}$	VE	C	VI	C
(repo	ouso)	(TEC	CP)	(repor	ıso)	(TEC	$^{\mathrm{CP}})$
Média±	Mín -	Média±	Mín -	Média±	Mín -	Média±	Mín -
\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx
$89\pm16,31$	62 - 121	$171\pm10,57$	148 - 185	$12\pm 2,04$	9 - 15	$113\pm14,45$	91 - 136

FC repouso (CI 95% = 81 - 97), FC TECP (CI 95% = 166 - 176), VE repouso (CI 95% = 11 - 13) e VE TECP (CI 95% = 106 - 120).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 28 – PAS, PAD e $\mathrm{VO}_{2m\acute{a}x}$ mensurados durante o TECP

V -14	PAS mmHg	PAD mmHg	PAS	PAD	$\mathrm{VO}_{2mcute{a}x}$
Volunt.	(Repouso)	(Repouso)	(mmHg)	(mmHg)	$(\mathrm{ml.kg^{-1}.min^{-1}})$
1	114	90	165	101	31,50
2	103	74	185	72	40,70
3	99	71	167	70	36,00
4	91	73	176	105	42,70
5	121	102	150	91	37,90
6	104	83	180	97	32,60
7	136	96	216	99	29,00
8	131	106	190	107	38,70
9	121	95	186	104	26,80
10	122	96	131	73	42,70
11	139	84	189	127	34,30
12	108	89	140	97	34,20
13	125	81	203	149	26,70
14	-	-	171	80	37,10
15	94	70	136	91	39,80

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4 Relação da ventilação e frequência cardíaca

A Figura 90 apresenta as curvas dos indivíduos, baseadas na relação ventilação minuto e frequência cardíaca FC durante o teste incremental máximo (N=15), evidenciando a relação curvilínea entre as variáveis e a variação entre os indivíduos.

Figura 90 – Curvas da relação VE e FC dos indivíduos durante o TCPE

Fonte: Elaborado pelo autor.

O coeficiente de determinação médio entre FC e VE do grupo, resultou em valores altos ($R^2=0.97$). A Figura 91 apresenta os coeficientes da equação de regressão linear (FC e a VE) e a equação resultante dessa relação, obtidos no TECP para cada voluntário. A Tabela 29 descreve as médias, DP, mínimo e máximo dos coeficientes das equações de regressão entre as mesmas variáveis

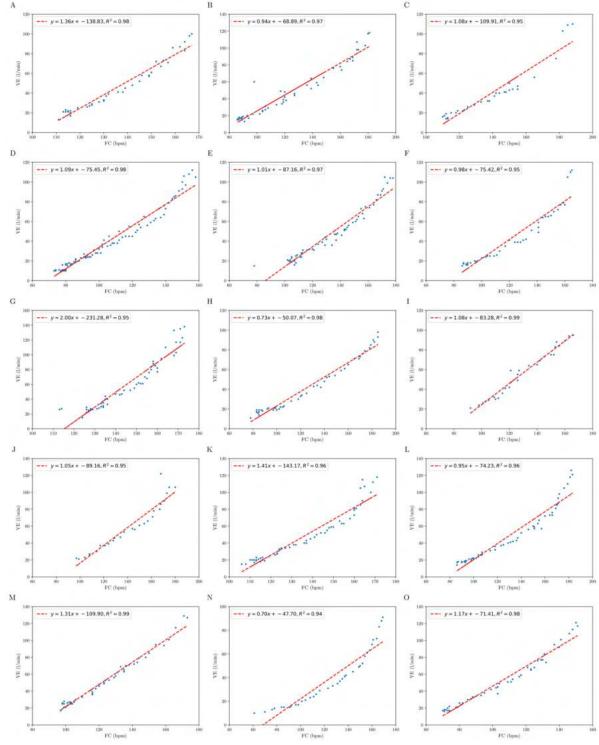


Figura 91 – Correlação entre FC e VE dos ciclistas

A - Voluntário 1; B - Voluntário 2, C - Voluntário 3; D - Voluntário 4; E - Voluntário 5; F - Voluntário 6; G - Voluntário 7; H - Voluntário 8; I - Voluntário 9; J - Voluntário 10; K - Voluntário 11; L - Voluntário 12; M - Voluntário 13; N - Voluntário 14; O - Voluntário 15.

Fonte: Elaborado pelo autor.

	Intercepto		Slope		$ m R^2$	
Grupo	Média±	Mín -	Média±	Mín -	Média±	Mín -
	\mathbf{DP}	Máx	\mathbf{DP}	Máx.	\mathbf{DP}	Máx
N _ 15	-97,06±	-231,28	1,12±	0,70	$0.97 \pm$	0,94
N = 15	46,38	-47,70	0,31	2,00	0,01	0.99

Tabela 29 – Média dos coeficientes das equações de regressão individuais

As equações de regressão linear entre a FC e a VE foram calculadas para os indivíduos e a Tabela 30 apresenta a média, DP, mínimo e máximo da estimativa de VE resultante delas e os dados da FC, registrados durante os deslocamentos dos indivíduos avaliados com o uso da cinta Polar.

Tabela 30 – Estimativa da VE através da regressão linear, a partir do registro da FC nos percursos

Crupo	FC (l		VE (L/min)	
Grupo	Média±DP	Mín - Máx	Média±DP	Mín - Máx
N = 15	$129\pm21,83$	74 - 192	$49\pm20,88$	6 - 75

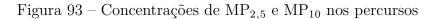
FC (95% CI = 118 - 140) e VE (95% CI = 41 - 57). Fonte: Elaborado pelo autor.

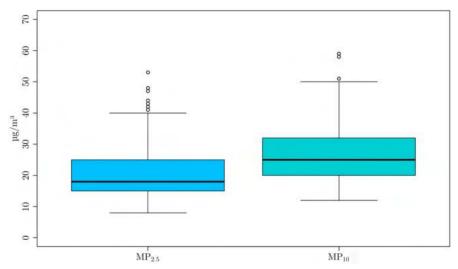
4.5 Cálculo da carga de poluente inalada

Segundo a base de dados de poluição da World Health Organization (2022), a média da concentração de fundo de $MP_{2,5}$ no ar ambiente para a cidade de SP é de 16,17 µg/m³, ou seja, o valor inalado por uma pessoa que se desloca de modo passivo. A recomendação da OMS (World Health Organization, 2021b) para a média anual que uma estação de monitoramento deve registrar referente ao MP_{10} é de 15 µg/m³ e 5 µg/m³ para o $MP_{2,5}$. Já as médias diárias são 45 µg/m³ para o MP_{10} , 15 µg/m³ para o $MP_{2,5}$ e 4 mg/m³ para o $MP_{2,5}$ e 7 registrar que describa dos valores das concentrações de CO (média = 1,87 ppm), $MP_{2,5}$ (média = 20,89 µg/m³) e MP_{10} (média = 26,37 µg/m³) registradas no equipamento, durante os dias de avaliação nos voluntários estudados.

0 1 2 3 4 5 6 7

Figura 92 – Concentração de CO nos percursos





Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Tabela 31 estão representados os valores da média \pm DP, mediana e intervalo interquartil (IIQ) das concentrações de CO, MP_{2,5} e MP₁₀ estimados com o equipamento de baixo custo e o cálculo da carga inalada obtida através da estimativa de VE. A carga média inalada de CO entre os voluntários foi de 4772,27 µg (Equação 21a). Para o MP_{2,5}, a carga média foi de 102,39 µg e o MP₁₀ foi de 162,92 µg, calculados pela Equação 19c. A mediana e o intervalo interquartil (IIQ) respectivamente foram: CO = 2746,28 µg (851,19 - 6677,64), MP_{2,5} = 58,61 µg (26,57 - 145,18) e MP₁₀ = 86,8 µg (38,19 - 211,14).

		,	
Estimativa	CO	$\mathrm{MP}_{2,5}$	\mathbf{MP}_{10}
Estillativa	Média±DP	Média±DP	Média±DP
Concentração	$1,87\pm0,78$	$20,89\pm3,5$	$26,37{\pm}5,86$
(ppm e μg/m³) Carga inalada	, ,	, ,	, ,
(µg)	$4772,27\pm5489,06$	$102,39\pm108,22$	$162,92\pm187,45$
	Mediana (IIQ)	Mediana (IIQ)	Mediana (IIQ)
Carga inalada	2746,28	58,61	86,8
(11g)	(851.19 - 6677.64)	(26.57 - 145.18)	(38.19 - 211.14)

Tabela 31 – Concentração e estimativa da carga inalada de CO, MP_{2,5}, MP₁₀

 $\frac{\left(\mu g\right) \quad \left(851,19\text{ - }6677,64\right) \quad \left(26,57\text{ - }145,18\right) \quad \left(38,19\text{ - }211,14\right)}{\text{Concentração de CO (95\% CI = 1 - 2), MP}_{2.5}, \left(95\% \text{ CI = 19 - 23}\right) \text{ e MP}_{10}, \left(95\% \text{ CI = 23 - 29}\right).}$ Carga Inalada de CO (95% CI = 1994 - 7551), MP}_{2.5}, \left(95\% \text{ CI = 48 - 157}\right) \text{ e MP}_{10}, \left(95\% \text{ CI = 68 - 258}\right).} Fonte: Elaborado pelo autor.

Quando é feita a comparação da relação entre a carga inalada pelos indivíduos e as concentrações registradas nos percursos, verifica-se uma certa propensão à variação das proporções dos poluentes, indicando que o papel da ventilação está sendo considerado no processo. A Tabela 32 demonstra a carga inalada de CO (utilizando a Equação 20) e a Tabela 33 as cargas de $MP_{2,5}$ e MP_{10} (Equação 19c) por indivíduo, descritas em média, DP, mínimo e máximo.

Tabela 32 – Carga inalada (Média, DP, mínimo e máximo) de CO por indivíduo

	CO (μg/kg)				
Voluntário	Média±DP	Mín - Máx			
1	$14,42\pm19,94$	0 - 82,15			
2	$19,29\pm23,31$	0 - 111,41			
3	$9,56 \pm 8,54$	0,02 - 41,12			
4	$36,70\pm30,93$	0,23 - 135,59			
5	$135,73\pm83,89$	0,84 - 359,66			
6	$81,\!48\pm\!48,\!63$	0,98 - 173,37			
7	$10,32 \pm 8,96$	0,22 - 32,26			
8	$13,16\pm12,68$	0 - 42,19			
9	$12,37\pm8,77$	0,40 - 42,97			
10	$29,37\pm17,60$	0,23 - 66,57			
11	$133,55\pm88,09$	0,94 - 383,63			
12	$50,84 \pm 38,72$	0,50 - 222,38			
13	$49,80\pm45,47$	0,33 - 253,70			
14	$78,31 \pm 62,80$	0 - 295,63			
15	$85,98\pm135,94$	0 - 446,08			

Fonte: Elaborado pelo autor.

15

 $89,54\pm87,46$

		, 2,0	10 1		
Voluntário	$\mathbf{MP}_{2,5}$, (μg)	$\mathrm{MP}_{10}\;(\mathrm{\mu g})$		
voiumano -	Média±DP	Mín - Máx	Média±DP	Mín - Máx	
1	$33,35\pm25,41$	3,60 - 187,62	$48,77\pm42,93$	5,77 - 173,50	
2	$35,69\pm24,58$	1,46 - 130,35	$41,31\pm25,93$	3,39 - 120,64	
3	$5,52 \pm 3,22$	0,22 - 14,36	$12,59\pm11,08$	0,45 - 49,50	
4	$45,12\pm27,76$	0,46 - 148,70	$65,25\pm29,76$	0,44 - 170,23	
5	$129,01\pm57,09$	54,16 - 300,19	$319,82 \pm 335,66$	59,25 - 1299,28	
6	$88,99 \pm 20,37$	28,26 - 118,78	$89,28\pm25,13$	37,27 - 137,23	
7	$40,76\pm27,42$	2,84 - 100,60	$51,40\pm34,82$	4,24 - 140,10	
8	$18,11\pm12,26$	4,49 - 50,60	$29,12 \pm 15,97$	8,05 - 64,96	
9	$21,52\pm12,18$	6,24 - 54,54	$36,95\pm19,15$	11,26 - 89,46	
10	$35,71\pm15,30$	2,41 - 75,90	$35,51\pm24,15$	2,08 - 102,30	
11	$142,34\pm55,59$	2,97 - 258,39	$194,71 \pm 78,58$	5,97 - 400,39	
12	$56,50 \pm 32,77$	4,40 - 196,99	$113,50\pm60,72$	7,14 - 320,65	
13	$55,52\pm29,56$	5,24 - 146,61	$93,41 \pm 86,87$	6,22 - 350,98	
14	$280,46\pm105,33$	84,81 - 646,16	$448,82\pm168,29$	132,22 - 1109,13	

Tabela 33 – Cargas inaladas (Média, DP, mínimo e máximo) de MP_{2,5} e MP₁₀ por indivíduo

Fonte: Elaborado pelo autor.

 $170,03\pm124,24$

2,64 - 500,35

3,59 - 338,78

Os resultados demonstram que a maioria dos ciclistas inalaram em seus trajetos, quantidade de $MP_{2,5}$ (µg/m³) e MP_{10} (µg/m³) muito próximas, o que significa que as medidas de MP_{2,5} tem um número muito mais elevado e portanto tem um efeito amplo, pela maior superfície reativa para uma mesma massa. Segundo o relatório de qualidade do ar do Estado de SP (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2021d), há uma relação entre MP_{2,5}/MP₁₀, ao qual as medições realizadas na RMSP pelo órgão (desde 1987), mostraram que o material particulado inalável fino $(MP_{2,5})$ corresponde a cerca de 60%do material particulado inalável (MP₁₀). Ou seja, nos dados estimados de carga inalada para os voluntários desse estudo, a média da porcentagem correspondente a associação entre essas variáveis, ultrapassam esses 60% (80,12%) para todas as coletas realizadas, indicando que há uma quantidade aspirada mais elevada para o MP_{2.5}. O registro mais crítico de carga inalada por percurso foi o do voluntário 14 (média de 143,67 min e 47,09 km), que apresentou a maior média, na rota (11/05/22 e 13/05/22) entre a região da Santa Cecília e Marginal Pinheiros (destino), no período da manhã (09:00), apresentando a média de carga inalada = 280,46 µg durante os 3 dias e obtendo a carga máxima inalada = 646,16 µg (Figura 94). Para o poluente CO, a média para esse percurso foi de 78,31 $\mu g/kg$ (5951,77 μg) e DP = 62,80. Em alguns casos dos resultados das estimativas das cargas dos poluentes inalados, é observado o comportamento da variabilidade entre os dados, indicando a heterogeneidade das amostras (distância em relação a média), refletida nos valores de DP encontrados para os voluntários.

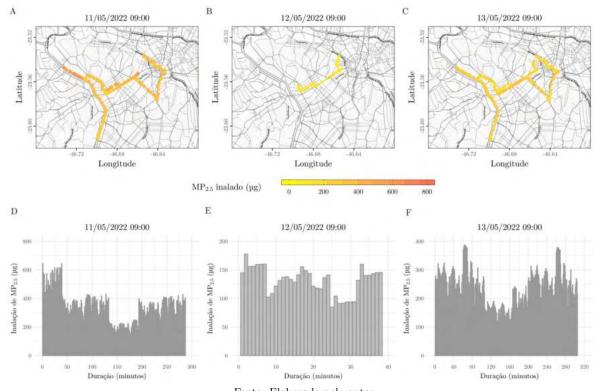


Figura 94 – Carga inalada de MP_{2,5} nos percursos do voluntário 14

A Figura 95 representa o segundo voluntário (11) com a maior média de carga inalada = 142,34 µg e carga máxima inalada = 258,39 µg no percurso (13/04/2022 e 15/08/2022) da Saúde para a Marginal Pinheiros, no horário de 10:00 da manhã. Para o voluntário 5, no percurso (23/02/2022 e 25/02/2022) entre Carapicuíba, Vila Mariana e Centro, no horário entre 11:00 e 15:00, registrou a média de carga inalada = 129,01 µg e carga máxima inalada = 300,19 µg (Figura 96).

A \mathbf{C} 13/04/2022 10:00 14/04/2022 10:00 15/04/2022 10:00 Latitude Latitude Latitude Longitude Longitude Longitude MP_{2.5} inalado (μg) D Е 15/04/2022 10:00 13/04/2022 10:00 14/04/2022 10:00 Inalação de MP25 (ng) Inalação de MP25 (pg) nalação de MP25 (pg) Duração (minutos) Duração (minutos) Duração (minutos)

Figura 95 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ nos percursos do voluntário 11

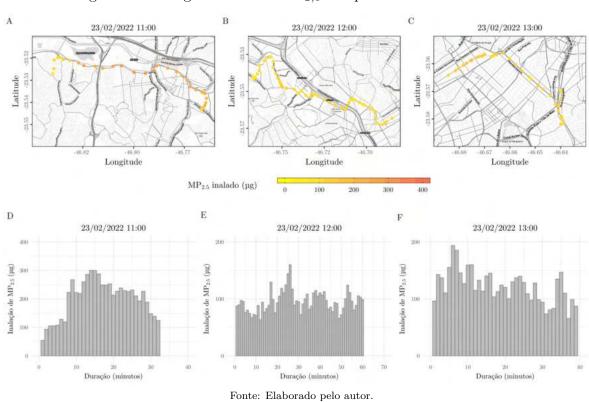


Figura 96 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ nos percursos do voluntário 5

Os demais mapas com os registros coletados dos outros voluntários, se encontram

no Apêndice B.2

4.6 Modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (RR) por todas as causas

A modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (RR) por todas as causas para os voluntários foi estimada utilizando o modelo proposto por Tainio et al. (2016) a partir das variáveis de duração do esforço, as concentrações de $MP_{2,5}$ (µg/m³) durante o deslocamento e as concentrações de background (relativas as médias das concentrações horárias registradas nas estações da CETESB próximas aos percursos) (Tabela 34).

Tabela 34 – Duração do esforço físico, concentração de $\mathrm{MP}_{2,5}$ (µg/m³) nos percursos e de fundo e modelagem da expectativa do risco relativo de mortalidade por todas as causas

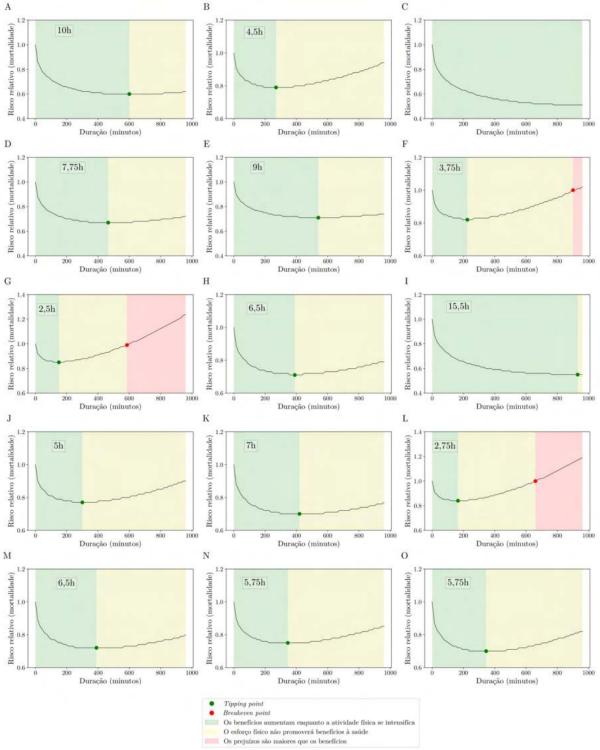
Voluntário	Duração do Concentração esforço (min) $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$)		$rac{ ext{MP}_{2,5}}{(\mu ext{g}/ ext{m}^3)} \ ext{fundo}$	RR (todas as
	M édia $\pm DP$	Média±DP	Média±DP	causas)
1	$58 \pm 3,61$	$22,83\pm17,85$	$8,75\pm3,86$	0,78
2	$37,33\pm2,06$	$18,05\pm6,08$	$19,17\pm 9,72$	0,86
3	$19,67\pm2,42$	$16,99 \pm 3,84$	$8,89\pm2,09$	0,87
4	$48,83\pm3,06$	$20,56\pm7,30$	$11,25\pm4,65$	0,81
5	$220 \pm 91,65$	$17,14\pm1,26$	$17,67 \pm 10,61$	0,74
6	$43,75\pm17,90$	$22,93\pm 8,19$	$23,33\pm10,97$	0,87
7	$48,50\pm16,22$	$26,20\pm 5,39$	$22,67 \pm 7,37$	0,88
8	$21,67 \pm 5,85$	$21,92 \pm 4,95$	$13,43\pm 5,29$	0,89
9	$42,67\pm9,20$	$12,98\pm2,52$	$10,13\pm4,77$	0,79
10	$56,33 \pm 9,45$	$21,39\pm 5,99$	$17,40\pm6,69$	0,84
11	$99,00\pm 3,61$	$20,68\pm3,45$	$12,57\pm6,60$	0,76
12	$61,20\pm11,54$	$26,32 \pm 6,04$	$20,60\pm 8,18$	0,86
13	$36,83 \pm 7,25$	$20,56\pm4,65$	$13,50\pm 5,10$	0,85
14	$143,67\pm1,15$	$21,96\pm 8,11$	$15,50\pm 9,57$	0,77
15	$191 \pm 5,57$	$22,\!86{\pm}12,\!25$	$10,00\pm7,44$	0,71

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 97 mostra o gráfico calculado pelo modelo dose-resposta, sobre a modelagem da expextativa do risco relativo de mortalidade dos voluntários (por todas as causas) pela duração (minutos) dos percursos realizados. Os voluntários 6 (RR = 0,87), 7 (RR = 0,88) e 12 (RR = 0,86) são os que proporcionalmente se deslocaram por percursos com a relação de maior concentração de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$), por maior concentração de fundo de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$), por tempo de deslocamento e consequentemente, apresentaram altos valores resultantes do cálculo para o modelo de avaliação do risco relativo de mortalidade. O *Tipping point* para esses voluntários tem como resultado de duração entre o valor mínimo de 150 min e máximo de 225 min, ou seja, os benefícios são atingidos até o tempo máximo de 2h30min. Já para o *Breakeven point*, o valor de duração mínimo foi de 585

min e máximo de 900 min, em que o esforço físico não promoverá benefícios à saúde. Porém, para se atingir esse ponto, são durações distantes das realidades dos percursos dos voluntários. O voluntário 7 (percurso entre Pinheiros e Vila Mariana) apresentou o valor de RR (0,88), resultante da relação sobre a duração do esforço (48,50 min), a média da concentração de $MP_{2,5}$ (26,20 $\mu g/m^3$) e a média da concentração de fundo de $MP_{2,5}$ (22,67 $\mu g/m^3$). Em contraponto a esses, o voluntário 3 (RR = 0,87) foi o que esteve exposto a menor concentração de $MP_{2,5}$ (19,67 $\mu g/m^3$), por média de concentração de fundo de $MP_{2,5}$ (8,89 $\mu g/m^3$) e duração do esforço (19,67 min) em suas rotas (região de Pinheiros), resultando em um gráfico que indica que os benefícios de se pedalar por essa região durante o tempo só aumentam, quando se intensifica a atividade física.

Figura 97 – Modelagem da expectativa do Risco Relativo de mortalidade (por todas as causas) dos voluntários



A - Voluntário 1; B - Voluntário 2, C - Voluntário 3; D - Voluntário 4; E - Voluntário 5; F - Voluntário 6; G - Voluntário 7; H - Voluntário 8; I - Voluntário 9; J - Voluntário 10; K - Voluntário 11; L - Voluntário 12; M - Voluntário 13; N - Voluntário 14; O - Voluntário 15.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Discussão

As coletas para a calibração de todos os sensores aconteceram na estação do outono (maio de 2021 e junho de 2021), onde a média de temperatura foi de $19,60^{\circ}$ C (DP = 3,87 e CV = 25,12) e a média de umidade em 72,82% (DP = 18,29 e CV = 19,74).

O resultado da calibração do sensor de CO (COB4), com o R² = 0,80, refletiu a proximidade perante aos valores encontrados em alguns estudos (Pokric et al., 2014; Chavez et al., 2015; Jiao et al., 2016; Cross et al., 2017; Castell et al., 2017; Zimmerman et al., 2018; Afshar-Mohajer et al., 2018; Zuidema et al., 2021). No quesito apenas de calibração do sensor de CO (COB4), sem a utilização de técnicas de ML, a Tabela 35 descreve os valores de R² encontrados em alguns estudos, relativos as características e/ou condições de exposição semelhantes, que podem ser comparados a esse.

Tabela 35 – Comparações com os resultados publicados utilizando o sensor COB4

Referência	Resolução temporal (min)	$egin{array}{c} \mathbf{N} \ (\mathrm{coletas}) \end{array}$	\mathbb{R}^2
Chavez et al. (2015)	15	9900*	0,92
Jiao et al. (2016)	60	2640 – 2664*	0,68
Castell et al. (2017)	15	6912*	0,36
Cross et al. (2017)	5	$21\ 533$	0,88
Zuidema et al. (2021)	NR	NR	0,97
Esse estudo	0,05	287 365	0,80

*N calculado assumindo um ciclo de trabalho de 100% ao longo de dias especificados de co-location para cada estudo; NR = Não Relatado.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao se examinar os dados de R² obtidos nas calibrações referentes aos artigos listados na Tabela 35, o valor obtido nesse estudo pode ser considerado alto, quando se mantém o foco apenas na calibração. Uma diferenciação importante entre os estudos (Castell et al., 2017; Cross et al., 2017; Zuidema et al., 2021), é que foram desenvolvidos e avaliados sob a perspectiva de modelos de interferência, ou seja, avaliando variáveis como temperatura e umidade para as devidas correções. Já os outros estudos (Chavez et

al., 2015; Jiao et al., 2016) foram avaliados sob o aspecto de usuário final, baseados na confiabilidade das especificações do *datasheet* do fabricante. Os fatores relevantes e de impacto nas métricas de desempenho dos sensores eletroquímicos, relatados pelos autores, são a resolução temporal das medições do sensor, a variabilidade local nas concentrações de poluentes e condições ambientais, que são distintas nos artigos descritos.

Quanto a utilização desse sensor em ambiente *outdoor*, realizando as coletas de modo conjunto as estações ou equipamentos de referência de monitoramento da qualidade do ar (*co-location*), utilizando as especificações do fabricante para as leituras e posterior aplicação de modelos de ML para a calibração, temos os estudos e resultados relatados na Tabela 36.

Tabela 36 – Comparações com os resultados publicados utilizando o sensor COB4 (ML)

Modelo ML	Referência	N (dados treino)	N (dados teste)	Resolução temporal	\mathbb{R}^2
RF	Borrego et al. (2016)	12,6 dias	1,4 dias	$1 \min/1 h$	0,87
RF	Zimmerman et al. (2018)	NR	1.4-15 semanas	15 min	0,91
Ridge	Esse estudo	17 dias	17 dias	0,5 s	0,80

NR = Não Relatado. Fonte: Elaborado pelo autor.

Zimmerman et al. (2018) disponibilizou o sensor em ambiente outdoor e co-location, no campus da Carnegie Mellon University, situado no bairro Oakland em Pittsburgh (PA), no período entre agosto de 2016 e fevereiro de 2017, realizando a calibração utilizando o modelo Random Forest (RF), sem a correção de temperatura e umidade, que resultou nas métricas R² = 0,91 e MBE = 0,1. Borrego et al. (2016) realizou um estudo na cidade de Aveiro (Portugal), durante duas semanas do mês de outubro/2014 e também aplicou a calibração com o modelo RF, utilizando um equipamento de referência embarcado em uma van (co-location), com as métricas resultantes em R² = 0,87, MAE = 0,18 e MBE = -0,2.

Observa-se que esse estudo gerou métricas próximas (R² = 0,80, MAE = 0,93 e MBE = 0,07) as do estudo de Borrego et al. (2016), que também não fez a correção das interferências de variáveis atmosféricas para o sensor. Porém, os modelos utilizados em ambos estudos são diferentes, sendo o *Ridge* (selecionado nesse estudo) um modelo dentro da regressão linear, apresentando uma forma de regularização da função por meio de penalidades, diferente do modelo RF, que cria uma floresta de um modo aleatório, na forma de uma combinação (*ensemble*). Contudo, avaliando sob a perspectiva de resultado das métricas de modelo de ML, a calibração aplicada para esse sensor respondeu de forma satisfatória, quando comparada as referências de resultados encontrados em ambos estudos. A variável de umidade parece não ter impactado nas leituras de CO para esse sensor.

Para o sensor de $MP_{2,5}$ e MP_{10} (Plantower 7003), foram testados duas unidades de sensores e o selecionado foi o sensor (2), que apresentou como resultados da calibração para a fração $MP_{2,5}$ $R^2 = 0.84$ e para o MP_{10} $R^2 = 0.80$. A Tabela 37 lista alguns estudos que utilizaram esse sensor, bem como a resolução temporal (min), o número de coletas (N) e as respectivas correlações (R^2).

Tabela 37 – Características dos estudos publicados utilizando o sensor 7003 (Plantower)

Referência	Resolução temporal (min)	N (coletas)
Badura et al. (2018)	1/15/60	NR
Badura et al. (2019)	1	8736*
Wang et al. (2019)	15	NR
Bulot et al. (2019)	1	$49\ 255$
Johnston et al. (2019)	NR	NR
Esse estudo	0,05	287 365

 $^{^*{\}rm N}$ calculado assumindo um ciclo de trabalho de 100% ao longo de dias especificados de co-location para cada estudo; NR = Não Relatado. Fonte: Elaborado pelo autor.

É importante destacar que há uma distinção entre os estudos (Badura et al., 2018; Badura et al., 2019; Bulot et al., 2019; Wang et al., 2019), que utilizaram a correção da interferência em relação a umidade e aplicando um fator de correção, ao contrário do estudo de Johnston et al. (2019), que se baseou no uso sem essa condição. Esses estudos relatados coletaram dados em ambientes *indoor* e *outdoor*, utilizando estações ou equipamentos de referência de monitoramento da qualidade do ar (*co-location*) e aplicaram modelos de ML ou regressão para a calibração, que seguem descritos na Tabela 38.

Tabela 38 – Comparações com os resultados publicados utilizando o sensor 7003 (ML ou regressão)

Modelo	Referência	RMSE	$rac{ ext{MP}_{2,5}}{ ext{(R^2)}}$	$rac{ ext{MP}_{10}}{ ext{(R}^2)}$
Linear Regression	Badura et al. (2018)	NR	0,83 - 0,93	_
Neural Network	Badura et al. (2019)	5,01	0,81	-
OLS Regression	Wang et al. (2019)	NR	0,72-0,78	0,43 - 0,73
Linear Regression	Bulot et al. (2019)	6,80	0,82	-
Linear Regression	Johnston et al. (2019)	$6,\!25$	0,88	-
AdaBoost	Esse estudo	$egin{array}{cccc} {f 2,35} & ({ m MP}_{2,5}) \ {f 2,82} & ({ m MP}_{10}) \end{array}$	0,84	0,80

NR = Não Relatado. Fonte: Elaborado pelo autor.

Badura et al. (2019) realizou um estudo no Observatório Meteorológico do Departamento de Climatologia e Proteção Atmosférica da Universidade de Wroclaw (Polônia), no período de um ano (agosto de 2017 e agosto de 2018), onde utilizou três unidades de sensores e dois resultaram em correlação alta, após a aplicação do modelo de ML Neural

Network e o fator de correção para a umidade, destacando-se o maior valor na unidade no $1 \text{ (R}^2 = 0.81 \text{ e RMSE} = 5.01 \text{ µg/m}^3)$ para o MP_{2,5}, com coletas realizadas no intervalo de 1 min. O estudo baseou-se no equipamento de referência TEOM 1400a (co-location).

Wang et al. (2019) utilizou a Estação de Monitoramento Ambiental de Xuhui em Xangai (China) para a alocação dos sensores em ambiente outdoor (co-location), no período de dois dias do mês de dezembro/2016 e, para os testes indoor, o período de cinco dias do mês de março de 2017. Dezessete unidades do sensor 7003 estavam disponíveis para o estudo, sendo selecionadas aleatoriamente cinco delas para participar do teste de comparação com os instrumentos de referência TEOM e GRIMM OPC (modelo 1108) em ambos ambientes. A utilização do modelo de regressão de Mínimos Quadrados Ordinários ($Ordinary\ Least\ Squares$ - OLS) avaliou as correlações lineares entre os sensores e a consistência deles em relação as leituras dos instrumentos de referência, apresentando a correlação $R^2 = 0.72 - 0.78$, com valores baixos de viés nos testes outdoor e indoor e interferências não significativas em relação a baixa umidade relativa.

No estudo de Bulot et al. (2019), realizado na cidade de Southampton (Reino Unido), no período entre março de 2018 e fevereiro de 2019, foram utilizados os sensores em uma estação de monitoramento da qualidade do ar (co-location) contendo equipamentos de referência (FDMS 8500 e TEOM 1400ab), com coletas calculadas na média de 1 minuto (intervalo de leitura de 1-6 s) somente para a variável $MP_{2,5}$. Houve a aplicação de correção de fator para a umidade. O modelo aplicado foi a regressão linear, resultando na métrica RMSE = 6.8 e $R^2 = 0.82$.

Para a análise de Badura et al. (2018), foi instalado um sensor no Observatório Meteorológico do Departamento de Climatologia e Proteção Atmosférica da Universidade de Wroclaw (Polônia) (co-location), no período de agosto de 2017 e fevereiro de 2018, onde a tendência das leituras se mostrou semelhante aos dados coletados pelo equipamento de referência (TEOM 1400a). Constatou-se uma alta relação de linearidade (utilizando o modelo de regressão linear) entre o TEOM e o sensor, para dados médios de 1 minuto, 15 minutos e 1 h ($R^2 = 0.83 - 0.89$). Algumas combinações de resolução temporal e correção dos fatores atmosféricos (Atmospheric Environment - AE) foram testadas, sendo elas com valores da média de 24 h e sem correção do AE ($R^2 = 0.93$), valores da média de 1h e sem correção do AE ($R^2 = 0.89$), valores da média de 24h e com correção do AE ($R^2 = 0.91$) e valores da média de 1h com correção AE ($R^2 = 0.91$).

Johnston et al. (2019) instalou dois sensores para coletar dados da variável $MP_{2,5}$, em duas escolas distintas e a estação de referência estava localizada a 1 km de distância. O modelo selecionado foi a regressão linear, resultando em RMSE = 6,74 e $R^2 = 0.84$ (Escola B) e RMSE = 6,25 e $R^2 = 0.87$ (Escola A).

Esse estudo utilizou dois modelos de ML para a calibração das variáveis $MP_{2,5}$ e MP_{10} , sendo eles respectivamente o AdaBoost (*Adaptive Boosting*), que são árvores de

decisão com um nível (apenas uma divisão), dando pesos iguais a todos os pontos de dados e em seguida, atribuindo pesos mais altos a pontos classificados erroneamente e o ETR, que gera profusas árvores de decisão de forma aleatória e então, por meio da combinação dos resultados de cada árvore obtém a resposta final. Após a aplicação desses modelo, os dados do sensores apresentaram alta correlação em relação aos dados da estação de referência (Congonhas), com o $R^2 = 0.84$ e RMSE = 2.35 (MP_{2,5}) e $R^2 = 0.80$ e RMSE = 2.82 (MP₁₀). Não foi realizada a correção dos fatores atmosféricos, que parecem não ter afetado a leitura do sensor para ambas variáveis. É possível afirmar que o sensor teve uma boa concordância com os dados da estação de referência (Congonhas), onde apresentou resultado das métricas próximas as encontradas nas referências dos estudos, podendo assim ser considerado calibrado e adequado para as análises dos poluentes.

Para o sensor SHT85 (Sensirion), por se tratar de um produto comercial relativamente novo no mercado (2021), não existem artigos específicos que tratem da calibração apenas dele. Park et al. (2021), utilizou o sensor para fazer a correção de umidade na calibração do sensor SPS 30 (Sensirion) de $MP_{2,5}$, comparando aos dados do equipamento de referência (TEOM) em ambiente outdoor (co-location) na Coréia do Sul, durante 33 dias. O resultado inicial foi a geração de uma série temporal rotulada pelas variáveis de entrada mencionadas ($MP_{2,5}$ do SPS 30, temperatura e umidade do SHT85) e variáveis alvo (TEOM). O estudo utilizou o modelo de Rede Neural Profunda (Deep Neural Network - DNN) otimizada para problemas de calibração e um modelo de Redes de Memória de Curto Prazo Longo (Long Short-Term Memory - LSTM), para otimizar em características dependentes do tempo. Na variável temperatura, o sensor apresentou a média = 13,96 (DP = 6,96) e a umidade com a média = 43,51 (DP = 19,45). O resultado final da correlação para o $MP_{2,5}$ a partir desse modelo híbrido foi alta ($R^2 = 0.93$), demonstrando que o sensor SHT85 ajudou na melhoria do modelo e tem uma boa linearidade.

Nesse estudo, o sensor SHT85 foi instalado próximo a estação de monitoramento de Congonhas (co-location) e comparado aos dados da estação de monitoramento do Parque Dom Pedro II, utilizando distintos modelos para a calibração das variáveis, sendo o ETR para a temperatura ($R^2 = 0.94$) e o Ridge para a umidade ($R^2 = 0.95$), indicando correlação alta e padrão de resposta linear.

Entre os meses de janeiro de 2022 e maio de 2022, durante os percursos dos ciclistas, a média de temperatura registrada pelo sensor foi de 22,9°C (DP = 2,94) e os valores mín - máx = 13 - 29°C. A umidade apresentou a média de 67,11% (DP = 11,99) e os valores mín - máx = 34 - 92%. Sobre as concentrações de MP_{2,5} registradas diretamente pelo sensor durante os percursos dos ciclistas, houve uma variação entre 8 - 53 μ g/m³, média = 20,89 μ g/m³ (DP = 3,51). Para o MP₁₀, a variação das concentrações ficaram entre 12 - 59 μ g/m³, média = 26,37 μ g/m³ (DP = 5,86). Os valores de CO, convertidos para a unidade μ g/m³, foram média = 2146,49 μ g/m³ (DP = 864,77). A média de tempo e

distância de todos os percursos foi de 75 minutos e 18,48 km.

Builes et al. (2020) avaliou as concentrações e a exposição dos ciclistas ao $MP_{2,5}$, em um circuito de 5 km e intervalos de 1h dentro do sistema de compartilhamento de bicicletas da cidade de Medellín (Colômbia) e implementaram um protocolo de monitoramento baseado em sensores de baixo custo. O estudo aconteceu entre janeiro de 2018 e julho de 2018, onde as concentrações de $MP_{2,5}$ dos percursos, foram registradas entre 3,77 - 33,26 $\mu g/m^3$ e o DP = 2,55 - 8,45, ou seja, índices menores que os registrados em SP.

Kaur et al. (2009) realizou uma campanha com rotas de deslocamentos com bicicletas no centro de Londres, durante quatro semanas (abril de 2003 e maio de 2003), afim de medir a exposição pessoal dos voluntários ao $MP_{2,5}$, partículas ultrafinas e CO, utilizando equipamentos portáteis para o monitoramento. A média da concentração para o $MP_{2,5}$ durante as rotas foi de 32,80 µg/m³ (DP = 15,80), com a temperatura média de 14°C e umidade de 74,4%. Para o CO a média foi de 0,61 ppm (DP = 0,52), a temperatura média de 14°C e a umidade média de 70,8%.

Huang et al. (2012) analisou dados de deslocamentos de ciclistas (43 percursos), com amostradores de MP_{2,5} e CO, no inverno de Pequim (China) entre dezembro de 2010 e fevereiro de 2011 (em dias úteis para evitar irregularidades no fluxo de tráfego), por duas rotas de aproximadamente 7,3 km, durante 18 dias, com duração média de 35,29 min (tráfego intenso e 32,79 min (semáforos)), encontrando a concentração média de MP_{2,5} em 49,10 µg/m³ (DP = 26,60 e mín - máx = 18,96 – 112,47 µg/m³) e a concentração média de CO em 1,90 ppm (DP = 0,55 e mín - máx = 1,00 – 3,39 ppm).

Lathouwers et al. (2021) selecionou vinte participantes com idades entre 18 e 50 anos, para deslocamentos de bicicleta em horário comercial entre novembro e dezembro de 2019 (75 percursos), durante aproximadamente 30 min, na cidade de Bruxelas (Bélgica). Foram excluídos fumantes e indivíduos com distúrbios cardiorrespiratórios. Foi realizado um TECP para entender as variáveis individuais dos voluntários. As médias registradas para a exposição ao $MP_{2,5}=13,4\pm0,7~\mu g/m^3$ e $MP_{10}=20,8\pm1,0~\mu g/m^3$.

As Tabelas 39 e 40 descrevem outros estudos (Adams et al., 2021; Kaur et al., 2005; Boogaard et al., 2009; Zuurbier et al., 2010; de Nazelle et al., 2012) relacionados as concentrações de CO e $MP_{2,5}$ respectivamente, durante os percursos com voluntários ciclistas.

Tabela 39 – Outros estudos relacionados as estimativas de concentração de CO durante a prática do ciclismo

Cidade	$egin{align} Design & ext{do} \ ext{estudo} \end{array}$	Concentração média (ppm)	Referência
Londres	Quatro voluntários com simultâneos modos de deslocamentos, incluindo bicicleta, entre abril e maio de 2003	1,1	Kaur et al. (2005)
Barcelona	Dois roteiros de ida e volta, ambos mistos de trânsito e presença de ciclovia, entre maio e junho de 2009, ao longo do dia	1,6	de Nazelle et al. (2012)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 40 – Outros estudos relacionados as estimativas de concentração de $\mathrm{MP}_{2,5}$ durante a prática do ciclismo

Cidade	$egin{align} Design & ext{do} \ ext{estudo} \end{array}$	$\begin{array}{c} Concentração\\ m\'edia\\ \left(\mu g/m^3\right) \end{array}$	Referência
Londres	Três rotas no centro, entre julho de 1999 a fevereiro de 2000 (n = 96 viagens de bicicleta)	23,5	Adams et al. (2001)
11 cidades holandesas	Ciclo simultâneo (carros e bicicletas) entre o mesmo início e fim (à tarde), em 11 grandes cidades holandesas, 12 rotas em cada cidade; duração da amostragem: 3 h/cidade (1 dia por cidade no outono/2006)	45	Boogaard et al. (2009)
Arnhem, Holanda	2h de exposição matinal na hora do <i>rush</i> de ciclistas, carros e ônibus em uma rota urbana de uma cidade de médio porte	72	Zuurbier et al. (2010)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Foram encontradas maiores médias para a concentração de $MP_{2,5}$, quando foram avaliadas as exposições dos ciclistas nos percursos em medições nas cidades de Santiago -Chile $(50.9\pm18.8 \,\mu\text{g/m}^3)$ (Suárez et al., 2014), Lisboa - Portugal $(85\pm66 \,\mu\text{g/m}^3)$ (Ramos et al., 2016), Nanquim - China (79±45,7 µg/m³) Shen et al. (2019), Curitiba - Brasil

 $(33,22\pm25,64 \ \mu g/m^3)$ Krecl et al. (2020) e Nova Delhi - Índia $(150\pm109 \ \mu g/m^3)$ Goel et al. (2015).

Ao comparar com as concentrações das rotas em SP, a média de MP_{2,5} nos percursos em Londres (Kaur et al., 2009) foi maior e a de CO menor (média de CO mensurada nos percursos pelo sensor em SP = 1,87 ppm). Os valores das concentrações de CO (ppm) encontrados por Kaur et al. (2005) e de de Nazelle et al. (2012), confluem com os valores encontrados nesse estudo. Já para o estudo de Pequim (Huang et al., 2012), a concentração média de MP_{2,5} superou 2,3 vezes a registrada na cidade de SP e a concentração média de CO encontrada, demonstra quase a mesma proporção. Já para a concentração do estudo de Bruxelas (Lathouwers et al., 2021), as médias de concentração de MP_{2.5} e MP₁₀ ficaram bem próximas as encontradas nesse estudo. Os resultados encontrados por Adams et al. (2021), Kaur et al. (2005), Kaur et al. (2009), Krecl et al. (2020) também apresentaram proximidade nas médias de concentrações de MP_{2,5}, enquanto o levantamento feito por Suárez et al. (2014) supera em 2,43 vezes, o registro de Zuurbier et al. (2010) em 3,45 vezes, o de Ramos et al. (2016) em 4,07 vezes e o de Goel et al. (2015) em 7,18 vezes. As comparações com outros estudos são difíceis devido à grande variedade de desenhos, incluindo as diferenças na simultaneidade dos deslocamentos, os tipos de equipamentos utilizados para o monitoramento, bem como a configuração específica do local de estudo, as variáveis meteorológicas e o universo amostral. Contudo, os resultados de exposição as concentrações encontrados nesse estudo, estão em consonância com parte dos estudos, que indicaram tendências gerais nos valores registrados.

Esse estudo encontrou os valores média \pm DP de FC (repouso TECP) = $89\pm16,31$ (mín - máx = 62 - 121 bpm), FC (carga TECP) = $171\pm10,57$ (mín - máx = 148 - 185 bpm), FC (percursos) = $129\pm21,83$ (mín - máx = 74 - 192 bpm), VE (repouso TECP) = $12\pm2,04$ (mín - máx = 9 - 15 L/min), VE (carga TECP) = $113\pm14,45$ (mín - máx = 91 - 136 L/min) e VE (percursos) = $49\pm20,88$ (mín - máx = 6 - 75 L/min). A correlação entre essas variáveis no TECP resultou em uma média de $R^2 = 0,97$.

Uma análise (Zuurbier et al., 2009) realizada na cidade de Arnhem (Holanda), entre junho de 2007 e junho de 2008, utilizou a relação entre FC e VE, derivadas do TECP para um grupo de 24 homens (média de idade de 42 anos) que se deslocavam de bicicleta (viagens pendulares), em uma média de 2h. A partir desses dados, foram geradas estimativas de VE para os indivíduos, nos percursos realizados. Os valores encontrados para as variáveis foram: FC = 94 bpm (mín - máx = 67 - 122 bpm), VE = 22 L/min (mín - máx = 11,6 - 29,5 L/min) e a correlação alta entre as duas variáveis (R² = 0,90). O estudo conclui que a dose inalada de poluentes atmosféricos pelos ciclistas é influenciada pela VE, sendo esse grupo o que apresentou uma carga inalatória maior, quando comparado a indivíduos que se deslocam em outros modais de transporte. Em um outro estudo (Bernmark et al., 2006) na Suécia, com o objetivo de determinar o nível de gasto de energia

e exposição à poluição do ar por meio das relações entre FC e VE (obtidas no TECP), envolveu 5 homens (20 - 32 anos) que exerciam o serviço de mensageiros, utilizando a bicicleta para os deslocamentos durante um dia de trabalho (8h). Os valores encontrados no TECP para a média da FC = 190 bpm e média da VE = 188 L/min (correlação entre FC e VE com R² = 0,93). Para os percursos, a média de VE = 31 L/min e FC = 107 bpm e concluiu que a VE durante a atividade de ciclismo foi quatro vezes superior ao valor de repouso, sugerindo que a relação de ampliação da VE resultou em maior exposição à poluição do ar pelos indivíduos. Bigazzi et al. (2014) registrou em seu estudo, os parâmetros relacionados à respiração mensurados para os ciclistas, com a média de VE estimada (percursos) em 38,95 L/min e a FC (percursos) em 113 bpm.

O estudo da cidade de SP apresentou concordância com as referências encontradas por Bernmark et al. (2006) e Bigazzi et al. (2014), apresentando a média da VE = 49 L/min nos percursos, sendo 4 vezes maior que o valor da média de repouso (12 L/min), assim como a FC mensurada, que obteve a medida de média contígua (129 bpm), confirmando a tendência entre as pesquisas.

Para avaliar as doses inaladas de particulados por ciclistas, Nyhan et al. (2014) desenvolveu um estudo na cidade de Dublin (Irlanda), em indivíduos (N = 32) com a média de idade = 26,2, em deslocamentos para o trabalho (8h às 9h), utilizando uma equação para estimar a VE a partir da FC (71,5 \pm 10,3 bpm), apresentando o valor de concentração média de exposição de MP_{2,5} = 37,1 µg/m³ e MP₁₀ = 55,2 µg/m³. As cargas inaladas calculadas foram de MP_{2,5} = 52,6 µg e MP₁₀ = 65 µg.

A pesquisa de Int Panis et al. (2010) realizada em Bruxelas (Bélgica), em ambiente com temperatura média de 19°C e umidade relativa = 59%, com voluntários (N = 21 homens, média de idade = 42,9 e deslocamentos = 15,4 min; N = 10 mulheres, média de idade = 40,9 e deslocamentos = 17,6 min) que apresentaram valores de FC = 129,6 \pm 12,8 (bpm) e VE = 59,1 \pm 13,7 (L/min), em percursos de bicicleta e carro (utilizando um SI DustTrak DRX 8534), registrando a concentração média de exposição de MP₁₀ = 18,95 µg/m³. A média da dose inalada de MP_{2,5} = 4,1 µg/km e para MP₁₀ = 9,47 µg/km.

Ramos et al. (2016) avaliou a exposição de indivíduos em rotas de 7 km com bicicletas na cidade de Lisboa, utilizando um DustTrak 8530 ao longo de 15 dias, com amostragens em cinco períodos do dia (8h, 11h, 14h, 17:30h e 21h - média de 80,2 minutos nos períodos), entre dezembro de 2013 e março de 2014 em dias não chuvosos (média de 11,7°C e umidade relativa = 74%). A concentração de exposição média aos poluentes durante todos os horários foi de 174,5 μ g/m³ (CO), 66,20 μ g/m³ (MP_{2,5}) e 76,20 μ g/m³ (MP₁₀). As cargas inaladas dos poluentes foram de CO = 48,81 μ g/km, MP_{2,5} = 21,09 μ g/km e MP₁₀ = 24 μ g/km.

As análises do estudo de Nyhan et al. (2014) obtiveram os resultados de carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) em 1,37 vezes menor e, para o poluente MP_{10} (µg), 1,79 vezes

menor. Na comparação entres os estudos de Int Panis et al. (2010) e a presente análise, os valores de carga inalada de MP_{2,5} (μg/km) e MP₁₀ (μg/km) demonstraram proximidade nos registros (4,15 μg/km e 6,23 μg/km, respectivamente para SP). Para o estudo de Ramos et al. (2016) houveram diferenças consideráveis, quando comparado aos valores encontrados em SP (concentração média de exposição ao CO foi maior no presente estudo, resultando em 2146,49 μg/m³), que apresentou a carga inalada de CO = 262,88 μg/km, superior 5,38 vezes aos registros de Lisboa. Já para os poluentes MP_{2,5} e MP₁₀, os valores registrados em SP foram 5,08 e 3,85 vezes menores, respectivamente, comportamento que pode estar fortemente relacionado às condições meteorológicas de Lisboa, em que alguns dos parâmetros podem ter favorecido o aumento dos índices de poluição (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022b).

Em concordância, esses estudos sugerem que considerar a VE para estimar o volume de carga inalada, tem potencial para uma melhor avaliação aos efeitos da exposição à poluição do ar. Outras análises (Peters et al., 2004; McKevitt et al., 2007) compararam a exposição e a carga inalada de poluentes em indivíduos que se deslocavam de bicicleta, concluindo que o exercício físico potencializa a VE e, consequentemente, eleva o volume de ar aspirado, proporcionando mais contato das vias aéreas com os elementos suspensos. Também foi avaliada a associação entre a exposição aos poluentes e os sintomas de doenças cardíacas (infarto do miocárdio), tendo maior prevalência em usuários de bicicletas, quando comparado a grupos que se deslocam em outros modais de transporte.

Embora exista a necessidade de estudos adicionais, a associação entre as concentrações dos poluentes e as cargas inaladas pelos indivíduos evidenciaram que os registros da FC e as equações de regressão conseguiram registrar as variações durantes os percursos durante os períodos, permitindo as estimativas da VE e, finalmente, seus possíveis efeitos advindos da exposição à poluição e as cargas inaladas.

Os valores de RR encontrados para os voluntários nesse estudo, indicam que os riscos da poluição do ar não anularam os benefícios à saúde nos deslocamentos registrados, sendo a média de $MP_{2,5} = 20,89 \,\mu g/m^3$ (registrada nos percursos) e a média de concentração de fundo de $MP_{2,5} = 16,17 \,\mu g/m^3$ (cidade de SP). Tainio et al. (2016) cita em seu estudo que, mesmo em áreas com altos níveis de concentrações de $MP_{2,5}$ (exemplo de 100 $\mu g/m^3$ e deslocamento com bicicleta de até 1h15min por dia), levará à redução líquida de mortalidade por todas as causas. Outros estudos epidemiológicos (Matthews et al., 2007; Andersen et al., 2015) encontraram significância estatística nos efeitos protetores da atividade física, mesmo em ambientes com elevada poluição do ar. Contudo, três voluntários desse estudo apresentaram o limite para o RR de até 2,5 h em seus percursos, para que os riscos da atividade física não superassem os benefícios à saúde. Os benefícios das viagens ativas geralmente superam os riscos à saúde e, portanto, devem ser mais incentivados e, sendo assim, a promoção do ciclismo justifica-se na grande maioria desses

ambientes.

As limitações desse estudo se deram no advento da pandemia do COVID-19, que impactou na redução do tempo de coleta dos dados e na seleção da quantidade de voluntários, que ficaram restritos as análises em duas estações do ano (verão e outono) e com isso, não abrangendo um gradiente maior de variação de temperatura e umidade e seus possíveis impactos nas concentrações dos poluentes.

Conclusão

A hipótese testada nesta tese é válida, ou seja, a exposição dos voluntários ciclistas às emissões de poluentes do ar pode ser mensurada por equipamento com sensores de baixo custo, calibrados a partir dos dados de estações tradicionais de monitoramento da qualidade do ar e, posteriormente, estimar a VE por meio de regressão linear utilizando os registros de FC nos percursos. A partir disso, calculou-se a carga inalada de poluentes e foi modelada a expectativa do RR de cada indivíduo. Esse resultado, demonstrou a associação entre os valores da concentração de background, microambiente (sensores) e o tempo de deslocamento, que apresentam forte influência no valor final do fator RR.

A principal contribuição se deu na análise dos microambientes de poluição do ar envolvidos nos percursos dos voluntários, coletados pelos sensores que foram calibrados utilizando modelos de ML, o que possibilitou a seleção de algoritmos que entregaram admissíveis resultados de calibração e correlação dos dados. Com isso, foi possível avaliar o RR, apoiado na concentração média de MP_{2,5} mensurada e a duração média dos percursos. Nesse sentido, os sensores de baixo custo e a sua característica de portabilidade, podem ser utilizados para avaliar os reais riscos à exposição de poluentes urbanos em indivíduos que se deslocam de bicicleta, bem como em habitantes das cidades, dado que a dose inalada depende do local de moradia, do tráfego regional e de hábitos dos diversos segmentos da população.

Os poucos estudos de absorção de poluição por ciclistas sugerem que as doses inaladas de $MP_{2,5}$ são desproporcionalmente maiores para esse tipo de transporte, quando comparadas a outros modais, ocorrendo o mesmo para doses de ingestão de poluentes gasosos (a exemplo do CO). Mas mesmo diante dessa exposição, o esforço físico reduz o risco relativo de morte por todas as causas. Os benefícios à saúde, resultantes do deslocamento com bicicleta, superam os impactos resultantes da inalação de poluentes, em especial do material particulado fino.

Promover o ciclismo para viagens curtas é uma opção de política pública para satisfazer um crescente interesse da cidade de SP, em que os problemas de poluição do

ar são persistentes. Uma mudança de modal para o transporte ativo tem um grande impacto socioambiental, incluindo a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), redução das concentrações de poluentes atmosféricos e aumento da atividade física. No entanto, os ciclistas estão mais expostos a esses contaminantes, provenientes do tráfego circundante e sobretudo sabendo que o aumento da VE resulta em maiores doses inaladas de poluentes. Considerando os impactos positivos à saúde, meio ambiente e social, resultantes do deslocamento ativo, o ciclismo não deve ser desconsiderado. Este estudo têm o potencial de encorajar os formuladores de políticas públicas a expandir a infraestrutura de ciclismo para promover segurança e deslocamento saudável para a população. As ciclovias devem prover o menor contato com o tráfego motorizado e os ciclistas devem ser incentivados a selecionar rotas pendulares com menos exposição aos poluentes e se deslocar fora dos horários de pico. Qualquer medida que aumente a distância entre ciclistas e escapamentos ajudará a reduzir a carga de contato, o que consequentemente proporcionará a melhoria da qualidade de vida.

O advento da era 5G e o desenvolvimento de dispositivos vestíveis (wearables) vão tornar mais precisas as medições individuais nos microambientes e informar, em tempo real, o risco da exposição aos poluentes e a dose inalada de $MP_{2,5}$, que poderão ser corroborados em futuros trabalhos.

Referências Bibliográficas

Adams, H. S. et al. Fine particle $(PM_{2.5})$ personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Sci. Total Environ.*, v. 279, p. 29–44, 2021.

Afshar-Mohajer, N. et al. Evaluation of low-cost electro-chemical sensors for environmental monitoring of ozone, nitrogen dioxide, and carbon monoxide. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, v. 15:2, p. 87–98, 2018.

Aguiar, E. F. K. et al. Calibração de sensores de baixo custo para monitoramento da qualidade do ar no distrito federal. *Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília*, v. 1, 2014.

Ainsworth, B. E. et al. Compendium of physical activities: an update of activity codes and met intensities. *Med. Sci. Sports Exerc.*, v. 2, p. S498–504, 2000.

Al-Kindi, S. G. et al. Environmental determinants of cardiovascular disease: lessons learned from air pollution. *Nat. Rev. Cardiol.*, v. 17(10), p. 656–672, 2020.

Aleixandre, M.; Gerboles, M. Review of small commercial sensors for indicative monitoring of ambient gas. *Chem. Eng. Trans.*, v. 30, p. 169–17, 2012.

Alfano, B. et al. A review of low-cost particulate matter sensors from the developers' perspectives. *Sensors*, v. 20(23), n. 6819, 2020.

Alphasense Ltd. *Technical Specification*. Great Notley, Reino Unido: [s.n.], 2019. Disponível em: https://www.alphasense.com/wp-content/uploads/2019/09/CO-B4.pdf. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Amedtec Medizintechnik Aue GmbH. AMEDTEC ECGpro V. 5.10.003 (HESBKG V.16 2-14 a). Aue, Alemanha: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.amedtec.de/en/ecgpro-data-management-hospitals.html>. Acesso em: 18 de mai. de 2022.

American Thoracic Society and American College of Chest Physicians. ATS/ACCP statement on cardiopulmonary exercise testing. Am. J. Respir. Crit. Care Med., v. 167(2), p. 211–77, 2003.

Amâncio, T. C. L.; Nascimento, C. F. L. Asma e poluentes ambientais: um estudo de séries temporais. Revista da Associação Médica Brasileira, v. 58, n. 3, p. 302–7, 2012.

Analitis, A. et al. Short-term effects of ambient particles on cardiovascular and respiratory mortality. *Epidemiology*, v. 17, p. 230–3, 2006.

Andersen, Z. J. et al. A study of the combined effects of physical activity and air pollution on mortality in elderly urban residents: the Danish diet, cancer, and health cohort. *Environ. Health Perspect.*, v. 123(6), p. 557–563, 2015.

Anderson, J.; Thundiyil, J.; Stolbach, A. Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of Medical Toxicology*, v. 8, n. 2, p. 166–175, 2012.

Arfire, A.; Marjovi, A.; Martinoli, A. Model-based rendezvous calibration of mobile sensor networks for monitoring air quality. *IEEE SENSORS*, n. 1, 2015.

Artaxo, P. et al. Aerosol particles in Amazonia: Their composition, role in radiation balance, cloud formation and nutrient cycles. *LBA Synthesis Book Chapter B6*, *American Geophysical Union (AGU) Book Series Amazonia and Global Change series*, n. 2008BK000778, 2008.

Astrand, I.; Engstrom, J.; Ovrum, P. Exposure to xylene and ethylbenzene: I. Uptake, distribution and elimination in man. *Scandinavian Journal of Work and Environmental Health*, v. 4, p. 185–194, 1978.

Astrand, I. et al. Uptake of solvents from the lungs. British Journal of Industrial Medicine, v. 42(4), p. 217–218, 1985.

Austin, E. et al. Laboratory evaluation of the shinyei PPD42NS low-cost particulate matter sensor. *PLOS ONE*, n. 10(9), p. 1–17, 2015.

Azevedo, T. R. Os climas na cidade de São Paulo: teoria e prática. [S.l.]: São Paulo: Pró-Reitoria de Cultura e Extensão. Universidade de São Paulo: Laboratório de Climatologia. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo, GeoUSP - Coleção Novos Caminhos, 4, 2001.

Azmi, S. Z. et al. Trend and status of air quality at three different monitoring stations in the Klang Valley, Malaysia. *Air Qual. Atmos. Health*, n. 3, p. 53–64, 2010.

Badura, M. et al. Evaluation of low-cost sensors for ambient $PM_{2.5}$ monitoring. J. Sens., v. 2018, 2018.

Badura, M. et al. Regression methods in the calibration of low-cost sensors for ambient particulate matter measurements. SN. Appl. Sci. 1, v. 622, 2019.

Baron, R.; Saffel, J. Amperometric gas sensors as a low cost emerging technology platform for air quality monitoring applications: a review. ACS Sens 2 (11), p. 1553–1566, 2017.

Barsan, N.; Koziej, D.; Weimar, U. Metal oxide-based gas sensor research: How to? *Science*, n. 121(1), p. 18–35, 2007.

Bartonova, A. et al. On the robustness of field calibration for smart air quality monitors. Sensors and Actuators B: Chemical, v. 310:127869, 2020.

Bauerová, P. et al. Small air quality sensors: In vivo testing of electrochemical cairpol sensors in comparison to reference measurement. *Ecol. Environ.*, v. 230, p. 343–354, 2018.

Bernmark, E. et al. Bicycle messengers: energy expenditure and exposure to air pollution. *Ergonomics*, v. 49, p. 1486–1495, 2006.

Bigazzi, A. Y. et al. Review of urban bicyclists' intake and uptake of traffic-related air pollution. *Transport Reviews*, v. 34, n. 2, p. 221–245, 2014.

Boogaard, H. et al. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmos. Environ.*, v. 43, p. 4234–4242, 2009.

Borrego, C. et al. Assessment of air quality microsensors versus reference methods: The EuNetAir joint exercise. *Atmos. Environ.*, v. 147, p. 246–263, 2016.

Borrego, C. et al. Challenges for a new air quality directive: The role of monitoring and modelling techniques. *Urban Clim.*, v. 14, p. 328–341, 2015.

Bossche, J. et al. Opportunistic mobile air pollution monitoring: a case study with city wardens in Antwerp. *Atmos. Environ.*, v. 141, p. 408–421, 2016.

Braga, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.* 2. ed. [S.l.]: São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 168-20 p.

Brait, C. H. H. Monitoramento ambiental de metais utilizando biomonitores e sistema passivo de coleta de poluentes. Tese (Doutorado) — Universidade Federal de Goiás. Programa de doutorado em Ciências Ambientais, 2008.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 03, de 28/06/1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos noPRONAR. 1990.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 491, de 19/11/2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. 2018.

Brasil. Ministério da Infraestrutura. Secretaria Nacional de Trânsito. Estatísticas da frota de veículos. 2021. Disponível em: https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/transito/conteudo-denatran/estatisticas-frota-de-veiculos-senatran. Acesso em: 03 de jun. de 2021.

Bretschneider, B.; Kurfürst, J. Air Pollution Control: Technology. Holanda: Elsevier: Amsterdam, 1987.

Brook, R. D. et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. American Heart Association Council on Epidemiology and Prevention, Council on the Kidney in Cardiovascular Disease, and Council on Nutrition, Physical Activity and Metabolism, v. 121(21), p. 2331–78, 2010.

Brown, J. S.; Zeman, K. L.; Bennett, W. D. Ultrafine particle deposition and clearance in the healthy and obstructed lung. *Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, n. 166(9), p. 1240–1247, 2002.

Brynda, P. et al. Trafficsensnet sensor network for measuring emissions from transportation. *Procedia Eng.*, n. 120, p. 902907, 2015.

Buehler, C. et al. Stationary and portable multipollutant monitors for high-spatiotemporal-resolution air quality studies including online calibration. *Atmos. Meas. Tech.*, v. 14, p. 995–1013, 2021.

Builes, A. et al. Hotspots, daily cycles and average daily dose of PM_{2.5} in a cycling route in Medellin. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, n. 96, p. 87–99, 2020.

Bulot, F. M. J.; Johnston, S. J.; Basford, P. J. Long-term field comparison of multiple low-cost particulate matter sensors in an outdoor urban environment. *Sci. Rep.* 9, n. 7497, 2019.

Bulot, F. M. J. et al. Long-term field comparison of multiple low-cost particulate matter sensors in an outdoor urban environment. Sci. Rep. 9, v. 7497, 2019.

Burton, M. R.; Sawyer, G. M.; Granieri, D. Deep carbon emissions from volcanoes. *Reviews in Mineralogy and Geochemistsy*, v. 75, p. 323–354, 2013.

Báthory, C. et al. Low-cost monitoring of atmospheric PM—development and testing. *Journal of Environmental Management*, v. 34, n. 111958, 2022.

Bílek, J. et al. Field test of mini photoionization detector-based sensors—monitoring of volatile organic pollutants in ambient air. *Environments*, v. 9, n. 49, 2022.

Canova, C. et al. PM_{10} -induced hospital admissions for asthma and chronic obstructive pulmonary disease the modifying effect of individual characteristics. *Epidemiology*, v. 23, n. 4, p. 607–615, 2012.

Castell, N. et al. Real-world application of new sensing technologies for air quality monitoring. ETC/ACM Technical Paper, 2013/16, 2013.

Castell, N. et al. Can commercial low cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*, n. 99, p. 293–302, 2017.

Cavalcanti, P. M. S. Avaliação dos Impactos Causados na Qualidade do Ar pela Geração Termelétrica. Tese (Doutorado) — COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2003.

Central Pollution Control Board (CPCB). *Board Network*. Índia: [s.n.], 2022. Disponível em: https://cpcb.nic.in. Acesso em: 23 de fev. de 2022.

Chai, T.; Draxler, R. R. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, n. 7(3), p. 1247–1250, 2014.

Chattopadhyay, S. Comparing heart rate variability with polar H10 sensor and pulse rate variability with LYFAS: A novel study. *Journal of Biomedical Engineering and Technology*, v. 9, n. 1, p. 1–9, 2021.

Chavez, D. M. et al. A low-cost, rapid-deployment and energy-autonomous wireless sensor network for air quality monitoring. *International Conference on Sensing Technology*, p. 122127, 2015.

Chen, T.; Guestrin, C. Xgboost: A scalable tree boosting system. In Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining, KDD. Association for Computing Machinery, New York, NY, USA, p. 785–794, 2016.

Cheng, Y. et al. Aircloud: A cloud-based air-quality monitoring system for everyone. *In Proceedings of the 12th ACM Conference on Embedded Network Sensor Systems, SenSys*, New York, NY, USA, n. 15(10), p. 27283–27302, 2014.

Chock, D. P.; Terrell, T. R.; Levitt, S. B. Time-series analysis of riverside, California air quality data. *Atmospheric Environment* (1967), n. 9(11), p. 978–989, 1975.

Cirqueira, S. S. R. et al. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Estudos Avançados, v. 35(102), 2021.

Collier-Oxandale, A. et al. Field and laboratory performance evaluations of 28 gas-phase air quality sensors by the AQ-SPEC program. *Atmos. Environ.*, v. 220, p. 117092, 2020.

Colls, J. Air Pollution. Spon Press, n. 0-20347-602-6, 2002.

Comini, E.; Faglia, G.; Sberveglieri, G. Solid State Gas Sensing. New York, NY: Springer, 2009.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Legislação Federal (Leis e Decretos), Série Documentos. 1994.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Emissões Veiculares. 2020a. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2022/03/Relatorio-Emissoes-Veiculares-2020.pdf. Acesso em: 01 de mai. de 2021.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Mapa da qualidade do ar.* 2021a. Disponível em: https://servicos.cetesb.sp.gov.br/qa. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Mapa da qualidade do ar.* 2021b. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar>. Acesso em: 22 de mar. de 2021.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Redes de Monitoramento*. 2021c. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/ar/redes-de-monitoramento. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2020. 2021d. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2021/05/Relatorio-de-Qualidade-do-Ar-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf. Acesso em: 01 de mai. de 2022.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Dados horários*. 2022a. Disponível em: https://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/php/ar_dados_horarios.php. Acesso em: 23 de fev. de 2022.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Poluentes*. 2022b. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes. Acesso em: 23 de mai. de 2022.

Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo. *Mapa de Infraestrutura Cicloviária*. 2021. Disponível em: http://www.cetsp.com.br/consultas/bicicleta/mapa-de-infraestrutura-cicloviaria.aspx. Acesso em: 24 de mai. de 2021.

Concas, F. et al. Low-cost outdoor air quality monitoring and sensor calibration: A survey and critical analysis. *ACM Trans. Sens. Netw.*, n. 17, p. 1–44, 2021.

Conhecimento científico. *Poluentes primários e secundários*. 2021. Disponível em: https://conhecimentocientífico.com/poluicao-do-ar-poluicao-atmosferica. Acesso em: 24 de mar. de 2021.

- Cordero, J. M.; Borge, R.; Narros, A. Using statistical methods to carry out in field calibrations of low cost air quality sensors. *Sensors and Actuators B: Chemical*, n. 267, p. 245–254, 2018.
- Costa, V. B. S. Biomonitoramento da arborização em áreas urbanas: caracteres vegetais como indicadores de poluição atmosférica. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Pernambuco UFPE, Departamento de Ciências Geográficas, Pernambuco, PE, Brasil, 2018.
- Cowell, N. et al. Field calibration and evaluation of an internet-of-things-based particulate matter sensor. *Front. Environ. Sci.*, v. 9:798485, 2022.
- Crilley, L. R. et al. Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmos. Meas. Tech.*, v. 11, p. 709–720, 2018.
- Cross, E. S. et al. Use of electrochemical sensors for measurement of air pollution: correcting interference response and validating measurements. *Atmos. Meas. Tech.*, v. 10, p. 3575–3588, 2017.
- Cruz, R. et al. Traffic-related air pollution and endurance exercise: Characterizing non-targeted serum metabolomics profiling. *Environ. Pollut.*, v. 291, 2021.
- Csanády, G. A.; Filser, J. G. The relevance of physical activity for the kinetics of inhaled gaseous substances. *Archives of Toxicology*, v. 74(11), p. 663–672, 2001.
- Daigle, C. C. et al. Ultrafine particle deposition in humans during rest and exercise. *Inhalation Toxicology*, v. 15(6), p. 539–552, 2003.
- De Hartog, J. J. et al. Do the health benefits of cycling outweigh the risks? *Environ. Health Perspect.*, v. 118, p. 1109–1116, 2010.
- de Nazelle, A. et al. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. *Atmos. Environ.*, p. 151–159, 2012.
- de Nazelle, A. et al. Improving estimates of air pollution exposure through ubiquitous sensing technologies. *Environ. Pollut.*, v. 176, p. 92–99, 2013.
- De Pauw, K. et al. Guidelines to classify subject groups in sport-science research. *Int. J. Sports Physiology and Performance*, v. 8(2), p. 111–122, 2013.
- Dejan. DIY Air Quality Monitor PM_{2.5}, CO₂, VOC, Ozone, Temp Hum Arduino Meter. 2022. Disponível em: https://howtomechatronics.com/projects/diy-air-quality-monitor-pm2-5-co2-voc-ozone-temp-hum-arduino-meter. Acesso em: 13 de mar. de 2022.
- Delmelle, P.; Stix, J. Volcanic gases. *Encyclopedia of volcanoes, Academic Press, San Diego*, p. 803–816, 2000.
- Department for Environment Food Rural Affairs (UK). *Monitoring Networks*. 2011. Disponível em: https://uk-air.defra.gov.uk/networks. Acesso em: 23 de fev. de 2022.
- Dons, E. et al. Impact of time-activity patterns on personal exposure to black carbon. *Atmos. Environ.*, v. 45(21), p. 3594–3602, 2011.

Dons, E. et al. Personal exposure to black carbon in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, p. 392–98, 2012.

Doorley, R. et al. Quantifying the health impacts of active travel: assessment of methodologies. *Transp. Rev.*, p. 1–24, 2015.

Drajic, D.; Gligoric, N. Reliable low-cost air quality monitoring using off-the-shelf sensors and statistical calibration. *Elektrotechnika*, v. 26, p. 32–41, 2020.

Durand, M. et al. Elevated trace element output in urine following acute volcanic gas exposure. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, v. 134(1-2), p. 139–148, 2004.

Dutheil, F. et al. COVID-19 as a factor influencing air pollution? *Environmental Pollution*, v. 263, n. 114466, 2020.

Elen, B. et al. The Aeroflex: a bicycle for mobile air quality measurements. Sensors (Suíça), v. 13(1), p. 221–240, 2013.

Elshorbany, Y. F. et al. Status of air quality in the united states during the COVID-19 pandemic: A remote sensing perspective. *Remote Sens.*, n. 13, p. 369, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3390/rs13030369. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Ergoline GmbH. Ergoselect 100. Bitz, Alemanha: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.ergoline.com/en/__productdetails/artn-ergoselect-100.html. Acesso em: 18 de mai. de 2022.

Esposito, S. et al. Dynamic neural network architectures for on field stochastic calibration of indicative low cost air quality sensing systems. *Sensors and Actuators B: Chemical*, n. 231, p. 701–713, 2016.

European Commission. Directive~1996/62/CE. 1996. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/consleg/1996/L/01996L0062-20031120-en.pdf. Acesso em: 22 de mar. de 2021.

European Commission. *Directive 2004/107/CE*. 2004. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32004L0107. Acesso em: 22 de mar. de 2021.

European Commission. Directive~2008/50/CE. 2008. Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32008L0050. Acesso em: 22 de mar. de 2021.

European Commission. Guide for Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. 2010. Disponível em: https://environment.ec.europa.eu/topics/air_en. Acesso em: 22 de mar. de 2021.

European Commission. Measuring air pollution with low-cost sensors. 2022. Disponível em: https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/Brochure%20lower-cost%20sensors.pdf. Acesso em: 04 de mar. de 2022.

Evans, S. Coronavirus set to cause largest ever annual fall in CO₂ emissions. 2020. Disponível em: https://www.carbonbrief.org/ analysis-coronavirus-set-to-cause-largest-everannual-fall-in-co₂-emissions>. Acesso em: 02 de mai. de 2021.

- Faiz, A.; Weaver, C. S.; Walsh, M. P. Air pollution from motor vehicles: standards and technologies for controlling emissions. *The World Bank: Washington*, 1996.
- Feenstra, B. et al. Performance evaluation of twelve low-cost PM_{2.5} sensors at an ambient air monitoring site. *Atmos. Environ.*, v. 216, p. 116946, 2019.
- Filley, G. F.; MacIntosh, D. J.; Wright, G. W. Carbon monoxide uptake and pulmonary diffusing capacity in subjects at rest and during exercise. *Journal of Clinical Investigation*, v. 33(4), p. 530–539, 1954.
- Fine, G. F. et al. Metal oxide semi-conductor gas sensors in environmental monitoring. *Sensors* 10, v. 5469, 2010.
- Finlayson-Pitts, B. J. et al. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. San Diego, CA: [s.n.], 2000. Academic Press Inc.
- Flannery, T. Os Senhores do Clima. Rio de Janeiro: Record, 2007.
- Freitas, S. R. Modelagem numérica da composição química da atmosfera e seus impactos no tempo, clima e qualidade do ar. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n. 2, p. 188–207, 2009.
- Freund, Y.; Schapire, R. E. Experiments with a new boosting algorithm. *In Proceedings of the Thirteenth International Conference on International Conference on Machine Learning*, Morgan Kaufmann Publishers Inc, San Francisco, CA, USA, n. 29(5), p. 148–156, 1996.
- Friedman, J. H. Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics*, n. 29(5), p. 1189–1232, 2001.
- Frondizi, C. A. *Monitoramento da qualidade do ar: teoria e prática.* [S.l.]: Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 276 p. ISBN 9788576501329.
- Fruin, S.; Winer, A. M.; Rodes, C. E. Black carbon concentrations in California vehicles and estimation of in-vehicle diesel exhaust particulate matter exposure. *Atmos. Environ.*, v. 38(25), p. 4123–4133, 2004.
- Gaisky, P. V. et al. Using arduino GPS modules for navigation control and monitoring. *Institute of Natural and Technical System*, Sevastopol, Rússia, 2020.
- Gama, J. et al. A survey on concept drift adaptation. *ACMComput. Surv.*, n. 46(4), p. 1–44, 2014.
- Gao, Y. et al. Mosaic: A low-cost mobile sensing system for urban air quality monitoring. In IEEE INFOCOM 2016 - The 35th Annual IEEE International Conference on Computer Communications, San Francisco, CA, USA, p. 1–9, 2016.
- Gauderman, W. J. et al. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet*, v. 369 (9561), p. 571–577, 2007.
- Gavinier, S.; Nascimento, C. F. L. Poluentes atmosféricos e internações por acidente vascular encefálico. Ambiente & Água An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, SP, Brasil, v. 9, n. 3, 2014.

Geratherm Respiratory GmbH. *Blue Cherry V1.3.3.1*. Kissingen, Alemanha: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.geratherm-respiratory.com/blue-cherryr. Acesso em: 18 de mai. de 2022.

Gerboles, M. et al. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. Part B: NO, CO and CO₂. Sensors and Actuators B: Chemical, v. 238, p. 706–715, 2017.

Giles, L. V.; Koehle, M. S. The health effects of exercising in air pollution. *British Medical Journal*, v. 44, p. 223–49, 2014.

Gilgen-Ammann, R. et al. RR interval signal quality of a heart rate monitor and an ECG Holter at rest and during exercise. Eur. J. Appl. Physiol., v. 119(7), p. 1525–1532, 2019.

Goel, R. et al. On-road $PM_{2.5}$ pollution exposure in multiple transport microenvironments in Delhi. *Atmos. Environ.*, v. 123, p. 129–138, 2015.

Gomes, R. Determinação da concentração de ácidos orgânicos presentes nos aerossóis coletados na região amazônica. *PUC-RJ*, *Departamento de Química*, *Relatório Final de Iniciação Científica*, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2015.

Gouveia, N. et al. Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. Rev. Saúde Pública, v. 51:117, 2017.

Gouveia, N. et al. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no município de são paulo. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, v. 22, n. 12, p. 2669–77, 2006.

Greater London Authority. Guide for monitoring air quality in London. 2018. Disponível em: https://www.london.gov.uk/sites/default/files/air_quality_monitoring_guidance_january_2018.pdf>. Acesso em: 23 de fev. de 2022.

Guarnieri, M.; Balmes, J. R. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet*, v. 383(9928), p. 1581–1592, 2014.

Guidotti, R. et al. A survey of methods for explaining black box models. *ACM Comput. Surv.*, n. 51(5), 2018.

Hagler, G. S. W.; Solomon, P. A.; Hunt, S. W. New technology for low-cost, real-time air monitoring. *Magazine - Air Waste Management Association*, 2013.

Hangzhou ZhongKe Microelectronics CO. Ltd. *ATGM336H-5N User Manual*. China: [s.n.], 2015. Disponível em: https://www.icofchina.com/d/file/xiazai/2016-12-05/b5c57074f4b1fcc62ba8c7868548d18a.pdf. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Harrison, R. M.; Yin, J. Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? *Science of The Total Environment*, n. 249(1–3), p. 85–101, 2000.

Hasenfratz, D. et al. Sensing the air we breathe – The OpenSense Zurich dataset. *In Proceedings of the 26th International Conference on Artificial Intelligence (AAAI)*, Toronto, Canadá, 2012b.

Hasenfratz, D. et al. Pushing the spatio-temporal resolution limit of urban air pollution maps. *IEEE International Conference on Pervasive Computing and Communications* (PerCom), Budapest, Hungary, p. 69–77, 2014.

Hasenfratz, D. et al. Deriving high-resolution urban air pollution maps using mobile sensor nodes. *Pervasive Mob. Comput.*, v. 16, p. 268–285, 2015.

Hasenfratz, D. et al. Participatory air pollution monitoring using smartphones. *In Proceedings of the 2nd International Workshop on Mobile Sensing. Academic Press*, Beijing, China, p. 1–5, 2012a.

Helm, J. et al. Low-cost chamber design for simultaneous CO₂ and O₂ flux measurements between tree stems and the atmosphere. *Tree physiology*, v. 41, p. 1767–1780, 2021.

Hinde, K. et al. Wearable devices suitable for monitoring twenty four hour heart rate variability in military populations. *Sensors*, v. 21(4), p. 1061, 2021.

Hinds, W. C. Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles. 1999. New York: Wiley-Interscience.

Hu, K. et al. Hazeest: Machine learning based metropolitan air pollution estimation from fixed and mobile sensors. *IEEE Sensors Journal*, n. 17(11), p. 3517–3525, 2017.

Huang, J. et al. Comparisons of personal exposure to $PM_{2.5}$ and CO by different commuting modes in Beijing, China. *Sci. Total Environ.*, v. 425, p. 52–9, 2012.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação. 2021. Disponível em: <<https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_População/Estimativas_2021/estimativa_dou_2021.pdf>. Acesso em: 12 de set. de 2021.

Instituto de Energia e Meio Ambiente. 1º Diagnóstico da rede de monito-ramento da qualidade do ar no Brasil. São Paulo, SP, Brasil: [s.n.], 2014. Disponível em: http://energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2014/01/1-diagnostico-da-rede-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil.pdf. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Instituto de Energia e Meio Ambiente. *Plataforma Qualidade do Ar. Mapa de estações de monitoramento*. São Paulo, SP, Brasil: [s.n.], 2021. Disponível em: http://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Instituto de Saúde e Sustentabilidade. *Monitoramento de qualidade do ar no Brasil.* São Paulo, SP, Brasil, 2014. Disponível em: https://www.saudeesustentabilidade.org.br/ publicacao/pesquisa-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil>. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Instituto de Saúde e Sustentabilidade. *Monitoramento de qualidade do ar no Brasil*. São Paulo, SP, Brasil, 2019. Disponível em: https://saudeesustentabilidade.org.br/ publicacao/analise-do-monitoramento-de-qualidade-do-ar-no-brasil-2019>. Acesso em: 23 de mai. de 2021.

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. *Gráficos Climatológicos*. 2022a. Disponível em: https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/SP/83781>. Acesso em: 14 de mar. de 2022.

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. Condições de tempo registradas nas capitais. 2022b. Disponível em: https://tempo.inmet.gov.br/CondicoesTempoRegistradas. Acesso em: 14 de mar. de 2022.

Int Panis, L. et al. Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environment*, v. 44(19), p. 2263–2270, 2010.

International Commission on Radiological Protection Task Group - ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. *Annals of the ICRP*, v. 24(1–3), p. 1–480, 1994.

International Energy Agency. IEA. Global Energy Review. 2020. Disponível em: https://www.iea.org/reports/global-energy-review-2020. Acesso em: 02 de mai. de 2021.

International Laboratory for air Quality and Health - ILQD. Knowing Our Ambient Local Air Quality. Queensland, Austrália: [s.n.], 2019.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Emissions Gap Report. 2018.

Janssen, S. et al. Land use to characterize spatial representativeness of air quality monitoring stations and its relevance for model validation. *Atmos Environ.*, n. 59, p. 492–500, 2012.

Jarvis, D. et al. The european community respiratory health survey ii. Eur. Respir. J., v. 20, p. 1071–1079, 2002.

Jiang, Y. et al. On-field test and data calibration of a low-cost sensor for fine particles exposure assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 211, n. 111958, 2021.

Jiao, W. et al. Community air sensor network (CAIRSENSE) project: evaluation of low-cost sensor performance in a suburban environment in the southeastern United States. *Atmos. Meas.*, Tech 9 (11), p. 5281–5292, 2016.

Johnston, S. J. et al. City scale particulate matter monitoring using lorawan based air quality iot devices. *Sensors*, v. 19, n. 1, 2019.

Kalantar-Zadeh, K.; Fry, B. Nanotechnology-enabled Sensors. [S.l.]: Springer US, 2008.

Kaur, S. et al. Personal exposure of street canyon intersection users to $PM_{2.5}$, ultrafine particle counts and carbon monoxide in central. London, UK. *Atmos. Environ.*, v. 39, p. 3629–3641, 2005.

Kaur, S. et al. Determinants of personal exposure to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and CO in a transport microenvironment. *Environ. Sci. Technol.*, v. 4313, p. 4737–4742, 2009.

Keyestudio. KS0413 keyestudio ESP32 Core Board. 2022. Disponível em: ">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio.com/KS0413_keyestudio_ESP32_Core_Board>">https://wiki.keyestudio_ESP32_Core_Board>">

Kim, S.; Kim, H. A new metric of absolute percentage error for intermittent demand forecasts. *International Journal of Forecasting*, v. 32, p. 669–679, 2016.

Krecl, P. et al. Cyclists' exposure to air pollution under different traffic management strategies. *Sci. Total Environ.*, v. 723, n. 138043, 2020.

Kulmala, M. Build a global earth observatory. 2018. Disponível em: https://www.nature.com/articles/d41586-017-08967-y. Acesso em: 30 de mar. de 2022.

Kulmala, M. et al. A new feedback mechanism linking forests, aerosols, and climate. *Atmos. Chem. Phys.*, n. 4(2), p. 557–562, 2004.

Kumagai, S.; Matsunaga, I. A lung model describing uptake of organic solvents and roles of mucosal blood flow and metabolism in the bronchioles. *Inhalation Toxicology*, v. 12(6), p. 491–510, 2000.

Kumar, N. et al. Britter the rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ. Int.*, v. 75, p. 199–205, 2015.

Kuula, J. et al. Laboratory evaluation of particle-size selectivity of optical low-cost particulate matter sensors. *Atmos. Meas. Tech.*, v. 13, p. 2413–2423, 2020.

Lacava, C. I. V. Emissões atmosféricas. cap. 2. avaliação da qualidade do ar. *Universidade Federal do Paraná - UFPR*, 2003.

Langrish, J. P. et al. Reducing personal exposure to particulate air pollution improves cardiovascular health in patients with coronary heart disease. *Environmental Health Perspectives*, v. 120, n. 3, p. 367–372, 2012.

Lathouwers, E. et al. Respiratory ventilation and inhaled air pollution dose while riding with a conventional and an electric-assisted cycle along routes with different elevation profiles. *Journal of Transport Health*, v. 22, p. 101132, 2021. ISSN 2214-1405.

Le Quéré, C. et al. Temporary reduction in daily global CO₂ emissions during the COVID-19 forced confinement. *Nat. Clim. Chang.*, v. 10, p. 647–653, 2020.

Lewis, A. C. et al. Evaluating the performance of low cost chemical sensors for air pollution research. *Faraday Discuss.*, v. 189, p. 85–103, 2016.

Li, H. Z. et al. Spatially dense air pollutant sampling: implications of spatial variability on the representativeness of stationary air pollutant monitors. *Atmos. Environ.*, n. 10, 2019.

Lin, C. et al. Evaluation and calibration of aeroqual series 500 portable gas sensors for accurate measurement of ambient ozone and nitrogen dioxide. *Atmospheric Environment*, n. 100, p. 111–116, 2015.

Lipton, Z. C. The mythos of model interpretability. *Commun. ACM*, n. 61(10), p. 36–43, 2018.

Lisboa, H. M. Controle da poluição atmosférica - Cap. 1. 2014.

Liu, X. et al. A survey on gas sensing technology. Sensors 12 (7), v. 9635, 2012.

Liu, X. et al. Bicycle-borne sensor for monitoring air pollution near roadways. *IEEE International Conference on Consumer Electronics-Taiwan*, p. 166–167, 2015.

Liu, Z. et al. Near-real-time monitoring of global CO_2 emissions reveals the effects of the COVID-19 pandemic. *Nat. Commun.* 11, v. 5172, 2020.

Long, R. et al. Procedures and concepts of EPA's ongoing sensor evaluation efforts. *Air Waste Manage. Assoc.*, Pittsburgh, PA, p. 8–9, 2014.

Loureiro, L. N. Panorâmica sobre emissões atmosféricas estudo de caso: Avaliação do inventário de emissões atmosféricas da região metropolitana do Rio de Janeiro para fontes móveis. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

Luftdaten. Sensor. Community. 2022. Disponível em: https://luftdaten.info. Acesso em: 23 de fev. de 2022.

Löndahl, J. et al. Size-resolved respiratory-tract deposition of fine and ultrafine hydrophobic and hygroscopic aerosol particles during rest and exercise. *Inhalation Toxicology*, v. 19(2), p. 109–116, 2007.

Maag, B. et al. Pre-deployment testing, augmentation and calibration of cross-sensitive sensors. In Proceedings of the 2016 International Conference on Embedded Wireless Systems and Networks, EWSN, p. 169–180, 2016.

Maag, B.; Zhou, Z.; Thiele, L. W-air: Enabling personal air pollution monitoring on wearables. *Proc. ACM Interact. Mob. Wearable Ubiquitous Technol.*, n. 2(1):24, p. 1–24:25, 2018.

Machin, A. B.; Nascimento, L. F. C. Efeitos da exposição a poluentes do ar na saúde das crianças de cuiabá, mato grosso, brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 34, n. e00006617, 2018.

Manojkumar, N.; Monishraj, M.; Srimuruganandam, B. Commuter exposure concentrations and inhalation doses in traffic and residential routes of Vellore city, India. *Atmospheric Pollution Research*, v. 12, p. 219–230, 2021.

Marcuzzo, F. F. N. A distribuição espacial da chuva mensal e anual no território do município de São Paulo. 2016.

Margaritis, D. et al. Calibration of low-cost gas sensors for air quality monitoring. Aerosol and Air Quality Research, 2021.

Martins, C. R. et al. Química atmosférica do enxofre (iv): emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. *Revista Química Nova*, São Paulo, SP, Brasil, v. 25, n. 2, 2002.

Masson, N.; Piedrahita, R.; Hannigan, M. Quantification method for electrolytic sensors in long-term monitoring of ambient air quality. *Sensors*, n. 15(10), p. 27283–27302, 2015.

Matthews, C. E. et al. Influence of exercise, walking, cycling, and overall nonexercise physical activity on mortality in chinese women. *Am. J. Epidemiol*, v. 165, 2007.

McCormack, M. B. et al. Indoor particulate matter increases asthma morbidity in children with non-atopic and atopic asthma. Annals of allergy, asthma & immunology: official publication of the American College of Allergy, Asthma & Immunology, n. 106, p. 308–15, 2011.

McCreanor, J. et al. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. N. Engl. J. Med., v. 357(23), p. 2348–2358, 2007.

McDonald, B. C. et al. Volatile chemical products emerging as largest petrochemical source of urban organic emissions. *Science*, n. 359(6377), p. 760–764, 2018.

McGranahan, G.; Murray, F. Air pollution and health in developing countries. ed. Stockholm Environment Institute (London, Sterling VA: Earthscan Publications Ltd), v. 41, 2003.

McKevitt, R. J. et al. Exposure to hydrocarbon concentrations while commuting or exercising in Dublin. *Atmospheric Environment*, v. 33(1), p. 1–8, 2007.

McNabola, A. et al. Relative exposure to fine particulate matter and VOC between transport microenvironments in dublin: Personal exposure and uptake. *Atmospheric Environment*, v. 42(26), p. 6496–6512, 2008.

Mead, M. I. et al. The use of electrochemical sensors for monitoring urban air quality in low-cost, high-density network. *Atmos. Environ.*, v. 70, p. 186–203, 2013.

Merz, P. H.; Painter, L. J.; Ryason, P. R. Aerometric data analysis—time series analysis and forecast and an atmospheric smog diagram. *Atmospheric Environment* (1967), n. 6(5), p. 319–342, 1972.

Metcalfe, S. et al. Atmospheric Pollution and Environmental Change Hodder Headline Group. 2005. 224 p. (Key Issues in Environmental Change, ISBN: 9780340719596).

Moraes, A. C. L. et al. Sibilância em crianças e adolescentes vizinhos a uma indústria petroquímica no Rio Grande do Norte, Brasil. *Jornal de Pediatria*, v. 86, p. 337–44, 2010.

Morawska, L. et al. The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities. *Environ. Int.*, v. 75, p. 199–205, 2015.

Morawska, L. et al. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Env. Int.*, v. 116, p. 286–299, 2018.

Mueller, N. et al. Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Prev. Med.*, 2015.

Munir, S. et al. Analysing the performance of low-cost air quality sensors, their drivers, relative benefits and calibration in cities - a case study in sheffield. *Environ. Monit.* Assess., v. 191(2):94, 2019.

Myllyvirta, L. Coronavirus temporarily reduced China's CO₂ emissions by a quarter. 2020. Disponível em: https://www.carbonbrief.org/ analysis-coronavirus-has-temporarilyreduced-chinas-co2-emissions-by-a-quarter>. Acesso em: 02 de mai. de 2021.

Möller, L.; Schuetzle, D.; Autrup, D. Future research needs associated with the assessment of potential human health risks from exposure to toxic ambient air pollutants. *Environ. Health Perspect.*, v. 102(Suppl. 4), p. 193–210, 1994.

Müller, A. M. et al. Heart rate measures from wrist-worn activity trackers in a laboratory and free-living setting: Validation study. *JMIR Mhealth Uhealth*, v. 7(10), n. e14120, 2019.

Nadeau, V. et al. Effect of physical exertion on the biological monitoring of exposure of various solvents following exposure by inhalation in human volunteers: I. Toluene. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, v. 3(9), p. 481–489, 2006.

Nascimento, A. P. et al. Associação entre concentração de partículas finas na atmosfera e doenças respiratórias agudas em crianças. Revista de Saúde Pública, v. 51, 2017.

Nemmar, A. et al. Recent advances in particulate matter and nanoparticle toxicology: a review of the in vivo and in vitro studies. *BioMed Research International*, n. 279371, 2013.

Nyhan, M. et al. Comparison of particulate matter dose and acute heart rate variability response in cyclists, pedestrians, bus and train passengers. *Science of the Total Environment.*, p. 468–469, 821–831, 2014.

Observatório das Metrópoles. Mapa da motorização individual no Brasil - relatório 2019. Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional - IPPUR, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2019.

Park, D. et al. Assessment and calibration of a low-cost $PM_{2.5}$ sensor using machine learning (HybridLSTM Neural Network): Feasibility study to build an air quality monitoring system. *Atmosphere*, v. 12, p. 1306, 2021.

Peters, A. et al. An expert report of the international society for environmental epidemiology (isee) and the european respiratory society (ers). Lausanne: ERS, 2019.

Peters, A. et al. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. New England Journal of Medicine, v. 351, n. 17, p. 1721–1730, 2004. PMID: 15496621.

Peterson, P. et al. Use of metal oxide semiconductor gas sensors for measuring nitrogen dioxide and ozone in urban environment. *Sensors*, v. 17, n. 1653, 2017.

Pezzagno, G. et al. Urinary concentration, environmental concentration, and respiratory uptake of some solvents: Effect of the work load. *American Industrial Hygiene Association Journal*, v. 49(11), p. 546–552, 1988.

Piepoli, M. F. et al. Statement on cardiopulmonary exercise testing in chronic heart failure due to left ventricular dysfunction: recommendations for performance and interpretation. Part I: definition of cardiopulnonary exercise testing parameters for appropriate use in chronic heart failure. Eur. J. Cardiovasc. Prev. Rehabil., v. 13(2), p. 150–64, 2006.

Plantower Technology. Product data manual of PLANTOWER PMS7003. 2016. Disponível em: https://download.kamami.pl/p564008-PMS7003%20series%20data%20manua_English_V2.5.pdf. Acesso em: 23 de fev. de 2022.

Pokric, P. et al. Ekonet - environmental monitoring using low-cost sensors for detecting gases, particulate matter and meteorological parameters. *Eighth International Conference on Innovative Mobile and Internet Services in Ubiquitous Computing*, p. 421426, 2014.

POLAR. Transmissor cardíaco Polar H10. Kempele, Finlândia: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.polar.com/br/produtos/accessorios/transmissor_cardiaco_h10. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Polar Electro. *Diário Polar*. Kempele, Finlândia: [s.n.], 2022. Disponível em: https://flow.polar.com/diary. Acesso em: 11 de mai. de 2022.

Polezer, G. Avaliação integrada da poluição atmosférica, impactos na saúde e valoração nos custos devido a exposição ao material particulado em Curitiba. 128 p. Dissertação (Mestrado) — Curso de Engenharia e Ciências dos Materiais, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Paraná, Curitiba, Brasil, 2015.

Prefeitura de São Paulo. GeoSampa: Mapa Digital da Cidade de São Paulo. 2022. Disponível em: http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx. Acesso em: 12 de mar. de 2022.

Pöschl, U. Protein cross-linking and oligomerization through dityrosine formation upon exposure to ozone. *Environ. Sci. Technol.*, v. 49(18), p. 10859–66, 2015.

Quartz Components. *GPS Antenna (1575.42 MHz)*. 2022. Disponível em: https://quartzcomponents.com/products/gpa-antenna-1575-42-mhz. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Rada, E. C. et al. Pespectives of low-cost sensors adoption for air quality monitoring. *SCI Bull*, v. 74, p. 1454–2358, 2012.

Radke, L. F. et al. Airborne studies of particles and gases from forest fires. *Urban Climate*, n. 28(1), p. 30–34, 2017.

Rai, A. et al. End-user perspective of low cost sensors for outdoor air pollution monitoring. *Sci. Total Environ.*, n. 607, p. 691–705, 2017.

Rai, A. C. et al. End-user perspective of low cost sensors for outdoor air pollution monitoring. *Sci. Total Environ.*, v. 607, p. 691–705, 2011.

Ramos, C. A. et al. Air pollutant exposure and inhaled dose during urban commuting: a comparison between cycling and motorized modes. *Air Qual. Atmos. Health*, v. 9, p. 867–879, 2016.

Ramos, C. A. et al. Estimating the inhaled dose of pollutants during indoor physical activity. *Sci. Total Environ.*, p. 527–528:111–8, 2015.

Rao, X. et al. Effect of particulate matter air pollution on cardiovascular oxidative stress pathways. *Antioxid Redox Signal*, v. 28(9), p. 797–818, 2018.

Rasmussen, C. E. Gaussian Processes in Machine Learning. San Heidelberg, Berlin: Lecture Notes in Computer Science. Springer., 2004. 63–71 p.

Ripoll, A. Testing the performance of sensors for ozone pollution monitoring in a citizen science approach. *Sci. Total Environ.*, n. 651, p. 1166–1179, 2019.

Ritz, B.; Wilhelm, M. Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles county, California, 1994-1996. *Environ. Health Perspect.*, n. 111(2), p. 207–216, 2003.

Rojas-Rueda, D. et al. The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: Health impact assessment study. *British Medical Journal*, v. 343, 2011.

Romain, A. C.; Nicolas, J. Long term stability of metal oxide-based gas sensors for e-nose environmental applications: An overview. *Sensors and Actuators B: Chemical*, n. 146(2), p. 502–506, 2010.

Rosenbloom, D. et al. COVID-19 recovery for climate. *Science*, v. 368, n. 6490, p. 447, 2020.

- Ruiz-Malagón, E. J. et al. Comparison between photoplethysmographic heart rate monitor from Polar Vantage M and Polar V800 with H10 chest strap while running on a treadmill: Validation of the Polar Precision PrimeTM photoplestimographic system. *Proc IMechE Part P: J. Sports Engineering and Technology*, p. 1–7, 2020.
- Russell, A. G.; Brunekreef, B. A focus on particulate matter and health. *Environmental Science and Technology*, n. 43, p. 4620–4625, 2009.
- Sahu, R. et al. Validation of low-cost sensors in measuring real-time PM_{10} concentrations at two sites in Delhi national capital region. *Sensors*, v. 20, n. 1347, 2020.
- Salamone, F. et al. Low-cost thermohygrometers to assess thermal comfort in the built environment: A laboratory evaluation of their measurement performance. *Buildings*, v. 12, p. 579, 2022.
- Salcedo, R. L. R. et al. Time-series analysis of air pollution data. *Atmospheric Environment*, n. 33(15), p. 2361–2372, 1999.
- Saldiva, P. H. et al. Respiratory changes due to long-term exposure to urban levels of air pollution: a histopathologic study in humans. *Chest*, v. 113(5), p. 1312–1318, 1998.
- Saldiva, P. H. N.; Freitas, C. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em são paulo, 1993 a 1997. Revista Saúde Pública, 2004.
- Saldiva, P. H. N. et al. Effects of air pollution on blood pressure and heart rate variability: a panel study of vehicular traffic controllers in the city of Sao Paulo, Brazil. *European Heart Journal*, São Paulo, SP, Brasil, v. 26, p. 193–200, 2005.
- Samet, J. M. et al. Assessment of heart rate as a predictor of ventilation. *Investigator's Report. Health Effects Institute*, Boston, MA, USA, n. 59, 1993.
- Santos, R. M. O aporte de poeira do Saara aos aerossóis na Amazônia central determinada com medidas in situ e sensoriamento remoto. Tese (Doutorado) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Clima e Ambiente (CLIAMB), Manaus, AM, Brasil, 2018.
- Santos, U. P. et al. Poluição do ar ambiental: efeitos respiratórios. *J. Bras. Pneumol.*, v. 47(1):e2020026, 2021.
- Santos, U. P. et al. Association between traffic air pollution and reduced forced vital capacity: A study using personal monitors for outdoor workers. *PLoS One*, v. 11(10):e0163225, 2016.
- Santos, U. P. et al. Exposure to fine particles increases blood pressure of hypertensive outdoor workers: A panel study. *Environ. Res.*, v. 174, p. 88–94, 2019.
- Saukh, O.; Thiele, L. Reducing multi-hop calibration errors in large-scale mobile sensor networks. *In Proceedings of the 14th International Conference on Information Processing in Sensor Networks, IPSN*, New York, NY, USA, p. 274–285, 2015.
- Schraufnagel, D. E. et al. Air pollution and noncommunicable diseases: A review by the forum of international respiratory societies' environmental committee, Part 1: The damaging effects of air pollution. *Chest*, v. 155(2), p. 409–416, 2019.

Schwartz, J. et al. Exposure to airborne particulate matter is associated with methylation pattern in the asthma pathway. *Epigenomics*, v. 5, n. 2, p. 147–154, 2013.

Seigneur, C. Air Pollution: Concepts, Theory, and Applications. 2019. 370 p. Cambridge University Press.

Seinfeld, J. H. et al. *Chemistry of the Natural Atmospheres*. New York, NY: [s.n.], 1998. John Wiley and Sons.

Seinfeld, J. H. et al. From air pollution to climate change. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016.

Sensirion. Market trends in refrigerant leakage detection. 2022. Disponível em: https://sensirion.com/products/product-insights/specialist-articles/market-trends-in-refrigerant-leakage-detection>. Acesso em: 28 de mar. de 2022.

Sensirion AG. SHT85. Staefa, Suíça: [s.n.], 2022a. Disponível em: https://sensirion.com/products/catalog/SHT85. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Sensirion AG. *Datasheet SHT85*. Staefa, Suíça: [s.n.], 2022b. Disponível em: Sensors_SHT85_Datasheet.pdf>. Acesso em: 15 de mar. de 2022.

Setton, E. et al. The impact of daily mobility on exposure to traffic-related air pollution and health effect estimates. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, v. 21, p. 42–48, 2011.

Sharma, J. et al. Emerging role of mitochondria in airborne particulate matter-induced immunotoxicity. *Environmental Pollution*, v. 270, n. 116242, 2021.

Shen, J. et al. Commuter exposure to particulate matters in four common transportation modes in Nanjing. *Build. Environ.*, v. 156, p. 156–170, 2019.

Siciliano, B. et al. The updated brazilian national air quality standards: A critical review. J. Braz. Chem. Soc., v. 31(3), p. 523–535, 2020.

Sivaraman, V. et al. Hazewatch: A participatory sensor system for monitoring air pollution in sydney. In: 38th Annual IEEE Conference on Local Computer Networks - Workshops. [S.l.: s.n.], 2013. p. 56–64.

Sly, P. D. et al. Environmentally persistent free radicals: Linking air pollution and poor respiratory health? Am. J. Respir. Crit. Care Med., v. 200(8), p. 1062–1063, 2019.

Smith, K. R. Fuel combustion, air pollution exposure, and health: The situation in developing countries. *Annu. Rev. Energy Environ.*, v. 18, p. 529–66, 1993.

Smith, K. R.; Balakrishnan, K. Mitigating climate, meeting mdgs, and mod-erating chronic disease: the health co-benefits landscape. *Health Ministers Update*, p. 59–65, 2009.

Smith, K. R. et al. Clustering approaches to improve the performance of low cost air pollution sensors. *Faraday Discuss.*, v. 200, p. 621637, 2017.

Snyder, E. G. et al. The changing paradigm of air pollution monitoring. *Environ. Sci. Technol.*, v. 47, p. 11369–11377, 2013.

South Coast Air Quality Management. Air quality sensor performance evaluation center (AQSPEC). Diamond Bar, CA, 2017.

Spinelle, L.; Aleixandre, M.; Gerboles, M. Protocol of evaluation and calibration of low-cost gas sensors for the monitoring of air pollution. *Joint Research Centre (Report EUR 26112 EN)*, 2013.

Spinelle, L. et al. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. part B: NO, CO and CO₂. Sensors and Actuators B: Chemical, n. 238, p. 706–715, 2017.

Spinelle, L. et al. Field calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part A: Ozone and nitrogen dioxide. *Sensors and Actuators B: Chemical*, v. 215, p. 249–257, 2015.

Stern, A. C. et al. Fundamentals of Air Pollution. 2. ed. [S.l.]: Academic Press, Inc.: Orlando, 1984.

Strak, M.; Boogaard, H.; Meliefste, K. Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists. *Occupational and Environmental Medicine*, v. 64, p. 118–124, 2010.

Strickland, M. J. et al. Implications of different approaches for characterizing ambient air pollutant concentrations within the urban airshed for time-series studies and health benefits analyses. *Environmental Health*, v. 10, 2011.

Sun, L. et al. Development and application of a next generation air sensor network for the Hong Kong marathon. Air quality monitoring sensors, v. 16, p. 211–229, 2016.

Suárez, L. et al. Personal exposure to particulate matter in commuters using different transport modes (bus, bicycle, car and subway) in an assigned route in downtown Santiago, Chile. *Environ. Sci.*, p. 1309–1317, 2014.

São Paulo. Secretaria Municipal Planejamento, Qualidade Ambiental. São Paulo, SP, Brasil, 1985.

São Paulo. Decreto 59.113, 23 de abril de 2013. Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas. São Paulo, SP, Brasil, 2013.

São Paulo. Decreto nº 64.881, de 22/03/2020. Decreta quarentena no Estado de São Paulo, no contexto da pandemia do COVID-19 (Novo Coronavírus), e dá providências complementares. São Paulo, SP, Brasil, 2020.

Tainio, M. et al. Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Prev. Med.*, v. 87, p. 233–236, 2016.

Takano, A. P. C. et al. Pleural anthracosis as an indicator of lifetime exposure to urban air pollution: An autopsy-based study in Sao Paulo. *Environ. Res.*, v. 173, p. 23–32, 2019.

Tang, G. et al. Mixing layer height and its implications for air pollution over Beijing, China. Atmospheric Chemistry and Physics, n. 16(4), p. 2459–2475, 2016.

Toledo, G. I. F. M. et al. Poluição veicular e saúde da população: uma revisão sobre o município de São Paulo (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, São Paulo, SP, Brasil, v. 14, n. 3, p. 445–54, 2011.

- Trilles, S. et al. Air quality trend of PM_{10} . Statistical models for assessing the air quality impact of environmental policies. Sustainability, v. 11(20), p. 1–18, 2019.
- TuDelft. Particle counter (PAMAS OLS 4031). 2022. Disponível em: https://www.tudelft.nl/en/ceg/about-faculty/departments/watermanagement/research/waterlab/equipment/particle-counter-pamas-ols-4031). Acesso em: 30 de mar. de 2022.
- Tundo, P. et al. *Mudanças climáticas globais*. 2007. Consórcio Inter-Universitário Nacional "A Química para o Ambiente" e IUPAC União Internacional de Química Pura e Aplicada.
- United Nations Environment Programme. Why low-cost sensors? Opportunities and Challenges. 2022. Disponível em: https://www.unep.org/explore-topics/air/what-we-do/monitoring-air-quality/why-low-cost-sensors-opportunities-and. Acesso em: 08 de mar. de 2022.
- U.S. Environmental Protection Agency. A Conceptual Framework for U.S. EPA's National Exposure Research Laboratory. Washington, DC, USA: [s.n.], 2009.
- U.S. Environmental Protection Agency. Next Generation Air Monitoring. 2013. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=307346. Acesso em: 14 de fev. de 2022.
- U.S. Environmental Protection Agency. Sensor Evaluation Report. Washington, DC: [s.n.], 2014a. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=277270>. Acesso em: 08 de mar. de 2022.
- U.S. Environmental Protection Agency. Air Sensor Guidebook. Washington, DC: [s.n.], 2014b. Disponível em: <a href="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si_public_record_report.cfm?Lab="https://cfpub.epa.gov/si_public_record_report.cfm].
- U.S. Environmental Protection Agency. *Particulate Matter (PM) Pollution*. 2021a. Disponível em: https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Acesso em: 21 de mar. de 2021.
- U.S. Environmental Protection Agency. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). 2021b. Disponível em: https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table. Acesso em: 22 de mar. de 2021.
- U.S. Environmental Protection Agency. *Clean Air Act.* 2021c. Disponível em: http://www.epa.gov/air/caa. Acesso em: 22 de mar. de 2021.
- U.S. Environmental Protection Agency. *Technical Air Pollution Resources*. 2021d. Disponível em: https://www.epa.gov/technical-air-pollution-resources. Acesso em: 22 de mar. de 2021.
- U.S. Environmental Protection Agency. How to Use Air Sensors: Air Sensor Guidebook. 2022a. Disponível em: https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox/ how-use-air-sensors-air-sensor-guidebook>. Acesso em: 12 de fev. de 2022.
- U.S. Environmental Protection Agency. Air Sensor Toolbox. 2022b. Disponível em: https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox>. Acesso em: 12 de fev. de 2022.

U.S. National Park Service. Where Does Air Pollution Come From? 2021. Disponível em: https://www.nps.gov/subjects/air/sources.htm. Acesso em: 25 de mar. de 2021.

Van Roosbroeck, S. et al. Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to traffic-related air pollution among adults. *Environmental Science and Technology*, v. 42, p. 1337–1344, 2008.

Villa, T. F. et al. Development and validation of a uav based system for air pollution measurements. *Sensors*, p. 22022217, 2016.

Vincent, J. H. et al. Aerosol sampling, science and practice. 1990. 390 p. Wiley Online Library.

Visscher, A. D. Air dispersion modeling: foundations and applications. [S.l.: s.n.], 2014.

Wagner, P.; Schäfer, K. Influence of mixing layer height on air pollutant concentrations in an urban street canyon. *Urban Climate*, n. 22, p. 64–79, 2017.

Wallace, J. M. et al. Atmospheric Science An Introductory Survey. Amsterdam, NL: [s.n.], 2006. 367-368 p. Elsevier.

Wallace, L. A. et al. A linear model relating breath concentrations to environmental exposures: application to a chamber study of four volunteers exposed to volatile organic chemicals. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, v. 3(1), p. 75–102, 1993.

Wallace, L. A. et al. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. *New England Journal of Medicine*, v. 351(17), p. 1721–1730, 2007.

Wang, C. et al. Metal oxide gas sensors: Sensitivity and influencing factors. *Sensors*, v. 10, n. 2088, 2010.

Wang, K. et al. Evaluating the feasibility of a personal particle exposure monitor in outdoor and indoor microenvironments in Shanghai, China. *Int. J. Environ. Health Res.*, v. 29, p. 209–220, 2019.

Wang, T.; Han, W.; Zhang, M. Unmanned aerial vehicle-borne sensor system for atmosphere-particulate-matter measurements: Design and experiments. *Sensors*, v. 20(1), p. 57, 2019.

Wang, Y. et al. Laboratory evaluation and calibration of three low cost particle sensors for particulate matter measurement. *Aerosol Science and Technology*, v. 49:11, p. 1063–1077, 2015.

Warneck, P. et al. *Atmospheric Chemistry and Physics*. New York, NY: [s.n.], 1998. Academic Press Inc.

Watts, A. Strange events: Earth's upper atmosphere creating glowing clouds. 2018. Disponível em: https://wattsupwiththat.com/2018/08/15/ strange-events-earths-upper-atmosphere-creating-glowing-clouds>. Acesso em: 05 de mai. de 2021.

Wei, P. et al. Impact analysis of temperature and humidity conditions on electrochemical sensor response in ambient air quality monitoring. *Sensors*, v. 18, p. 59, 2018.

Weichenthal, S. et al. Traffic-related air pollution and acute changes in heart rate variability and respiratory function in urban cyclists. *Environ. Health Perspect.*, v. 119 (10), p. 1373–1378, 2011.

Weisman, I. M. et al. Erratum ats/accp statement on cardiopulmonary exercise testing. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, v. 167(10), p. 1451–1452, 2003.

West, J. B. Respiratory physiology: The essentials. 9. ed. [S.l.]: Lippincott Williams Wilkins, 2012. 6496–6512 p.

Wetchakun, K. et al. Semiconducting metal oxides as sensors for environmentally hazardous gases. Sensors Actuators B Chem., v. 160, p. 580–591, 2011.

White, R. M. et al. Sensors and 'apps' for community-based atmospheric monitoring. Air and Waste Management Association's Magazine for Environmental Managers, v. 5, p. 36–40, 2012.

Wilhelm, M.; Ritz, B. Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles County, California, 1994-1996. *Environ. Health Perspect.*, v. 111(2), p. 207–216, 2004.

Willians, R. et al. Observed data quality concerns involving low-cost air sensors. *Atmospheric Environment*, v. 3, 2019.

World Health Organization. Guidelines for air quality. Genebra, Suíça: [s.n.], 1991.

World Health Organization. Guidelines for air quality. Genebra, Suíça: [s.n.], 2000.

World Health Organization. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. 2005. Disponível em: http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf?sequence=1. Acesso em: 12 de ago. de 2019.

World Health Organization. Ambient (outdoor) air pollution. 2021a. Disponível em: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health>. Acesso em: 31 de jan. de 2022.

World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter $(PM_{2.5} \text{ and } PM_{10})$, ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. 2021b. Disponível em: https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228. Acesso em: 31 de jan. de 2022.

World Health Organization. Air quality database. 2022. Disponível em: <https://www.who.int/data/gho/data/themes/air-pollution/who-air-quality-database. Acesso em: 31 de jan. de 2022.

World Meteorological Organization. Low cost sensors for the measurement of atmospheric composition: overview of topic and future applications. 2018. Disponível em: http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/gaw_home_en.html. Acesso em: 30 de mar. de 2022.

World Resources Institute (WRI). World Resources 1996-97. 1996.

Xavier, H. T. et al. Diretriz brasileira de dislipidemias e prevenção da ateroscierose. *Arquivo Brasileiro de Cardiologia*, v. 101, p. 1–22, 2013.

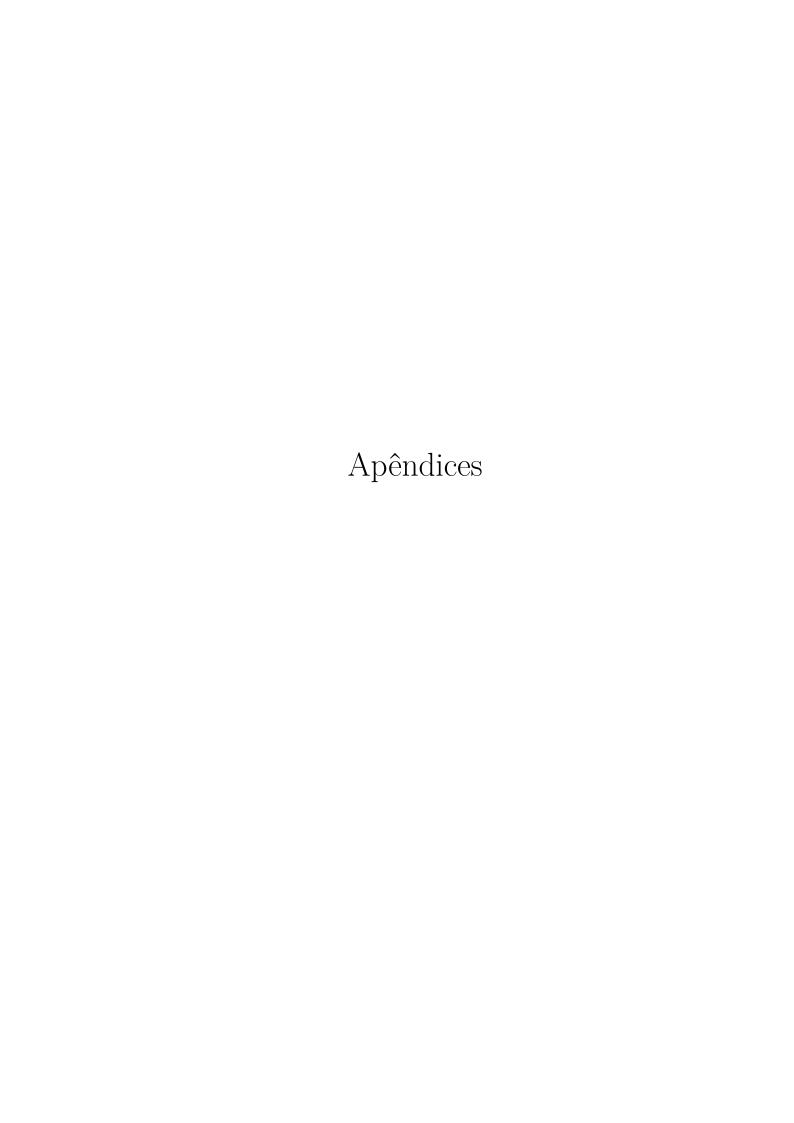
Xing, Y.; Xu, Y.; Shi, M. The impact of PM_{2.5} on the human respiratory system. *Journal of Thoracic Disease*, v. 8(1), p. 69–74, 2016.

Zimmerman, N. et al. A machine learning calibration model using random forests to improve sensor performance for lower-cost air quality monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*, n. 11(1), p. 291–313, 2018.

Zuidema, C. et al. Deployment, calibration, and cross-validation of low-cost electrochemical sensors for carbon monoxide, nitrogen oxides, and ozone for an epidemiological study. *Sensors*, Basel, Suíça, v. 21(12), n. 4214, 2021.

Zuurbier, M. et al. Minute ventilation of cyclists, car and bus passengers: an experimental study. *Environ. Health.*, v. 8:48, 2009.

Zuurbier, M. et al. Commuters' exposure to particulate matter air pollution is affected by mode of transport, fuel type and route. *Environ. Health Perspect.*, v. 118, p. 783–789, 2010.



A

Documentos da pesquisa

A.1 Termo de Consentimento Livre e Esclarecido - TCLE

Figura 98 – TCLE - Página 1

Avaliação das funções cardiorrespiratórias de indivíduos expostos a poluição do ar em São Paulo, em deslocamentos com bicicletas 02/2022

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

DOCUMENTO DE IDENTIDADE Nº:	SEXO: .M F
DATA NASCIMENTO://	Nº APTO:
BAIRRO:	CIDADE
CEP: TEL	.EFONE: DDD ()
	to a consider the h
	tor, curador etc.)
DOCUMENTO DE IDENTIDADE: DATA NASCIMENTO:://	SEXO: M □ F □
ENDEREÇO:	NºAPTO:
	CIDADE:
	DADOS SOBRE A PESQUISA
I. TÍTULO DO PROTOCOLO D	DE PESQUISA:
PESQUISADOR: Paulo Hilário	Nascimento Saldiva
CARGO/FUNCÃO: Professor T	itular do Departamento de Patologia (FMUSP)
NSCRIÇÃO CONSELHO REG	
•	uldade de Medicina da Universidade de São Paulo (FMUSP)
SINIDADE DO HOLIWOOL . Lact	andade de Medicina da Oniversidade de Odo i adio (i Mooi)
_	PESOLIISA
AVALIAÇÃO DO RISCO DA	T EGGGIOA.
2. AVALIAÇÃO DO RISCO DA	Y PISCO MÉDIO
2. AVALIAÇÃO DO RISCO DA RISCO MÍNIMO RISCO BAIXO	X RISCO MÉDIO RISCO MAIOR

Rubrica do participante da pesquisa

Rubrica do pesquisador responsável 1/4 Rubrica do pesquisador executante

Figura 99 – TCLE - Página 2

Avaliação das funções cardiorrespiratórias de indivíduos expostos a poluição do ar em São Paulo, em deslocamentos com bicicletas 02/2022

4 - Apresentação:

Convidamos o senhor a participar de uma pesquisa científica. Pesquisa é um conjunto de procedimentos que procura criar ou aumentar o conhecimento sobre um assunto. Estas descobertas embora frequentemente não tragam benefícios diretos ao participante da pesquisa, podem no futuro ser úteis para muitas pessoas.

Para decidir se aceita ou não participar desta pesquisa, o senhor precisa entender o suficiente sobre os riscos e benefícios, para que possa fazer um julgamento consciente. Inicialmente explicaremos as razões da pesquisa. A seguir, forneceremos um termo de consentimento livre e esclarecido (TCLE), documento que contém informações sobre a pesquisa, para que leia e discuta com familiares e ou outras pessoas de sua confiança. Uma vez compreendido o objetivo da pesquisa e havendo seu interesse em participar, será solicitada a sua rubrica em todas as páginas do TCLE e sua assinatura na última página. Uma via assinada deste termo deverá ser retida pelo senhor ou por seu representante legal e uma cópia será arquivada pelo pesquisador responsável.

5A) Justificativa, objetivos e procedimentos:

A pesquisa tem o objetivo de estudar o impacto da poluição do ar no sistema cardiorrespiratório do voluntário ao longo de seus percursos diários, com a utilização de equipamento de baixo custo com sensores para a análise da qualidade do ar (embarcado na estrutura da bicicleta), medição da frequência cardíaca (com uma cinta Polar), coleta de saliva (tubo *Salivette*) e lágrimas (com tiras de *Schirmer*). Todos os procedimentos são considerados seguros, não oferecendo riscos ao participante.

5B) Desconfortos, riscos e benefícios

Se aceitar participar deste estudo, o senhor será submetido a coletas de lágrimas utilizando tiras de *Schirmer*, que possuem em sua composição um papel filtro poroso, que acumula o líquido lacrimal. Esse procedimento pode trazer um pequeno desconforto inicial, porém, sem trazer prejuízo a saúde ocular. Os outros procedimentos não apresentam desconforto, por não serem invasivos, sendo a coleta de saliva em um tubo *Salivette*, com o auxílio de um algodão que fará a coleta dentro da boca, absorvendo o material líquido e o frequencímetro (cinta Polar), que será colocada na altura do peito durante os percursos. Outro ponto é que os deslocamentos com a bicicleta, deverão ser feitos sem o uso da máscara, não oferecendo risco adicional ao que já se conhece sobre a exposição humana em ambientes urbanos com a presença de emissões atmosféricas e baixo risco de contágio ao COVID, visto que o percurso será feito em ambiente aberto e com circulação de ar livre.

Não há benefício direto para o senhor. Estudos científicos baseiam-se na análise de grande número de amostras, sendo impossível estimar o benefício individual de cada paciente incluído no estudo. Pode ser que os resultados deste estudo tragam um benefício para uma parcela de

Rubrica do participante da pesquisa Rubrica do pesquisador responsável 2/4

Fonte: Elaborado pelo autor.

Rubrica do pesquisador executante

Figura 100 – TCLE - Página 3

Avaliação das funções cardiorrespiratórias de indivíduos expostos a poluição do ar em São Paulo, em deslocamentos com bicicletas 02/2022 pacientes no futuro. Estes resultados podem levar muitos anos para serem alcançados, por isso qualquer benefício proveniente desse estudo, caso haja, será apenas em longo prazo.

5C) Forma de acompanhamento e assistência

O senhor foi acompanhado pela equipe médica do INCOR durante o estudo.

Em qualquer etapa do estudo, o senhor terá acesso aos profissionais responsáveis pela pesquisa. O pesquisador principal é o **Dr. Paulo Hilário Nascimento Saldiva**, que pode ser encontrado na Faculdade de Medicina da USP, Av. Dr. Arnaldo, 455 sl.1106, telefone (11) 3061-7239, horário de atendimento 08:00 às 18h:00. O pesquisador executante é o **Erick Frederico Kill Aquiar**, que pode ser encontrado na Faculdade de Medicina da USP, Av. Dr. Arnaldo, 455 sl.1106, telefone (11) 3061-7239, horário de atendimento 08:00 às 18h:00.

Se você tiver alguma consideração ou dúvida sobre a ética da pesquisa, entre em contato com o Comitê de Ética em Pesquisa da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (**CEP-FMUSP**): Av. Dr. Arnaldo, 251 - Cerqueira César - São Paulo - SP -21º andar - sala 36- CEP: 01246-000, horário de atendimento: 8:00-17:00h; Tel: (11) 3893-4401/4407 E-mail: cep.fm@usp.br

5D) Liberdade de recusar-se e retirar-se do estudo

A escolha de entrar ou não nesse estudo é inteiramente sua. Caso o senhor se recuse a participar deste estudo, o senhor receberá o tratamento habitual, sem qualquer tipo de prejuízo ou represália. O senhor também tem o direito de retirar-se deste estudo a qualquer momento e, se isso acontecer, seu médico continuará a tratá-lo sem qualquer prejuízo ao tratamento ou represália.

5E) Manutenção do sigilo e privacidade

Os seus dados serão analisados em conjunto com outros pacientes, não sendo divulgado a identificação de nenhum paciente sob qualquer circunstância.

Solicitamos sua autorização para que os dados obtidos nesta pesquisa sejam utilizados em uma publicação científica, meio como os resultados de uma pesquisa são divulgados e compartilhados com a comunidade científica.

5F) O senhor receberá uma via deste Termo de Consentimento Livre e Esclarecido.

5G) Garantia de Ressarcimento

O senhor não terá qualquer custo, pois o custo desta pesquisa será de responsabilidade do orçamento da pesquisa. O senhor tem direito a ressarcimento em caso de despesas decorrentes da sua participação na pesquisa.

Rubrica do participante da pesquisa Rubrica do pesquisador responsável 3/4

Rubrica do pesquisador executante

Figura 101 – TCLE - Página 4

Avaliação das funções cardiorrespiratórias de indivíduos expostos a poluição do ar em São Paulo, em deslocamentos com bicicletas 02/2022

5H) Garantia de indenização

O senhor tem direito à indenização diante de eventuais danos decorrentes da pesquisa.

Acredito ter sido suficientemente informado a respeito das informações que li ou que foram lidas para mim, descrevendo o estudo "Avaliação das funções cardiorrespiratórias de indivíduos expostos a poluição do ar em São Paulo em deslocamentos com bicicletas".

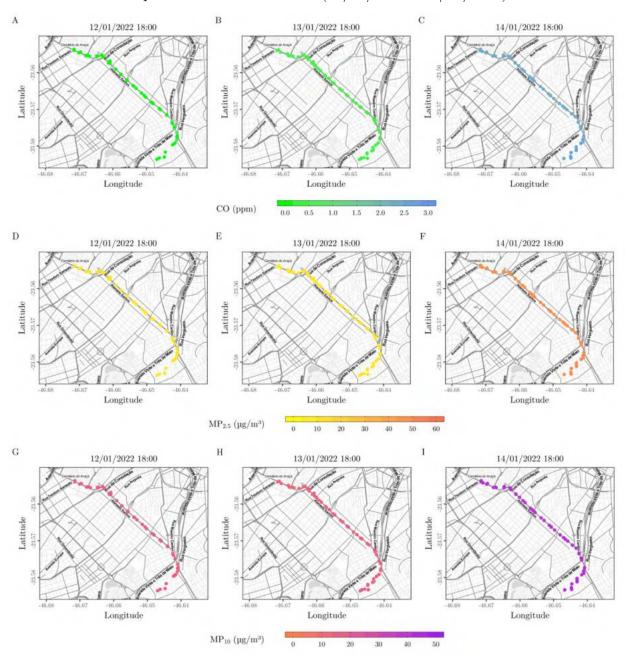
Eu discuti com o pesquisador executante **Erick Frederico Kill Aguiar** sobre a minha decisão em participar nesse estudo. Ficaram claros para mim quais são os propósitos do estudo, os procedimentos a serem realizados, seus desconfortos e riscos, as garantias de confidencialidade e de esclarecimentos permanentes. Ficou claro também que minha participação é isenta de despesas e que tenho garantia do acesso a tratamento hospitalar, quando necessário. Concordo voluntariamente em participar deste estudo e poderei retirar o meu consentimento a qualquer momento, antes ou durante o mesmo, sem penalidades ou prejuízo ou perda de qualquer benefício que eu possa ter adquirido, ou no meu atendimento neste Serviço.

Assinatura do participante da pesquisa		
(Somente para o responsável do pro	<u>ieto</u>)	
Declaro que obtive de forma apropriada	a e voluntária o Consentimento L	ivre e Esclarecido deste
paciente para a participação neste estu-	do.	
Assinatura do responsável pelo estudo	Data//	
Assinatura do pesquisador executante		
Rubrica do participante da pesquisa	Rubrica do pesquisador responsável	Rubrica do pesquisador executante

Espacialização dos dados

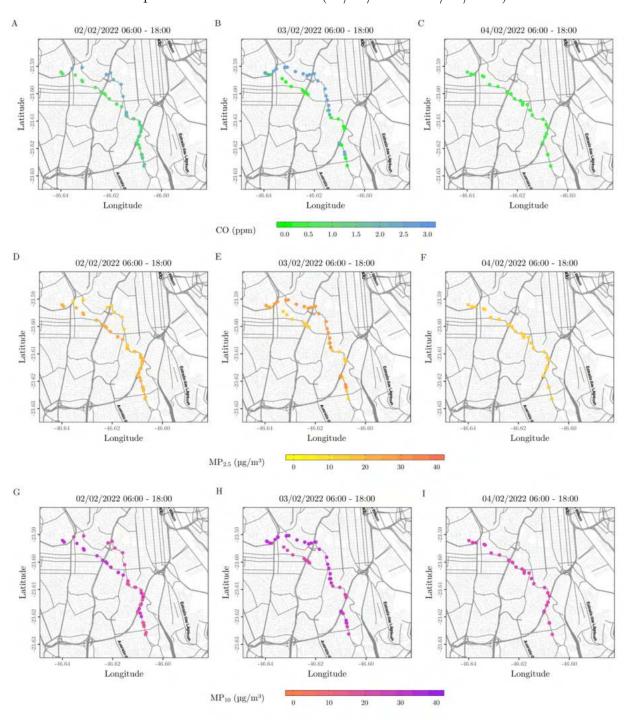
B.1 Concentração dos poluentes nos percursos dos voluntários

Figura 102 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 1 (12/01/2022 a 14/01/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 12/01/2022 18:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 13/01/2022 18:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 14/01/2022 18:00;
- D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 12/01/2022 18:00;
- E Registro de $MP_{2,5}$ (µg/m³) do dia 13/01/2022 18:00;
- F Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 14/01/2022 18:00; G Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 12/01/2022 18:00;
- H Registro de $\mathrm{MP_{10}}~(\mu\mathrm{g/m^3})$ do dia 13/01/2022 18:00;
- I Registro de MP $_{10}$ (µg/m³) do dia 14/01/2022 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

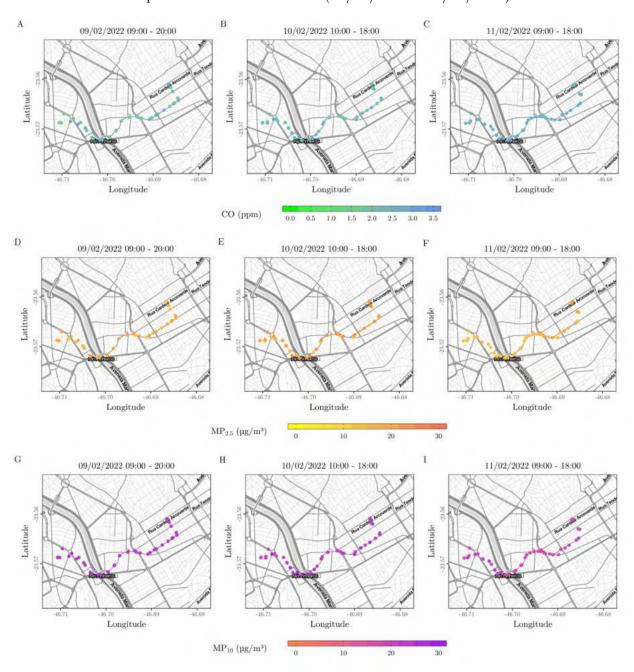
Figura 103 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 2 (02/02/2022 a 04/02/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 02/02/2022 06:00 18:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 03/02/2022 06:00 18:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 04/02/2022 06:00 18:00;
- D Registro de MP2,5 (µg/m³) do dia 02/02/2022 06:00 18:00;
- E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 03/02/2022 06:00 18:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 03/02/2022 06:00 18:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 04/02/2022 06:00 18:00; G Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 02/02/2022 06:00 18:00;

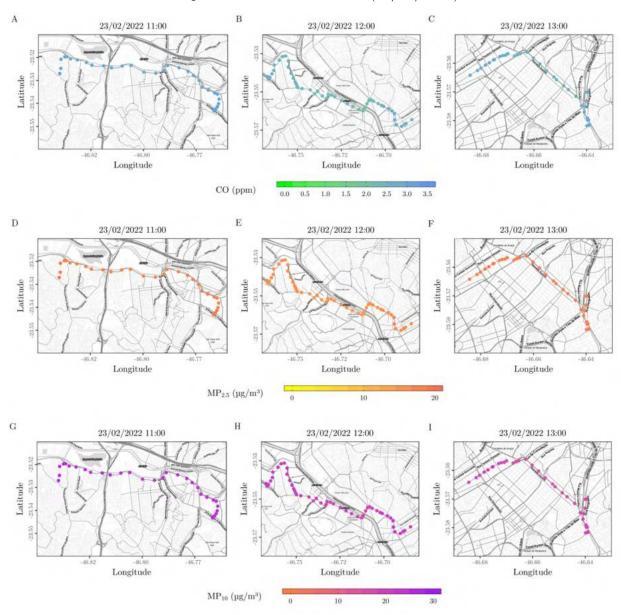
- H Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 03/02/2022 06:00 18:00;
- I Registro de MP $_{10}~(\mu {\rm g/m^3})$ do dia 04/02/2022 06:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 104 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 3 (09/02/2022 a 11/02/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 09/02/2022 09:00 20:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 10/02/2022 10:00 18:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 11/02/2022 09:00 18:00;
- D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 09/02/2022 09:00 20:00;
- E Registro de $MP_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) do dia 10/02/2022 10:00 18:00;
- F Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 11/02/2022 09:00 18:00; G Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 09/02/2022 09:00 20:00;
- H Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 10/02/2022 10:00 18:00;
- I Registro de MP_{10} ($\mu g/m^3$) do dia 11/02/2022 09:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

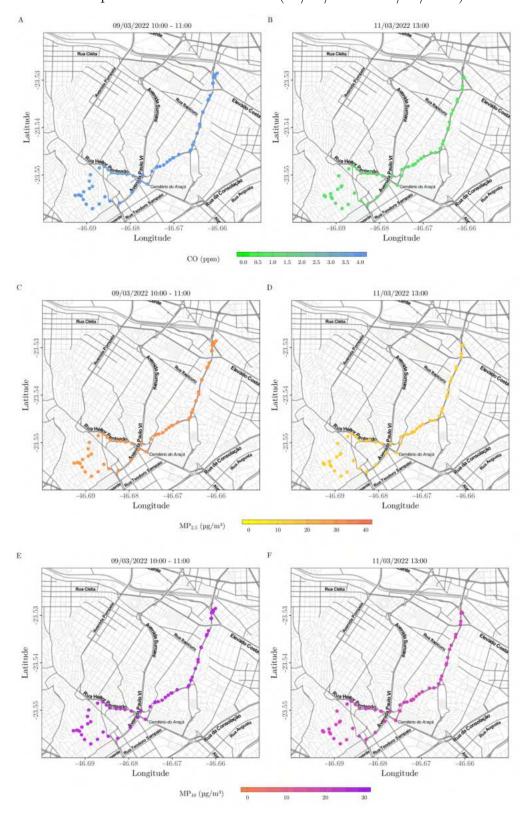
Figura 105 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 5 (23/02/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 23/02/2022 11:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 23/02/2022 12:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 23/02/2022 13:00;
- D Registro de $MP_{2,5}~(\mu g/m^3)$ do dia 23/02/2022~11:00;
- E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 23/02/2022 12:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 23/02/2022 13:00;

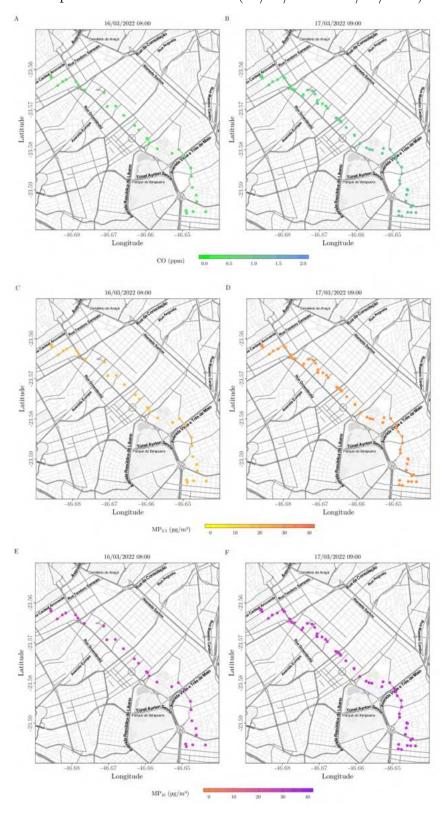
- G Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 23/02/2022 13:00; H Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 23/02/2022 12:00; I Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 23/02/2022 13:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 106 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 6 (09/03/2022 e 11/03/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 09/03/2022 10:00 11:00; B - Registro de CO (ppm) do dia 11/03/2022 13:00; C. Registro de MPs - (ppm) do dia 09/03/2022 10:00 - 11:00
- C Registro de MP_{2,5} (ppm) do dia 09/03/2022 10:00 11:00; D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 11/03/2022 13:00;
- E Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 09/03/2022 10:00 11:00; F Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 11/03/2022 13:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

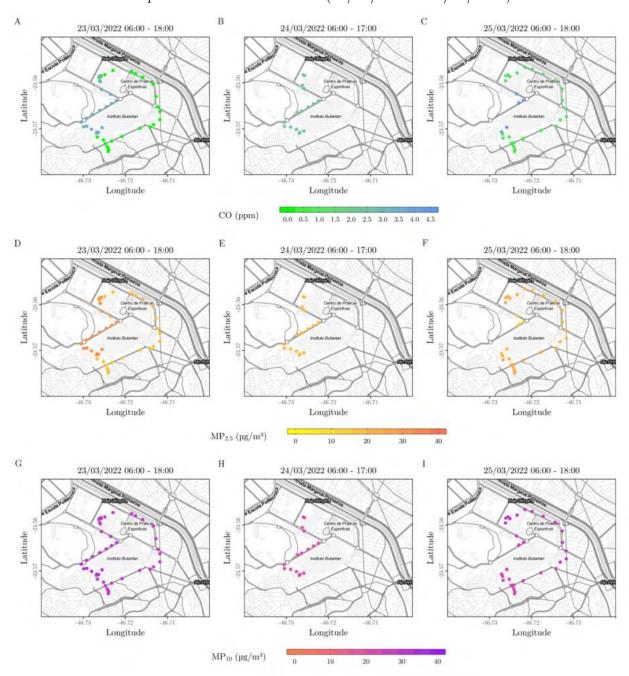
Figura 107 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 7 (16/03/2022 e 17/03/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 16/03/2022 08:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 17/03/2022 09:00;

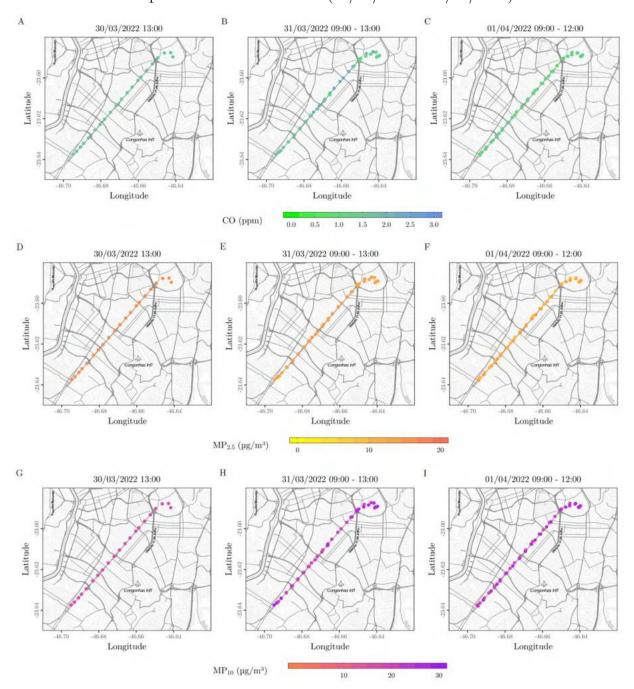
- C Registro de MP_{2,5} (ppm) do dia 16/03/2022 08:00; D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 16/03/2022 09:00; E Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 16/03/2022 08:00; F Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 17/03/2022 09:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 108 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 8 (23/03/2022 a 25/03/2022)



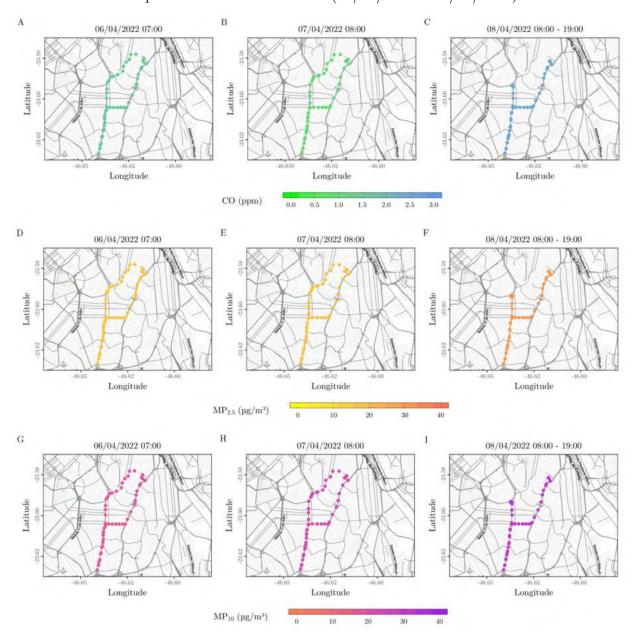
- A Registro de CO (ppm) do dia $23/03/2022\ 06:00$ 18:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 24/03/2022~06:00 17:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 25/03/2022 06:00 18:00;
- D Registro de MP2,5 (µg/m³) do dia 23/05/2022 06:00 18:00;
- E Registro de $MP_{2,5}$ (µg/m³) do dia 24/05/2022 06:00 17:00;
- F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 25/03/2022 06:00 18:00;
- G Registro de MP $_{10}$ (µg/m 3) do dia 23/03/2022 06:00 18:00; H Registro de MP $_{10}$ (µg/m 3) do dia 24/03/2022 06:00 17:00;
- I Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 25/02/2022 06:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 109 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 9 (30/03/2022 a 01/04/2022)



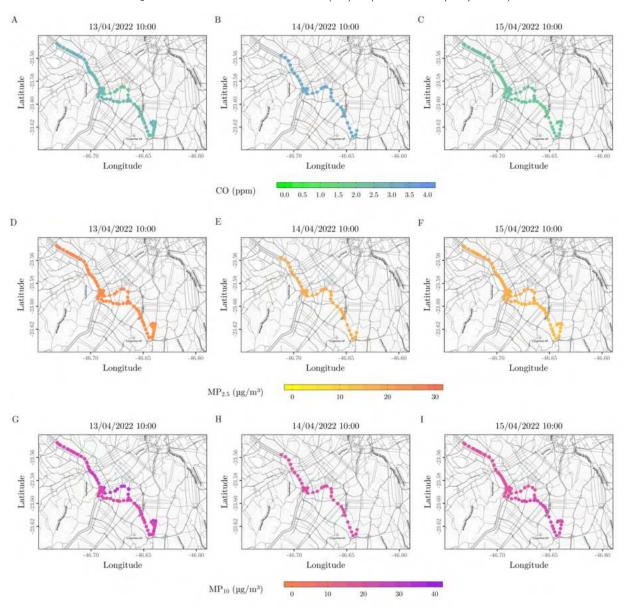
- \mathbf{A} Registro de CO (ppm) do dia 30/03/2022 13:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 31/03/2022 09:00 13:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 01/04/2022 09:00 12:00;
- D Registro de $MP_{2,5}$ (µg/m³) do dia 30/03/2022 13:00;
- E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 31/03/2022 09:00 13:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 01/04/2022 09:00 12:00; G - Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 30/03/2022 13:00;
- H Registro de MP $_{10}$ (µg/m 3) do dia 31/03/2022 09:00 13:00; I Registro de MP $_{10}$ (µg/m 3) do dia 01/04/2022 09:00 12:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 110 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 10 (06/04/2022 a 08/04/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 06/04/2022 07:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 07/04/2022 08:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 08/04/2022 08:00 19:00;
- D Registro de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g}/\mathrm{m}^3)$ do dia 06/04/2022 07:00;
- E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 07/04/2022 08:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 08/04/2022 08:00 19:00;
 - G Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 06/04/2022 07:00;
- H Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 07/04/2022 08:00; I Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 08/04/2022 08:00 19:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

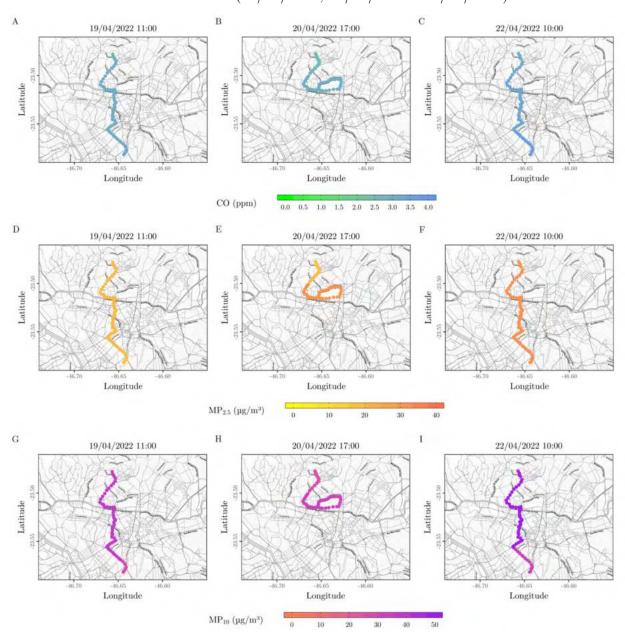
Figura 111 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 11 (13/04/2022 a 15/04/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 13/04/2022 10:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 14/04/2022 10:00; C Registro de CO (ppm) do dia 15/04/2022 10:00;
- D Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 13/04/2022 10:00; E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 14/04/2022 10:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 15/04/2022 10:00;

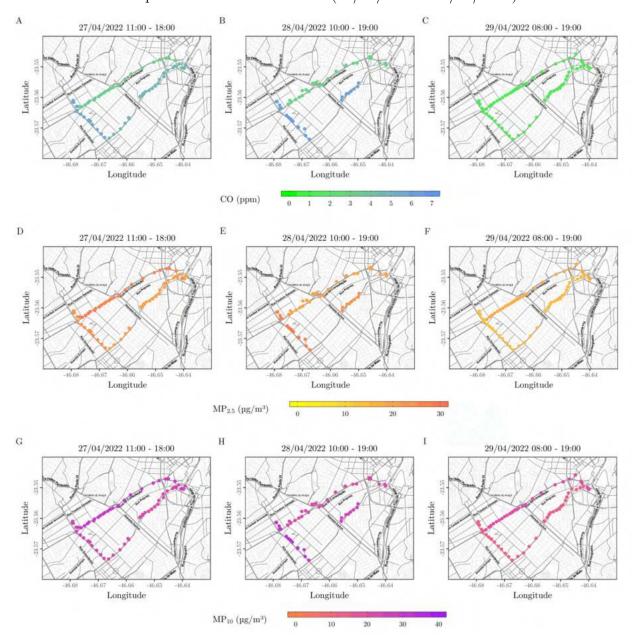
- G Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 13/04/2022 10:00; H Registro de MP₁₀ (µg/m³) do dia 14/04/2022 10:00;
- I Registro de MP $_{10}$ (µg/m³) do dia 15/04/2022 10:00.

Figura 112 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 12 (19/04/2022, 20/04/2022 e 22/04/2022)



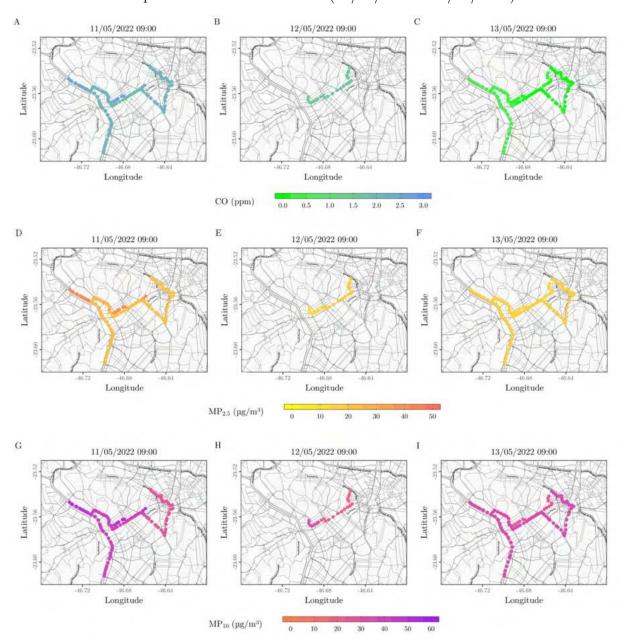
- \mathbf{A} Registro de CO (ppm) do dia 19/04/2022 11:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 20/04/20222 17:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 22/04/2022 10:00;
- D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 19/04/2022 11:00;
- E Registro de $\mathrm{MP}_{2,5}$ (µg/m³) do dia 20/04/2022 17:00;
- F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 22/04/2022 10:00; G Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 19/04/2022 11:00;
- H Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 20/04/2022 17:00;
- I Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 22/04/2022 10:00.
 - Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 113 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 13 (27/04/2022 a 29/04/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 27/04/2022 11:00 18:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 28/04/20222 10:00 19:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 29/04/2022 08:00 19:00;
- D Registro de MP2,5 (µg/m³) do dia 27/04/2022 11:00 18:00;
- E Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 28/04/2022 10:00 19:00; F Registro de MP_{2,5} (μ g/m³) do dia 29/04/2022 08:00 19:00;
- G Registro de $MP_{10}~(\mu g/m^3)$ do dia 27/04/2022 11:00 18:00;
- H Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 28/04/2022 10:00 19:00;
- I Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 29/04/2022 08:00 19:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

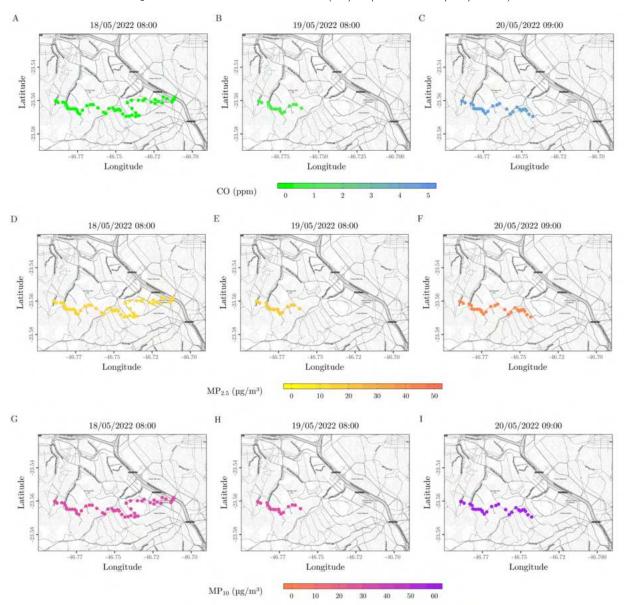
Figura 114 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 14 (11/05/2022 a 13/05/2022)



- A Registro de CO (ppm) do dia 11/05/2022 09:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 12/05/20222 09:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 13/05/2022 09:00;
- D Registro de $MP_{2,5}$ (µg/m³) do dia 11/05/2022 09:00;
- E Registro de $MP_{2,5}~(\mu g/m^3)$ do dia 12/05/2022~09:00;
- F Registro de $MP_{2,5}$ (µg/m³) do dia 13/05/2022 09:00;

- G Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 11/05/2022 09:00; H Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 12/05/2022 09:00; I Registro de MP_{10} (µg/m³) do dia 13/05/2022 09:00.

Figura 115 – Concentração dos poluentes nos percursos do voluntário 15 (18/05/2022 a 20/05/2022)

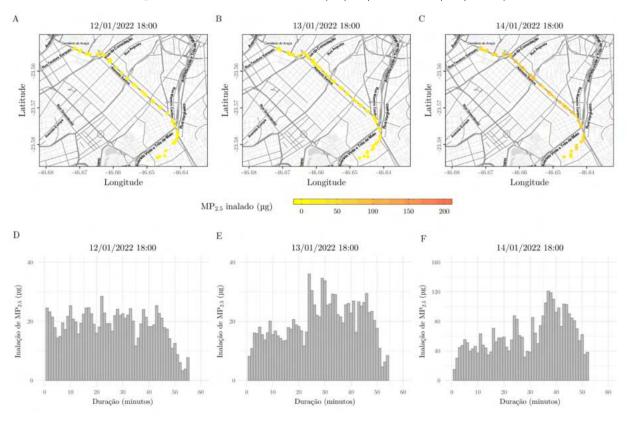


- \mathbf{A} Registro de CO (ppm) do dia 18/05/202208:00;
- B Registro de CO (ppm) do dia 19/05/20222 08:00;
- C Registro de CO (ppm) do dia 20/05/2022 09:00; D Registro de MP_{2,5} (µg/m³) do dia 18/05/2022 08:00;
- E Registro de $MP_{2,\,5}~(\mu g/m^3)$ do dia 19/05/2022 08:00;
- $\begin{array}{l} F = \text{Registro de MP}_{2,5} \ (\mu\text{g/m}^-) \ \text{do dia } 19/05/2022 \ 08:00; \\ F = \text{Registro de MP}_{2,5} \ (\mu\text{g/m}^3) \ \text{do dia } 20/05/2022 \ 09:00; \\ G = \text{Registro de MP}_{10} \ (\mu\text{g/m}^3) \ \text{do dia } 18/05/2022 \ 08:00; \\ H = \text{Registro de MP}_{10} \ (\mu\text{g/m}^3) \ \text{do dia } 19/05/2022 \ 08:00; \\ \end{array}$

- I Registro de MP₁₀ (μ g/m³) do dia 20/05/2022 09:00.

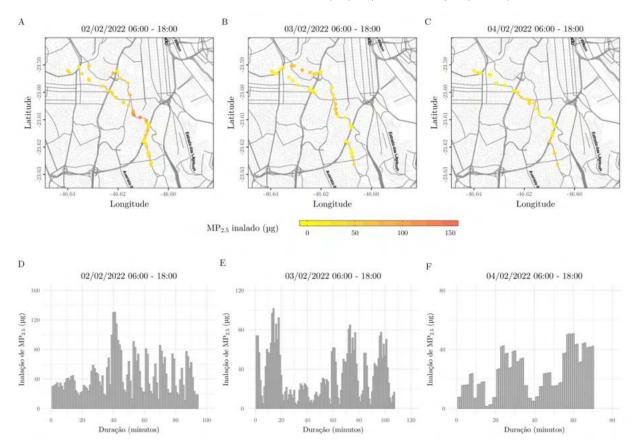
B.2 Carga inalada dos poluentes nos percursos dos voluntários

Figura 116 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 1 (12/01/2022 a 14/01/2022)



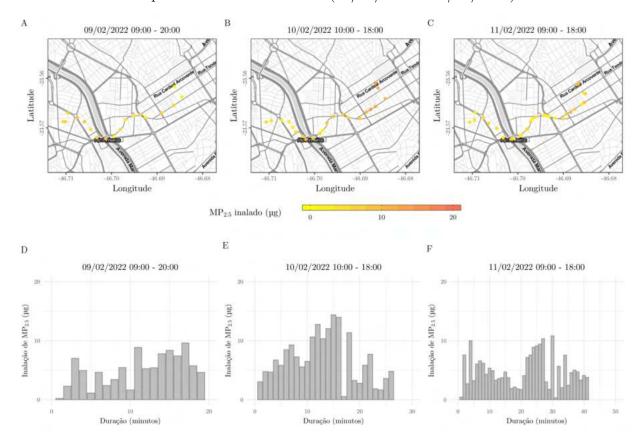
- A Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 12/01/2022 18:00;
- B Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 13/01/2022 18:00;
- C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 14/01/2022 18:00;
- D Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 12/01/2022 18:00;
- E Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 13/01/2022 18:00;
- F Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 14/01/2022 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 117 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ nos percursos do voluntário 2 (02/02/2022 a 04/02/2022)



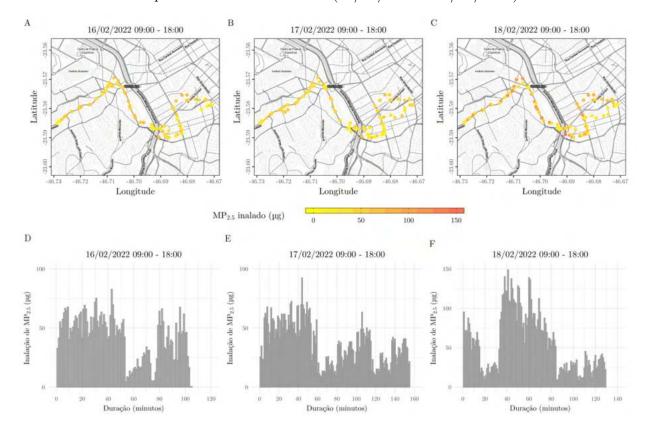
- A Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 02/02/2022 06:00 18:00; B Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 03/02/2022 06:00 18:00; C Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 04/02/2022 06:00 18:00; c Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 04/02/2022 06:00 18:00; c Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 04/02/2022 06:00 18:00; c Carga inalada de MP_{2,5} (μ g) no dia 04/02/2022 06:00 18:00;
- D Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 02/02/2022 06:00 18:00;
- E Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 03/02/2022 06:00 18:00;
- F Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 04/02/2022 06:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 118 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 3 (09/02/2022 a 11/02/2022)



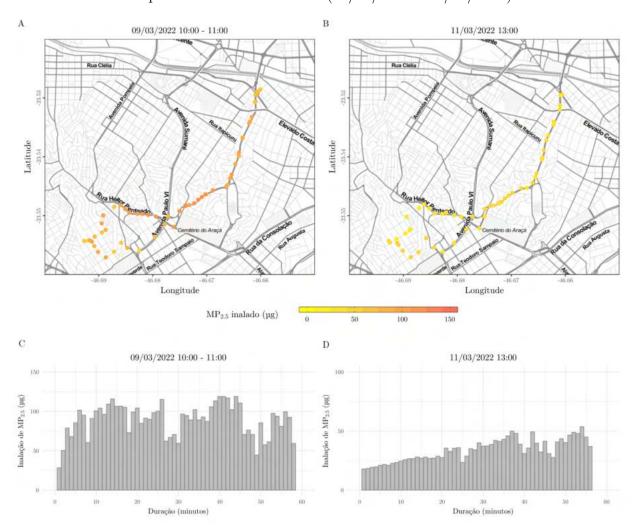
- A Carga inalada de ${\rm MP}_{2,5}$ (µg) no dia 09/02/2022 09:00 20:00;
- B Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 10/02/2022 10:00 18:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 11/02/2022 09:00 18:00;
- D Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ por duração (min) no dia 09/02/2022 09:00 20:00;
- E Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 10/02/2022 10:00 18:00; F Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 11/02/2022 09:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 119 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ nos percursos do voluntário 4 (16/02/2022 a 18/02/2022)



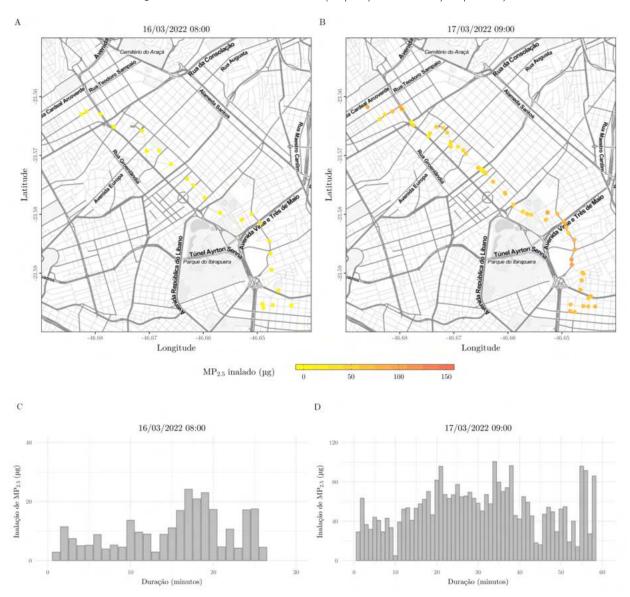
- A Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 16/02/2022 09:00 18:00; B Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 17/02/2022 09:00 18:00; C Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 18/02/2022 09:00 18:00; D Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (mi) no dia 16/02/2022 09:00 18:00; F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (mi) no dia 16/02/2022 09:00 18:00; F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (mi) no dia 16/02/2022 09:00 18:00; F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (mi) no dia 16/02/2022 09:00 18:00; E - Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 17/02/2022 09:00 - 18:00;
- F Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 18/02/202209:00 18:00.Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 120 – Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 6 (09/03/2022 e 11/03/2022)



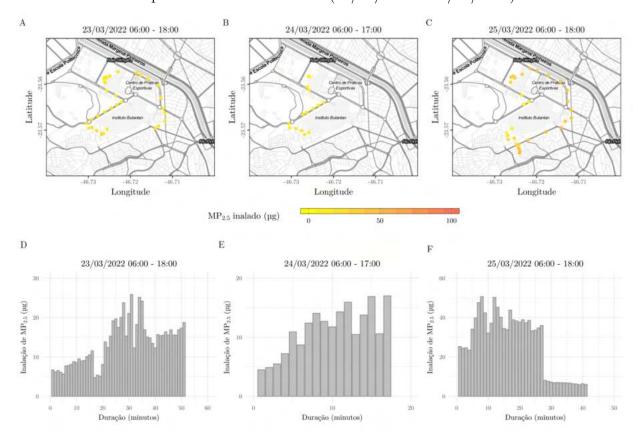
A - Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 09/03/2022 10:00 - 11:00; B - Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 11/03/2022 13:00; C - Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 09/03/2022 10:00 - 11:00; D - Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 11/03/2022 13:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 121 – Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 7 (16/03/2022 e 17/03/2022)



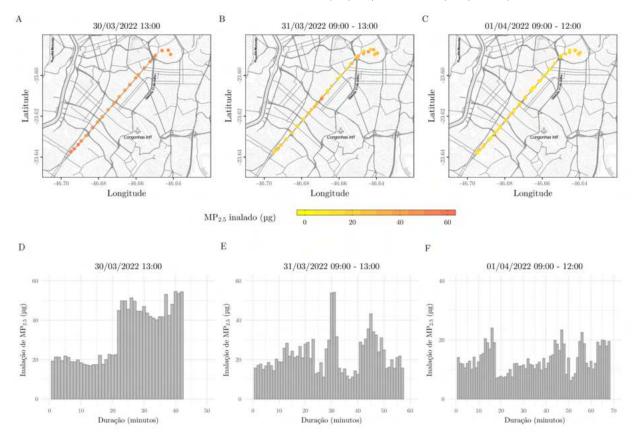
- A Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 16/03/2022 08:00; B Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 17/03/2022 09:00;
- C Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 16/03/2022 08:00; D Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 17/03/2022 09:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 122 – Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 8 (23/03/2022 a 25/03/2022)



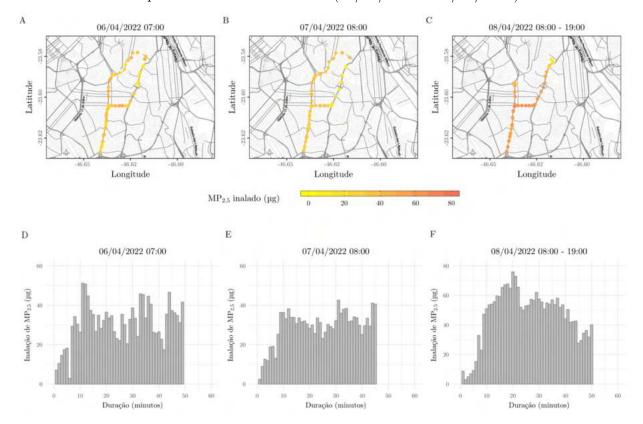
- A Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 23/03/2022 06:00 18:00; B Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 24/03/2022 06:00 17:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 18:00; circle de de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 18:00; circle de de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; circle de de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no dia 25/03/2022 06:00 08:00; C Carga inalada de $MP_{2,5}$ (µg) no
- D Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 23/03/2022 06:00 18:00;
- E Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 24/03/2022 06:00 17:00;
- F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 25/03/2022 06:00 18:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 123 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ nos percursos do voluntário 9 (30/03/2022 a 01/04/2022)



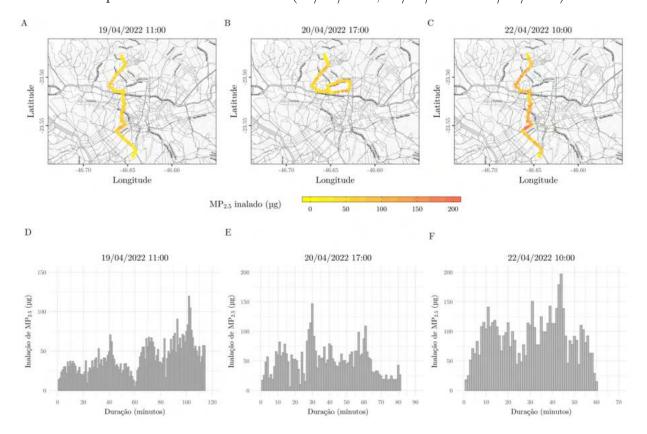
- A Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ no dia 30/03/2022 13:00;
- B Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 31/03/2022 09:00 13:00; C Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 01/04/2022 09:00 12:00;
- D Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 30/03/2022 13:00;
- E Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 31/03/2022 09:00 13:00;
- F Carga inalada de MP $_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ por duração (min) no dia 01/04/2022 09:00 12:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 124 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 10 (06/04/2022 a 08/04/2022)



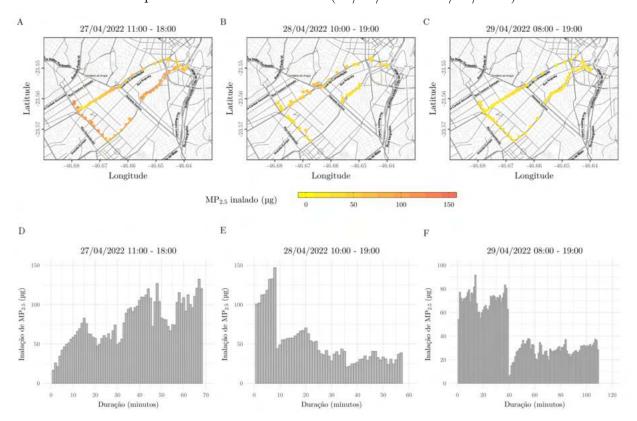
- A Carga inalada de MP2,5 (µg) no dia 06/04/2022 07:00;
- B Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 07/04/2022 08:00;
- C Carga inalada de MP2,5 (µg) no dia 08/04/2022 08:00 19:00;
- D Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 06/07/2022 07:00; E Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 07/04/2022 08:00;
- F Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 08/04/2022 08:00 19:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 125 – Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) nos percursos do voluntário 12 (19/04/2022, 20/04/2022 e 22/04/2022)



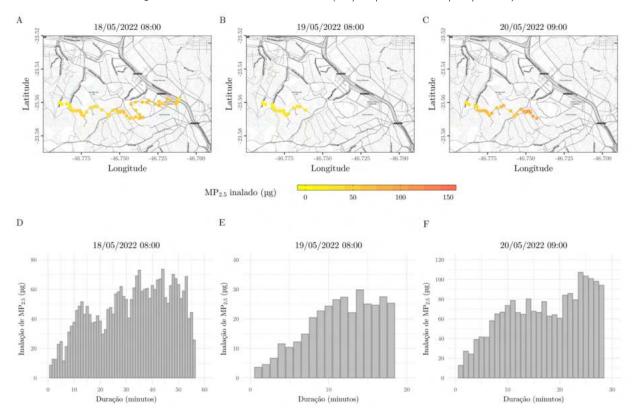
- A Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ no dia 19/04/2022 11:00;
- B Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 20/04/2022 17:00;
- C Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 22/04/2022 10:00;
- D Carga inalada de MP $_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ por duração (min) no dia 19/07/2022 11:00;
- E Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 20/04/2022 17:00;
- F Carga inalada de MP_{2,5} (ng) por duração (min) no dia 22/04/2022 10:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 126 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ nos percursos do voluntário 13 (27/04/2022 a 29/04/2022)

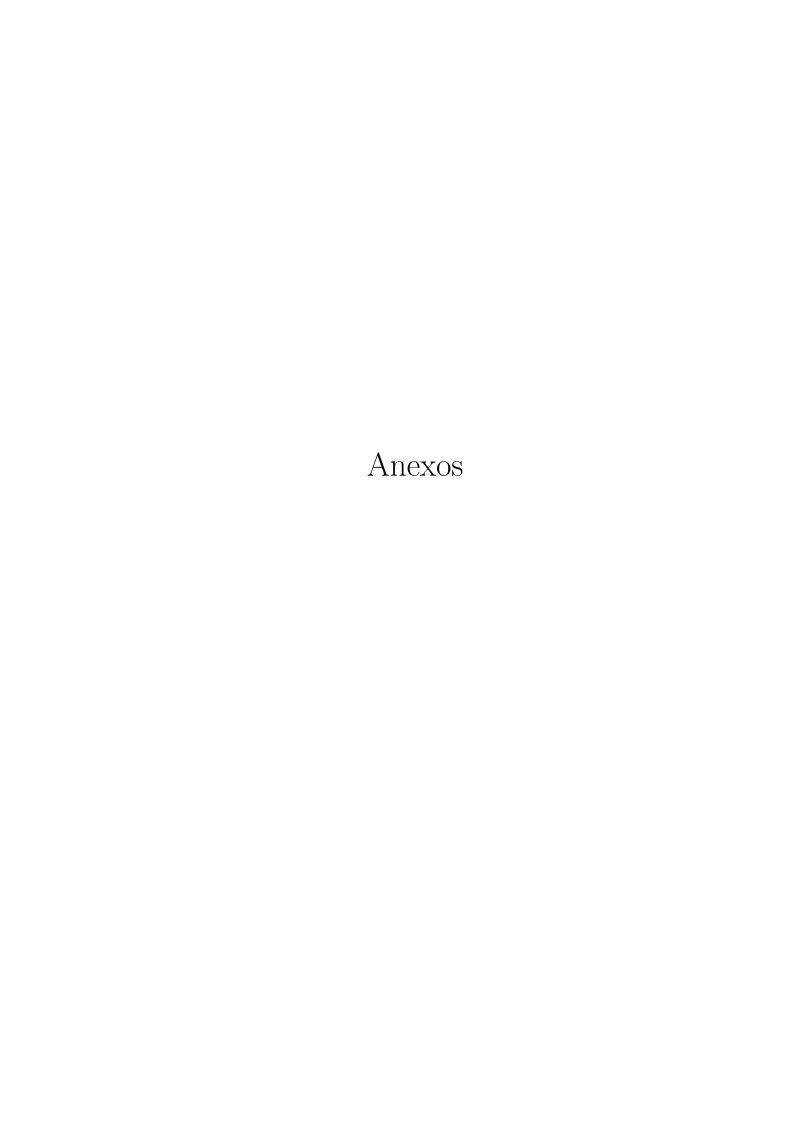


- A Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 27/04/2022 11:00 18:00; B Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 28/04/2022 10:00 19:00; C Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 29/04/2022 08:00 19:00; Carga inalada de MP_{2,5} (µg) no dia 29/04/2022 08:00 19:00; 10:0
- D Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 27/07/2022 11:00 18:00;
- E Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) por duração (min) no dia 28/04/2022 10:00 19:00;
- F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 29/04/2022 08:00 19:00. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 127 – Carga inalada de $\mathrm{MP}_{2,5}~(\mu\mathrm{g})$ nos percursos do voluntário 15 (18/05/2022 a 20/05/2022)



- A Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 18/05/2022 08:00; B Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 19/05/2022 08:00; C Carga inalada de MP $_{2,5}$ (µg) no dia 20/05/2022 09:00;
- D Carga inalada de MP2,5 (µg) por duração (min) no dia 18/05/2022 08:00;
- E Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 19/05/2022 08:00; F Carga inalada de MP_{2,5} (µg) por duração (min) no dia 20/05/2022 09:00. Fonte: Elaborado pelo autor.



A

Questionário

A.1 Questionário aplicado para a seleção dos voluntários

Figura 128 – Questionário aplicado para a seleção dos voluntários

Questionário ECRHS-BR

European Community Respiratory Health Surveillance

Para responder a estas questões, por favor, escolha a resposta apropriada e se você não estiver com certeza, por favor, responda "não".

1.	Você teve chiado ou sibilo no peito alguma vez nos últimos 12 meses?
Não () Sim ()
Se a re	sposta for "não", vá para a questão 2. Se "sim"
1.1	Quando você teve chiado, sentiu falta de ar junto?
Não () Sim ()
1.2	Você teve chiado e sibilos mesmo quando não estava resfriado?
Não () Sim ()
2.	Você acordou com a sensação de aperto/opressão torácica no peito alguma vez nos últimos 12
meses?	
Não () Sim ()
3.	Você acordou por causa de uma crise de falta de ar nos últimos 12 meses?
Não () Sim ()
4.	Você acordou por causa de uma crise de tosse nos últimos 12 meses?
Não () Sim ()
5.	Você teve uma crise de asma nos últimos 12 meses?
Não () Sim ()
6.	Você está usando no momento algum medicamento (incluindo inalações,
bombi	nhas ou comprimidos) para asma?
Não () Sim ()
7.	Você tem alguma alergia no nariz (rinite)?
Não () Sim ()
8.	Qual é a sua data de nascimento?//
9.	Qual é a data de hoje?//
10.	Seu sexo é masculino () ou feminino ()?
11.	Qual é o seu peso corporal (kg)?
OBS:	considera-se com asma os indivíduos que responderam sim para as perguntas 5 ou
6.	

Fonte: Adaptado de Jarvis et al. (2002).